



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

---

ESCUELA DE BIOLOGÍA

“Identificación de zonas cafetaleras clave para la conservación de la biodiversidad en el centro del estado de Veracruz”

Tesis que para obtener el título de  
LICENCIADO EN BIOLOGÍA

PRESENTA:

Cuauhtémoc Cabrera García

DIRECTOR:

Dr. Robert Hunter Manson



Octubre 2015

## AGRADECIMIENTOS

Al FORDECYT y al proyecto BIOCAFÉ por la beca otorgada para la realización de este trabajo.

Al Dr. Robert H. Manson por su confianza, apoyo y enseñanzas, sin las cuales no habría sido posible la realización de este trabajo.

A la Fis. Rosario Landgrave por sus enseñanzas en el uso de sistemas de información geográfica.

A los revisores M.C. Gonzalo Yañes Gómez y M.C. Silvestre Toxtle Tlamani, por sus comentarios y observaciones a este trabajo.

A todos los integrantes del equipo Manson por los buenos momentos, especialmente a Pierre Mokondoko por los consejos y asesorías.

A Carlos y Chanel por su amistad y apoyo en todo el tiempo que duró esta aventura, pero especialmente gracias por su apoyo en los momentos difíciles.

A mis profesores de la universidad por sus enseñanzas durante toda la carrera.

A todos los bebés, por los muy buenos momentos que pasamos juntos y de quienes agradezco y aprecio su amistad.

A Angeles y Josué, mis primeros grandes amigos de la universidad.

A mi familia, por todo su cariño, apoyo y confianza durante toda la vida tanto académica como personal.

A mis padres Elizabeth y Agustín, no me queda más que agradecerles por todo, sin ustedes no sería nada ni nadie.

A Paulina, por su apoyo durante la parte final de esta aventura, gracias por llegar en el momento preciso.

A todos quienes de alguna forma han formado parte de mi vida, gracias por las enseñanzas y las experiencias.

## Índice

Resumen.....	1
I. Introducción.....	3
II. Objetivos.....	28
III. Metodología.....	29
3.1 Área de estudio.....	29
3.2 Metodología general para la identificación de fincas de café prioritarias para la conservación de la biodiversidad.....	30
3.2.1 Evaluación de la calidad del hábitat provisto por las fincas de café.....	38
3.2.2 Evaluación de la importancia de las fincas de café como zonas de amortiguamiento del efecto de borde.....	42
3.2.3 Evaluación de la importancia de las fincas de café para el mantenimiento de la conectividad regional.....	42
3.2.4 Evaluación del riesgo de transformación de fincas de café a usos de suelo más intensificados.....	46
3.2.5 Cálculo del valor de importancia de fincas de café para la conservación de la biodiversidad.....	52
3.2.6 Análisis de sensibilidad del índice de importancia para la conservación de la biodiversidad.....	53
IV. Resultados.....	55
4.1. Calidad del hábitat presente en las fincas de café de la zona estudio.....	55
4.2 Importancia de las fincas de café como zonas de amortiguamiento.....	56
4.3 Importancia de las fincas de café para el mantenimiento de la conectividad regional.....	58
4.4 Riesgo de transformación a usos de suelo más intensificados.....	60
4.5 Índice de importancia de las fincas de café para la conservación de la biodiversidad.....	65
4.6 Sensibilidad del índice de importancia para la conservación de la Biodiversidad.....	66
V. Discusión.....	68
5.1 Calidad del hábitat en fincas de café.....	68
5.2 Capacidad de las fincas de café para amortiguar del efecto de borde.....	69
5.3 Importancia de las fincas de café para el mantenimiento de la conectividad en el paisaje.....	70
5.4 Riesgo de transformación a usos de suelo más intensificados.....	71
5.5 Valor de importancia de las fincas de café para la conservación de la biodiversidad.....	73
5.6 Sensibilidad del índice de importancia para la conservación de la Biodiversidad.....	74
VI. Conclusiones.....	77
VII. Recomendaciones.....	70
VIII. Bibliografía.....	81

## Índice de figuras.

Figura 1.- Distribución del bosque mesófilo de montaña en México.....	10
Figura 2.- Ubicación de zonas de producción de café en México (marcadas en gris), con respecto a las 14 zonas prioritarias para la conservación de la biodiversidad (marcadas en negro) propuestas por CONABIO.....	15
Figura 3.- Ubicación del área de estudio.....	29
Figura 4.- Vegetación y uso de suelo de la zona de estudio.....	31
Figura 5.- Tipos de suelo del área de estudio.....	33
Figura 6.- Climas presentes en el área de estudio.....	34
Figura 7.- Diagrama de flujo con el procedimiento general para el cálculo del índice de importancia para la conservación de la biodiversidad.....	37
Figura 8.- Índice de calidad de hábitat (Ch) de las fincas de café presentes en la zona de estudio.....	55
Figura 9.- Importancia de las fincas de café del área de estudio como zonas de amortiguamiento del efecto de borde, medida a través del inverso de la distancia a fragmentos de vegetación natural.....	57
Figura 10.- Índice de importancia para el mantenimiento de la conectividad del paisaje.....	59
Figura 11.- Fincas de café transformadas a otros usos de suelo durante el periodo de tiempo comprendido entre los años 2000 y 2010.....	60
Figura 12.- Área bajo la curva ROC y capacidad de clasificación (cambio / no cambio) del modelo de regresión logística binaria.....	62
Figura 13.- Riesgo de las fincas de café de ser transformadas a otros usos de suelo más intensificados.....	64
Figura 14.- Importancia de las fincas de café para la conservación de la biodiversidad.....	65
Figura 15.- Grupos generados mediante el análisis de sensibilidad, cada grupo se encuentra representado por el indicador con mayor influencia sobre cada uno de ellos.....	67

## Índice de cuadros.

Cuadro 1.- Número de fincas de café y superficie cultivada en hectáreas representadas en la zona de estudio.....	30
Cuadro 2.- Superficies de los tipos de vegetación y usos de suelo presentes en el área de estudio.....	32
Cuadro 3.- Superficies de los tipos de suelo presentes en el área de estudio.....	33
Cuadro 4.- Categorías de cambio en el estado de la vegetación con base en las diferencias temporales de los valores de NDVI.....	47
Cuadro 5.- Valores promedio del índice de calidad de hábitat por municipio.....	56
Cuadro 6.- Valores promedio del inverso de la distancia a fragmentos de vegetación natural.....	58
Cuadro 7.- Valores promedio por municipio del índice de importancia para el mantenimiento de la conectividad regional.....	59
Cuadro 8.- Transformación de fincas de café a otros usos de suelo más intensificados en el área de estudio.....	61
Cuadro 9.- Variables del modelo de regresión logística binaria que explican mejor el proceso de transformación de fincas de café a otros usos de suelo con una variación explicada del 27.57%.....	62
Cuadro 10.- Promedio del riesgo de transformación a otros usos de suelo por municipio...	64
Cuadro 11.- Promedio de los valores de importancia para la conservación de la biodiversidad expresados por municipio.....	66
Cuadro 12.- Efecto de cada uno de los indicadores sobre los valores del índice de importancia para la conservación de la biodiversidad.....	67

## RESUMEN.

Los agroecosistemas cafetaleros son capaces de proveer una cantidad importante de servicios ecosistémicos, siendo uno de los más importantes la conservación de la biodiversidad. Así mismo ayudan a conservar muchos de los procesos claves para el funcionamiento de los ecosistemas. En los últimos años la crisis del sector cafetalero ha derivado en la transformación de cultivos de café a usos de suelo más intensificados, provocando una pérdida considerable de la biodiversidad a causa de la desaparición y degradación del hábitat.

El presente estudio tuvo como objetivo identificar conjuntos de fincas cafetaleras prioritarias para la implementación de programas de pagos por servicios ambientales y/o certificación en la zona centro del estado de Veracruz con base en su importancia para la conservación de la biodiversidad. Mediante técnicas de percepción remota y un sistema de información geográfica se evaluaron cuatro atributos principales; *i)* la calidad del hábitat provisto por las fincas de café, *ii)* su capacidad para amortiguar el efecto de borde en los fragmentos de vegetación adyacente, *iii)* su importancia para el mantenimiento de la conectividad en el paisaje y *iv)* su riesgo de transformación a usos de suelo más intensificados así como las causas próximas que originan esta transformación. Finalmente se calculó un índice de importancia mediante la suma de los valores de los cuatro atributos evaluados anteriormente. Así mismo se realizó un análisis de sensibilidad para identificar los atributos con un mayor efecto sobre el índice de importancia.

Los resultados muestran que para el año 2010 se perdieron 1,463 hectáreas de café equivalentes al 9.53% de la cobertura existente en el año 2000, así mismo se encontró que las causas próximas de la conversión a otros usos de suelo se encuentran relacionadas con factores climáticos, geográficos y socioeconómicos. Por su parte el indicador con un mayor efecto sobre el índice de importancia fue la importancia para el mantenimiento de la conectividad del paisaje ( $R^2=0.79$ ) mientras que los conjuntos de fincas

localizadas en los municipios de Jalcomulco, Cosautlán y Xico tuvieron los valores de importancia más altos con 0.313, 0.303 y 0.273 respectivamente.

Los resultados de este trabajo permiten focalizar los programas de certificación y PSA en zonas de producción de café con una alta importancia biológica, al mismo tiempo que demuestran la importancia que tienen estos agroecosistemas para la conservación de la biodiversidad y de los procesos básicos para el funcionamiento de los ecosistemas en una zona altamente amenazada por la deforestación y los procesos de cambio de uso de suelo.

Así mismo los resultados pueden ser considerados como un insumo clave para la implementación de programas de ordenamiento ecológico territorial, ya que hacen posible la delimitación de unidades de gestión ambiental que permiten el uso y aprovechamiento de los recursos naturales mediante la implementación de prácticas de manejo menos intensificadas que ayuden a disminuir los efectos negativos de la actividad agrícola convencional. Este tipo de unidad ambiental mixta (agroforestal) permite el desarrollo de actividades productivas que ayudan al desarrollo económico de las comunidades sin que esto implique un impacto sobre la biodiversidad y provisión de servicios ecosistémicos.

**Palabras clave:** Servicios ecosistémicos, agroecosistemas cafetaleros, conservación de la biodiversidad, cambio de uso de suelo, focalización de programas de pagos por servicios ambientales, planeación territorial.

## I. INTRODUCCIÓN

### Deforestación tropical a nivel mundial.

Uno de los principales retos ambientales a nivel mundial en los últimos años ha sido la deforestación en zonas tropicales con fines productivos. El incremento de la extracción comercial de madera, los cultivos permanentes y las actividades ganaderas son las principales causas próximas de la deforestación en países tropicales, las cuales se encuentran estrechamente relacionadas con factores económicos, políticos, institucionales, tecnológicos, culturales y demográficos, actuando de manera sinérgica a una escala tanto local como regional (Barbier 2001; Geist y Lambin 2002). De este modo se hace evidente que las causas últimas del proceso de deforestación son el desarrollo económico e industrial de las sociedades humanas, especialmente de aquellas que tienen un mayor grado de industrialización (Vitousek et al. 1997). En 1990 se contaba con aproximadamente 1,150 millones de hectáreas de bosques tropicales húmedos en el mundo, para el periodo de tiempo comprendido entre 1990 y 1997 se estimó una pérdida de aproximadamente 5.8 millones de hectáreas aunado a la degradación de cerca de 2.3 millones de hectáreas de bosque. Las zonas más afectadas en este periodo fueron el sureste de Asia con una tasa anual de deforestación de 0.91% y América Latina con una tasa anual de 0.37% (Achard et al. 2002), no obstante hay estudios que sugieren que para 1990 se presentaba una mayor tasa de deforestación en América Latina en comparación con Asia (Murali y Hedge 1997). En este sentido, se estima que en los últimos años a nivel mundial la tasa de deforestación ha disminuido de 16 millones de hectáreas por año en la década de 1990 a alrededor de 13 millones de hectáreas por año en esta última década, sin embargo la mayor pérdida de bosques se sigue presentando en países y regiones tropicales mientras que el incremento de áreas boscosas se presenta en regiones templadas y boreales (FAO 2013).

### Deforestación en México.

En México el escenario no es nada alentador, en los años noventa se estimaba que el 25% del territorio estaba cubierto por bosques cerrados de los cuales una mitad correspondía a bosques y la otra mitad a selvas, además se contaba con aproximadamente 66 millones de hectáreas de bosques abiertos (Maserá 1996). Con base en comparaciones hechas entre el primer inventario forestal nacional y el inventario forestal de gran visión que presenta datos de la cobertura forestal hasta 1990 ha sido posible obtener estimaciones parciales las cuales arrojan que en un periodo de 10 a 15 años se obtuvo una pérdida de 7.2 millones de hectáreas de bosques cerrados (Maserá 1996). Estudios posteriores estimaron que anteriormente las selvas cubrían un 20% de la superficie del país y que entre 1976 y 1980 su tasa de deforestación fue de 160,000 ha/año (Maserá 1997).

A pesar de que estas estimaciones muestran que las tasas de deforestación de los bosques y selvas en el país han seguido una tendencia crítica, los datos y la información disponibles tales como los inventarios forestales nacionales, dificultan el cálculo preciso de las tasas de deforestación a nivel nacional debido a las diferencias metodológicas en la elaboración de las tres ediciones del inventario forestal, lo cual ha impedido que puedan desarrollarse métodos estandarizados que permitan estimar las tasas de deforestación de manera confiable. (Maserá 1996; Velázquez et al. 2002). De acuerdo con el inventario forestal nacional 2000, el cual abarca información sobre la cobertura forestal hasta el año 2001, la superficie ocupada por bosques y selvas en el país era de 32, 850,691 y 30, 734,896 ha respectivamente, lo que representa el 32.75% de la superficie vegetal a nivel nacional (Palacio-Prieto et al. 2000). Actualmente el 71% del territorio nacional está ocupado por vegetación forestal de la cual el 22% corresponde a bosques y selvas, mientras que el 29% restante se encuentra ocupado por diferentes tipos de vegetación secundaria (INEGI 2007). Sin embargo, mediante el procesamiento de información sobre la cobertura vegetal del país, se ha logrado estimar la tasa de deforestación a nivel nacional, con lo cual ha sido posible identificar que entre los años 1993 y 2007 se perdieron 12,807 ha de bosques y selvas, equivalentes al 2.99% de la cobertura forestal presente en 1993 (Mas y Cuevas 2013) .

## Efectos de la deforestación tropical sobre la provisión de servicios ecosistémicos.

Los servicios ecosistémicos se definen como aquellos procesos y condiciones presentes en los ecosistemas naturales que sustentan la actividad humana. Estos servicios incluyen el mantenimiento de la fertilidad del suelo, la regulación climática y el control natural de plagas, así mismo los ecosistemas son capaces de proveer bienes indispensables para el desarrollo de las sociedades, tales como el alimento, la madera y el agua. Por otra parte los ecosistemas también son capaces de proveer servicios intangibles, como aquellos estéticos y culturales (Daily 1997). Estos servicios se clasifican de forma general en cuatro tipos: *i*) de provisión o tangibles, *ii*) de regulación, *iii*) culturales y *iv*) de sustento (MA 2003; Maass et al. 2005).

La pérdida de bosques y selvas en zonas tropicales ha tenido efectos negativos sobre diversos procesos hidrológicos, ecológicos y climáticos esenciales para el funcionamiento de los ecosistemas, los cuales también han tenido un impacto sobre la cantidad y calidad de los servicios que los ecosistemas proveen a las sociedades humanas (Foley et al. 2005). Este proceso de deforestación ha tenido efectos importantes sobre distintos procesos ambientales, tales como la magnitud de la radiación solar que incide sobre la superficie de la Tierra, así mismo la pérdida de cobertura forestal ha tenido impactos significativos sobre el proceso de evapotranspiración, así como en la cantidad de lluvias y la producción de nubes (Henderson-Sellers y Gornitz, 1984; Goreau y Mello 1988; Shukla y Sellers 1990; Brovkin et al. 1999; Pielke 2005; Bonan 2008). Por otra parte, la fragmentación del hábitat causada por la deforestación tiene efectos negativos sobre distintos procesos ambientales a escala local, por ejemplo alteraciones en los procesos hidrológicos, incrementos en los niveles de desecación por viento y en las tasas de erosión así como un incremento en la cantidad de incendios forestales, trayendo como consecuencia un aumento en la mortalidad de especies y poniendo en riesgo la integridad de los ecosistemas (Laurance 2004).

Si bien gran parte de los efectos de la deforestación se ve reflejada en el funcionamiento de los ecosistemas, los efectos negativos de este fenómeno también se ven reflejados en la economía y en el bienestar de las sociedades humanas al reducir la capacidad de los ecosistemas de proveer servicios ecosistémicos (MA 2005). Al menos en México la degradación y deterioro de los ecosistemas implica pérdidas económicas de aproximadamente 723,444 millones de pesos anuales lo que equivale al 4.6% del producto interno bruto del país (INEGI 2014)

### *Efectos de la deforestación tropical sobre la diversidad biológica.*

Uno de los efectos más importantes de la deforestación es la pérdida de la diversidad biológica (Whitmore y Sayer 1992), la cual se da mediante procesos como la pérdida y la fragmentación del hábitat. Los efectos de estos procesos sobre la biodiversidad se ven reflejados en un incremento de las tasas de extinción de especies, especialmente en zonas tropicales y subtropicales (Brown Jr. Y Brown 1992; Heywood y Stuart 1992; Brook et al. 2003; Sodhi et al. 2004). En este sentido vale la pena distinguir entre los efectos de la fragmentación del hábitat *per se* y los efectos de la pérdida de hábitat; la fragmentación *per se* tiene dos efectos principales: el primero de ellos tiene que ver con la viabilidad de las poblaciones, las cuales se ven afectadas debido a la reducción del área de los fragmentos de hábitat, mientras que el segundo se relaciona con la movilidad de las especies, ya que afecta directamente el tránsito de los organismos entre cada uno de los fragmentos de hábitat, debido a la presencia de espacios o “huecos” entre cada uno de ellos, los cuales presentan condiciones que imposibilitan el tránsito de organismos a través de ellos (Fahrig 2003). Por otra parte, la pérdida de grandes extensiones de hábitat afecta directamente a la riqueza de especies provocando una disminución en el número de especies, así como alteraciones en las tasas de crecimiento de las poblaciones (Bascompte et al. 2002; Fahrig 2003). En los bosques tropicales de México la pérdida y la fragmentación del hábitat han tenido efectos importantes sobre distintos grupos taxonómicos, por ejemplo Estrada y Coates-Estrada (1996) demostraron que la fragmentación de la selva alta perennifolia del sur de Veracruz afecta a las poblaciones de primates disminuyendo considerablemente su densidad, así mismo la

fragmentación de la selva alta también afecta a las poblaciones de escarabajos asociados a las poblaciones de primates, las cuales se encuentran estrechamente relacionadas con las densidades poblacionales de los primates (Estrada et al. 1999). Por otra parte Pineda y Halffter (2004) demostraron que la fragmentación y la transformación del hábitat tienen efectos importantes sobre el ensamble de la comunidad de anuros presentes en el bosque mesófilo de montaña del centro de Veracruz.

Si bien las afectaciones a las poblaciones y comunidades naturales son dos de los efectos más notorios de la pérdida de hábitat, es importante resaltar que la pérdida de hábitat también tiene efectos importantes sobre la dinámica de los ecosistemas, debido a que la cantidad y tipo de especies presentes en un ecosistema influyen sobre los procesos ecosistémicos mediando los flujos de materia y energía, llegando incluso a alterar las condiciones abióticas (Chapin et al. 2000).

### *El bosque mesófilo de montaña y su importancia para la conservación de la biodiversidad.*

Uno de los ecosistemas prioritarios para la conservación a nivel mundial es el bosque mesófilo de montaña, ya que es uno de los ecosistemas más amenazados por las tendencias actuales de cambio de uso de suelo así como por las consecuencias del cambio climático, lo que ha derivado en la desaparición de grandes extensiones de estos bosques quedando solamente algunos fragmentos remanentes (Aldrich et al.1997; Bubb et al. 2004). Una de las características principales del bosque mesófilo de montaña es la presencia persistente de una cubierta de nubes a nivel de la vegetación, la cual provoca una menor incidencia de los rayos de sol, derivando en una supresión del proceso de evapotranspiración y en un aumento de la precipitación total debido a la intercepción directa del agua a través de las hojas del dosel (Hamilton et al.1995).

En México el bosque mesófilo de montaña se considera como uno de los ecosistemas con mayor importancia, ya que a pesar de tener una extensión reducida es el que presenta una mayor diversidad de especies de flora y fauna en relación a su área (Challenger 1998; Toledo-Aceves et al. 2011). Un ejemplo

de esta diversidad es su flora; se estima que en México el número de especies vegetales presentes en este ecosistema es de al menos 6,790 las cuales se encuentran agrupadas en 1,625 géneros y 238 familias siendo el grupo de las dicotiledóneas el más diverso, también se sabe que 2,361 especies así como 465 géneros presentes en el bosque mesófilo de montaña son endémicos de México (Villaseñor 2010). En cuanto a la fauna se ha propuesto que este ecosistema tiene el promedio más alto de especies en comparación con otros (Fa y Morales 1993) y al igual que con la flora es posible apreciar un importante grado de endemismo, ya que se estima que el 11% de las 182 especies de aves presentes en el bosque mesófilo de montaña se encuentran restringidas a este ecosistema (Challenger 1998). Un aspecto que resalta la importancia del componente endémico de los bosques mesófilos de México es la cantidad de especies de vertebrados endémicas a Mesoamérica que se encuentran presentes en ellos; de estas especies 100 son de anfibios, 126 de reptiles, 201 de aves y 45 de mamíferos, lo que hace de este ecosistema uno de los principales puntos de distribución de fauna (Flores-Villela y Navarro 1993).

Anteriormente en México el bosque mesófilo de montaña representaba el 1% del territorio nacional (Rzedowski 1996)), sin embargo actualmente su extensión se ha reducido a la mitad ocupando solamente entre el 0.44 y 0.49% de la superficie del país (Challenger y Soberón 2008), esta distribución residual se debe principalmente a su historia biogeográfica así como al impacto del cambio de uso de suelo para fines agrícolas (González-Espinosa et al. 2012), así como a diversos factores que ponen en riesgo la calidad de este frágil ecosistema. En México las principales amenazas a la integridad y permanencia de los bosques mesófilos son la tala ilegal de áreas forestales, los efectos del cambio climático, los problemas relacionados con la tenencia de la tierra, la sobreexplotación de recursos no maderables y la tala ilegal selectiva. Estos factores alteran y ponen en riesgo atributos del ecosistema tales como la riqueza de especies, la cantidad de especies endémicas, las especies protegidas, la conectividad del paisaje, la continuidad de la cubierta boscosa, las áreas de transición, el nivel de conservación de los bosques y su distribución (Toledo-Aceves et al. 2011).

Los efectos de estos agentes de perturbación se ven reflejados principalmente en la degradación y en un alto grado de fragmentación de estos bosques. En los últimos años el bosque mesófilo ha sido el ecosistema forestal más fragmentado del país ya que aproximadamente el 62% de su superficie remanente se encuentra distribuida en fragmentos que no rebasan los 80 kilómetros cuadrados (INEGI 2007; SEMARNAT 2012), sin embargo su grado de fragmentación podría ser aún mayor, pudiendo no ser perceptible debido a la poca resolución de la información de uso de suelo y vegetación a escala nacional, por lo que dichos datos deben ser tomados con precaución para evitar subestimaciones.

La distribución del bosque mesófilo de montaña en México abarca la sierra madre oriental desde el suroeste de Tamaulipas pasando por Veracruz y el norte de Puebla, mientras que por el lado del pacífico es posible encontrar manchones en el norte de Sinaloa hasta el norte de Oaxaca y Chiapas (Figura 1) (SEMARNAT 2012). Uno de los estados del país que se ha caracterizado por tener una cobertura importante de bosque mesófilo es el estado de Veracruz, el cual históricamente ha estado entre los cinco estados con mayor área ocupada por este tipo de vegetación (Flores-Villela y Gerez 1994), Actualmente el bosque mesófilo de montaña ocupa aproximadamente 124,364 hectáreas, equivalentes al 1.73% del territorio total del estado (Ellis y Martínez 2010). No obstante Veracruz también es considerado como uno de los estados con mayor deforestación en el país, ya que entre los años 2000 y 2012 perdió un total de 272, 416 hectáreas de superficie forestal, con una tasa de pérdida anual de 22,701 hectáreas (De la Rosa y Olivo 2014 ). Por otra parte se estima que actualmente solo el 33.4% de la superficie del estado se encuentra ocupada por vegetación, de la cual solamente el 15.2% corresponde a vegetación natural, mientras que el 18.2% restante corresponde a vegetación perturbada (Ellis y Martínez 2010). Así mismo Veracruz es considerado como uno de los estados con mayor superficie ocupada para la práctica actividades agrícolas y pecuarias, las cuales abarcan una superficie de entre el 61 y 80% de su territorio (SEMARNAT 2012).

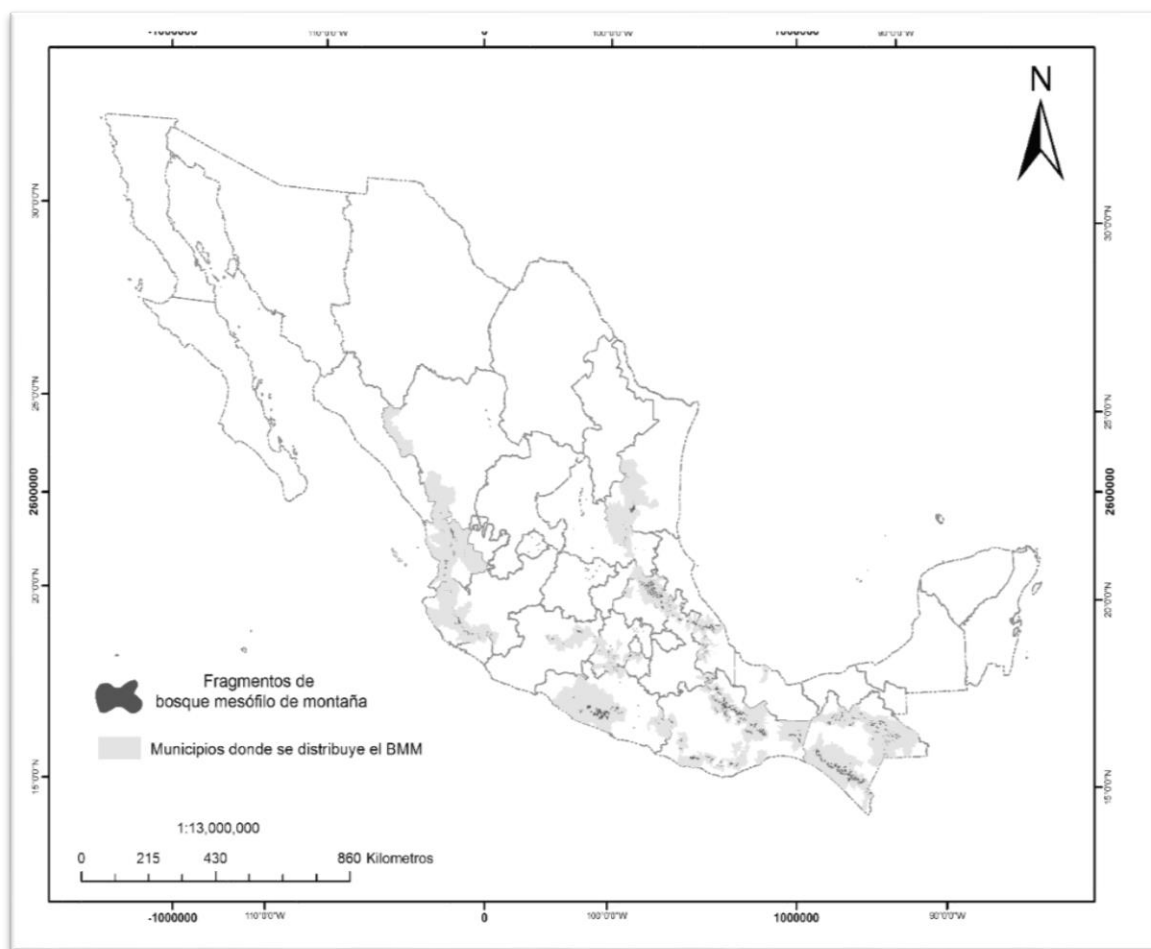


Figura 1.- Distribución del bosque mesófilo de montaña en México (Fuente: INEGI 2013).

En la década pasada en un lapso de cinco años la pérdida de vegetación natural en el estado de Veracruz alcanzó una tasa de entre el 0.59 y el 0.4% al año, lo que lo convierte en uno de los seis estados del país con mayor pérdida de vegetación natural, sin embargo se ha observado que en el mismo periodo de tiempo se alcanzó un ligero incremento en la recuperación de vegetación primaria con una tasa de aproximadamente 0.2% anual (SEMARNAT 2012).

*Importancia de los sistemas agroforestales para la provisión de servicios ecosistémicos y la conservación de la biodiversidad.*

En México los sistemas agroforestales se encuentran presentes generalmente en la región sur-sureste del país y son utilizados por una cantidad importante de comunidades rurales e indígenas para la producción de cacao, pimienta, plátano, café y otros productos (Ellis et al. 2010b; Moguel y Toledo 2004). Estos sistemas se encuentran compuestos por cultivos

establecidos conjuntamente con árboles perenes, los cuales muchas veces pertenecen a especies nativas de la región y son capaces de proveer importantes servicios ecosistémicos, como la captura de carbono, la conservación del suelo, la recarga de mantos freáticos y la conservación de la biodiversidad (Vandermeer y Perfecto 1997; Daily et al. 2003; Gordon et al. 2006; Manson et al. 2008; Shibu 2009). Si bien los sistemas agroforestales son sistemas naturales modificados con la intención de obtener una utilidad económica, estos también se ven amenazados por los procesos de cambio de uso de suelo y la deforestación, de manera similar a lo que sucede con los ecosistemas naturales (Ellis et al. 2010a; 2010b).

De manera general, los agroecosistemas siguen un esquema de manejo que contempla tanto la producción de alimentos y materias primas así como la conservación de los recursos naturales. Este tipo de prácticas concuerdan con un esquema de manejo integral del territorio y los recursos conocido como “compartir la tierra” (*land sharing* en inglés) (Fischer et al. 2014). Este esquema de trabajo se basa principalmente en un manejo menos intensificado del territorio, especialmente de aquel destinado a la producción agrícola, para ello promueve la creación de “mosaicos” que integren tanto elementos del paisaje natural así como el desarrollo de prácticas agrícola en paisajes seminaturales, permitiendo disminuir al máximo los efectos negativos de la agricultura convencional, tales como el efecto de pesticidas y fertilizantes así como la fragmentación del hábitat (Green et al. 2005).

#### *Agroecosistemas cafetaleros y provisión de servicios ecosistémicos.*

Actualmente se sabe que los sistemas de café de sombra son capaces de proporcionar importantes servicios ambientales como la prevención de la erosión y la conservación de la fertilidad del suelo ya que la vegetación abundante de estos sistemas agroforestales evita que los suelos se deslaven con las lluvias al mismo tiempo que incrementa los niveles de infiltración (Ávalos- Sartorio 2002; Shibu 2009; Vaast et al. 2009), además de que la presencia de raíces profundas tanto de árboles como de arbustos permiten el reciclamiento de nutrientes desde zonas profundas del suelo incrementando los

niveles de materia orgánica y de nutrientes en las capas superiores del suelo (Beer et al. 2003).

Este proceso de incremento de la materia orgánica se da de manera lenta, lo que provoca que el suelo se convierta en un contenedor importante de carbono (Ávalos-Sartorio 2002; Shibu 2009), esta capacidad de retención es incluso mayor que en suelos de bosques conservados lo que demuestra que los sistemas de café de sombra juegan un papel importante en la captura de carbono (Geissert e Ibañez 2008). Al igual que en el caso de la captura de carbono los cafetales de sombra también son capaces de evitar la emisión de otros gases de efecto invernadero, cabe mencionar que este servicio es de mejor calidad en sistemas que llevan un manejo tradicional o rustico ya que este tipo de manejo no requiere de grandes cantidades de fertilizantes nitrogenados lo que evita la emisión de óxido nitroso a la atmosfera, al mismo tiempo que reducen las emisiones de metano que es un gas producido por los sistemas agrícolas intensificados y por la actividad ganadera (Swift et al. 2004).

Gracias a su alta diversidad biológica los sistemas de café de sombra tienen la capacidad de controlar las poblaciones de artrópodos causantes de muchas de las plagas que afectan a la producción agrícola, los cuales son más abundantes en sistemas con poca diversidad biológica como los monocultivos y sistemas agrícolas intensificados debido a la poca o nula presencia de competidores o depredadores producto de una poca estabilidad ecológica (Altieri 1999; Johnson et al. 2009; Vandermeer et al. 2010). Un caso que resulta interesante mencionar es el del barrenador del café, esta plaga es provocada por un escarabajo que perfora la cereza y la semilla del café y es considerado como la principal plaga causada por insectos y la principal amenaza económica para la producción del aromático (Baker 1984, citado en Soto-Pinto et al. 2002), las poblaciones de estos escarabajos pueden ser controladas en sistemas con una estructura vegetal más compleja, esto decir, en aquellos que contienen un mayor número de especies arbóreas para proveer de sombra a los cafetos (Soto-Pinto et al. 2002). Así mismo se sabe que la red de interacciones de hormigas son capaces de evitar plagas y afectaciones a los cafetos debido a la competencia que existe entre ellas (Vandermeer et al. 2010; 2014)

### Café y agua: provisión de servicios ambientales hidrológicos por agroecosistemas cafetaleros.

Los servicios ambientales hidrológicos también son parte del repertorio de servicios ambientales que pueden ser provistos por los cultivos de café de sombra, se sabe que estos sistemas agroforestales pueden influir de forma importante en el ciclo hidrológico ya que a través de las hojas de la estructura arbórea usada para proveer de sombra a los cafetos es posible incrementar la intercepción de agua de lluvia entre un 15 y 25% llegando hasta el 100% de agua de lluvia interceptada cuando se trata de lluvias bajas o neblina (Vaast et al. 2009) al mismo tiempo que ayudan a reducir la contaminación de cuerpos de agua causada por nitritos y otras sustancias presentes en los fertilizantes químicos los cuales son utilizados en sistemas agrícolas intensificados (Shibu 2009; Vaast et al. 2009).

Los agroecosistemas cafetaleros también son capaces de reducir los riesgos de deslaves por erosión y los riesgos de desborde por azolve de ríos y presas debido a que la cubierta forestal que los compone evita que escurran grandes cantidades de sedimentos hacia las partes bajas de las cuencas evitando así pérdidas humanas y económicas en las comunidades (Ávalos-Sartorio 2002).

### Importancia de los agroecosistemas cafetaleros para la conservación de la biodiversidad.

Los cultivos de café de sombra son especialmente importantes en términos de conservación de la biodiversidad ya que se la estructura de su componente arbóreo ha demostrado la existencia de una marcada relación entre la complejidad estructural de su dosel y la diversidad y abundancia de distintos grupos de plantas y animales, siendo los sistemas de cultivo tradicionales capaces de albergar una riqueza de especies similar a la de los fragmentos de bosque nativo (Moguel y Toledo 1999; Daily et al 2003; Tejeda-Cruz y Sutherland 2004; Gordon et al. 2006; Philpott et al. 2008). Es debido a estas características tanto estructurales como paisajísticas que los agroecosistemas cafetaleros han servido como refugios de biodiversidad, sirviendo de hábitat a un número importante de especies amenazadas por la

desaparición de grandes extensiones de vegetación natural, por lo cual se abre la posibilidad de que estos sistemas agroforestales puedan operar como sitios de conservación conjuntamente con áreas naturales protegidas (Moguel y Toledo 1999).

Por otra parte, es importante recalcar que gran parte de la importancia de los agroecosistemas cafetaleros en términos de conservación de la biodiversidad radica en su ubicación geográfica, ya que se sabe que al menos 14 de las 155 regiones que son consideradas cruciales para la conservación de la biodiversidad en México se encuentran localizadas dentro o muy cerca de varias zonas de cultivo de café (figura 2), lo que convierte a estos sistemas agroforestales en uno de los principales reservorios de biodiversidad solo después de los bosques nativos (Moguel y Toledo 1999). El estado de Veracruz refleja de manera importante esta situación debido a que en su interior hay una gran cantidad de zonas de importancia biológica que a su vez confluyen con un número considerable de zonas de producción de café (Manson et al. 2008; Ellis et al. 2010a).

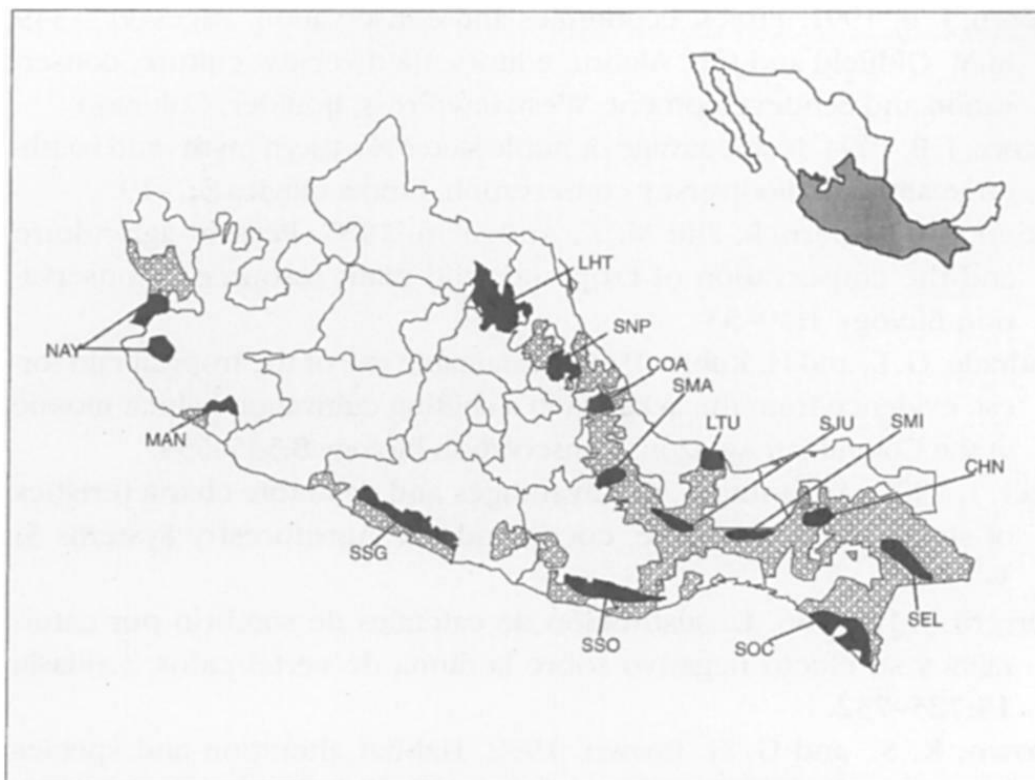


Figura 2.- Ubicación de zonas de producción de café en México (marcadas en gris), con respecto a las 14 zonas prioritarias para la conservación de la biodiversidad (marcadas en negro) propuestas por CONABIO. LHT: Las Huastecas, San Luis Potosí, Hidalgo y Veracruz; SNP: sierra norte de Puebla; COA: Coatepec-Xalapa, Veracruz; SMA: Sierra Mazateca, Oaxaca; SJU: Sierra de Juárez, Oaxaca; SMI: Sierra Mixe, Oaxaca; LTU: Los Tuxtlas, Veracruz; CHN: Altos de Chiapas; SEL: Selva Lacandona, Chiapas; SOC: Soconusco, Chiapas; SSO: Sierra Sur, Oaxaca; SSG: Sierra Sur, Guerrero; MAN: Manantlán. Jalisco y Colima; NAY: Sierra Madre de Nayarit y Jalisco. (Tomado de Moguel y Toledo 1999).

*Producción de café en México: Crisis cafetalera y principales amenazas a los agroecosistemas cafetaleros.*

En términos comerciales y económicos, los cultivos de café de sombra son uno de los sistemas agroforestales de mayor importancia tanto en el país como en el estado de Veracruz, ya que representa una importante fuente de ingresos para 481,000 productores los cuales tienen cultivadas alrededor de 665,000 hectáreas, dando empleo a por lo menos un millón de trabajadores anualmente (Consejo Mexicano del Café 2004, citado en Ávalos-Sartorio y Blackman 2009). Cerca del 90% del café en México es cultivado en sistemas mixtos en los cuales los cafetos son plantados junto con árboles de sombra y alrededor del 40% es cultivado en sistemas “rústicos” o “tradicionales”, los cuales se caracterizan por presentar una cubierta arbórea densa y diversa,

permitiéndoles proveer una cantidad importante de servicios ecosistémicos (Ávalos-Sartorio y Blackman 2009).

Por otra parte, el café es considerado como uno de los principales cultivos y fuente de ingresos tanto a nivel nacional como regional y su producción es el principal sustento de un considerable número de familias que habitan en zonas indígenas con una alta marginación entre las que se encuentran varias comunidades localizadas en las zonas montañosas de Veracruz (Vázquez-García 2001). En México el café ha sido considerado históricamente como un cultivo tradicional sin embargo fue hasta la segunda mitad del siglo XX cuando se llevó a cabo un esfuerzo para fortalecer y expandir su producción mediante la tecnificación, el otorgamiento de créditos y la prestación de servicios de asesoría a los productores a través del INMECAFE (Instituto Mexicano del Café), este impulso a la producción del café hizo que para mediados de los años 80 el café fuera uno de los principales productos agrícolas de exportación del país representando alrededor del 35% del valor de las exportaciones agrícolas totales, este impulso también logró que entre 1975 y 1985 la producción de café creciera en un 50% a nivel nacional y un 29% en el estado de Veracruz reemplazando a cultivos como el maíz, la caña de azúcar y los cítricos entre otros (Tucker et al. 2009).

Antes de 1989 el mercado del café se encontraba regulado por un doble acuerdo de precios y volúmenes entre los países productores y los consumidores, este acuerdo se estableció en el marco de la OIC (Organización Internacional del Café) en donde los principales beneficios eran el equilibrio en los precios mundiales del café y un aumento de la renta cafetalera gracias a la cual se fomentaron nuevas plantaciones en los países productores sobre todo en los países de Latinoamérica entre los que se encontraba México en donde aparte del fomento de nuevas plantaciones se brindó asesoría tecnológica a los productores a través del INMECAFE lo que derivó en el aumento de la productividad y el rendimiento de los cultivos (Mestries-Benquet 2003). A pesar de la estabilidad y los beneficios producidos por la regulación del mercado se decidió dar fin al acuerdo de la OIC a principios de la década de 1990 debido a la inconformidad de los países consumidores y de un pequeño grupo de países exportadores que se negaban a seguir pagando las cuotas. La implementación

de esta política neoliberal trajo como consecuencia la pérdida del equilibrio entre la oferta y la demanda a causa de la sobreproducción que se había dado en los últimos años lo que derivó en una alta acumulación de reservas en los países consumidores y en una caída de los precios mundiales (Bartra 2003). La adopción de estas políticas en México no solo dejó a los productores de café vulnerables ante los precios internacionales y las dinámicas del mercado sino que al mismo tiempo derivó en la desaparición del INMECAFE el cual era el único organismo que regulaba y dirigía la producción y comercialización del café a nivel nacional.

En México los efectos de esta crisis han sido notables, se estima que entre 1990 y 2004 la producción de café cayó un 21% y las exportaciones cayeron 56% (ICO 2005), para finales de la década de 1990 los precios del café llegaron a niveles que no alcanzaban a cubrir los costos de producción de muchos cafeticultores mexicanos lo que afectó de forma drástica a la economía de las regiones cafetaleras del país (Ávalos-Sartorio y Blackman 2009) llevando a México a ser uno de los países de Latinoamérica con menor producción por hectárea (Manson com. pers) En el estado de Veracruz esta situación se agrava aún más debido a que la mayoría los cafeticultores son pequeños productores y muchos de ellos venden su café en cereza lo que los obliga a colocar el producto de forma rápida para evitar así la pérdida de calidad en el café pero ante la carencia de vehículos de transporte propios la mayoría de ellos se ven obligados a colocar su producto con intermediarios itinerantes lo que reduce aún más el margen de utilidad del productor (Mestries-Benquet 2003).

Después de la caída de los precios internacionales muchos de los cultivos de café de sombra de Latinoamérica fueron abandonados ya que sus propietarios tuvieron que migrar a las ciudades en busca de trabajo, esto trajo como consecuencia que muchos de estos cultivos fueran transformados a otros usos de suelo como cultivos extensivos, tierras de ganado o que simplemente fueran deforestados, sin embargo otros productores continuaron produciendo café pero al mismo tiempo deforestaron áreas boscosas cercanas a sus cultivos para poder obtener ingresos de la venta de madera, de la siembra de cultivos de subsistencia como el maíz o de la ganadería (Blackman et al. 2006).

Uno de los efectos más notables de la crisis del café en el estado de Veracruz ha sido la migración hacia los Estados Unidos de Norteamérica la cual comenzó en la década de 1990 (Mestries-Benquet 2003; Nava-Tablada y Martínez-Camarillo 2012). Este proceso migratorio ha tenido efectos en la desarticulación paulatina de las unidades de producción familiar debido a la escasez de mano de obra familiar y al estancamiento y abandono de la producción cafetalera (Nava-Tablada 2009), lo cual muchas veces deriva en la transformación de los cultivos de café de sombra a cultivos intensivos como la caña de azúcar o bien en su fraccionamiento para la construcción de casas, estos tipos de transformaciones pueden ser consideradas como el efecto más grave que la crisis cafetalera ha tenido sobre el medio ambiente ya que la desaparición de los cultivos de café de sombra implica también un proceso de deforestación (Nava-Tablada y Martínez-Camarillo 2012) el cual deriva en la pérdida de múltiples servicios ambientales provistos por estos sistemas agroforestales. Es importante señalar que estos cambios de uso de suelo no son una respuesta adaptativa directa a las fluctuaciones del mercado y a la caída de los precios, ya que esto representaría un gasto en mano de obra, al mismo tiempo que implicaría la pérdida de la inversión hecha inicialmente en los cultivos de café. Más bien, estos cambios de uso de suelo se deben a la disponibilidad de tierra de los productores para ser usada con otros fines y a la implementación de políticas que incentivan la producción de otros tipos de cultivos así como al abandono de los cultivos de café (Tucker et al. 2009). Por esta razón también es importante recalcar que el proceso migratorio que ha derivado en el abandono y transformación de los cultivos de café de sombra es una consecuencia directa de la crisis cafetalera, por lo que la conversión de fincas de café a otros usos de suelo también es imputable a los efectos de esta crisis.

*Calidad de hábitat en agroecosistemas cafetaleros: importancia para la conservación de la biodiversidad y aproximaciones para su estudio y estimación.*

Para el caso particular de los agroecosistemas cafetaleros del estado de Veracruz, se ha encontrado que el factor más importante para la provisión de hábitat es la estructura de la vegetación presente en las fincas, la cual permite

albergar aproximadamente el 87% de la riqueza de especies de la región (Manson et al. 2008). En este sentido si se desea dar a los cultivos de café de sombra una mayor importancia en términos de conservación de manera similar a como se hace con las áreas naturales protegidas, resulta necesario contar con información referente a la calidad del hábitat que proveen, la cual debe ser evaluada tomando en cuenta los atributos estructurales de las fincas, sirviendo a su vez como un indicador de su aptitud para conservar la biodiversidad.

Actualmente existen distintos métodos indirectos que permiten monitorear el estado de conservación de los ecosistemas así como la calidad del hábitat, un ejemplo son aquellos que emplean técnicas de percepción remota mediante las cuales es posible realizar estas estimaciones basándose en distintos atributos espaciales relacionados principalmente con la estructura y estado de conservación de la vegetación así como en la configuración del paisaje (Weiers et al. 2004; Graf et al. 2009; McDermid et al. 2009), dichas técnicas se basan principalmente en información obtenida de distintos sensores remotos como satélites, radares o sensores basados en tecnología láser (Sader et al. 1991; Warren y Goward 2004; Goetz et al. 2007; Vierling et al. 2008; Bergen et al. 2009).

Algunas de estas técnicas más utilizadas son los índices espectrales de vegetación (SVI por sus siglas en inglés) los cuales surgieron poco después de la puesta en operación del primer satélite LANDSAT I (Warren y Goward 2004), estos índices basan su funcionamiento en la información espectral obtenida de las bandas correspondientes al rojo e infrarrojo cercano (R y NIR respectivamente por sus siglas en inglés) de distintos sensores satelitales y los cuales han sido ampliamente utilizados para estudiar los efectos de la estacionalidad sobre la actividad fotosintética de las plantas así como para el monitoreo de los cambios en la vegetación a través del tiempo y el espacio (Rouse et al. 1973; Tucker 1978; Huete 1988; Gao 1996; Peters et al 2002; Weiss et al. 2004; Beck et al. 2006; Spruce et al. 2013). Uno de los índices de vegetación más comúnmente utilizados es el índice de vegetación diferencial normalizado (NDVI por sus siglas en inglés) el cual no solamente ha sido utilizado para el monitoreo de los cambios en la cobertura vegetal, sino que también ha sido empleado con éxito en numerosos estudios enfocados en la

evaluación de la calidad del hábitat de distintas especies de vertebrados terrestres así como en el estudio de sus hábitos alimenticios. Ha llegado a ser una herramienta de gran utilidad en el estudio de la relación que hay entre la distribución y abundancia de vertebrados terrestres con la estacionalidad de la productividad primaria y la calidad de la cobertura vegetal (Pettorelli et al. 2006; Leyequien et al. 2007; Mueller et al. 2008; Wiegand et al. 2008; Pettorelli et al. 2011). Para el caso concreto de los agroecosistemas cafetaleros, el NDVI ha sido utilizado para estimar la calidad del paisaje y de la matriz que los rodea así como para el estudio de la relación que hay entre la calidad del paisaje y la riqueza de especies registradas dentro de los cultivos de café (López – Barrera y Landgrave 2008), sin embargo este tipo de estudios no se enfocan en la caracterización y evaluación de la calidad del hábitat dentro de las fincas de café lo cual ha dificultado la identificación de zonas de importancia biológica con base en su capacidad para proveer de hábitat a un número importante de grupos taxonómicos. No obstante, con el surgimiento de nuevas tecnologías han surgido también nuevos análisis capaces de describir de manera más precisa la calidad del hábitat y el estado de conservación de los ecosistemas, un ejemplo es el uso de información obtenida a través de sistemas de detección por luz y distancia (LIDAR por sus siglas en inglés), estos sistemas se basan en la emisión de pulsos de energía lumínica los cuales al chocar con la superficie de un cuerpo (suelo, edificios, vegetación, etc.) retornan al punto de emisión en donde un receptor mide el tiempo que tardan estos pulsos en ser emitidos y retornar con lo cual se obtiene información sobre la altimetría y configuración tridimensional de la superficie sobre la que son emitidos los pulsos de luz.

Actualmente las principales aplicaciones ambientales de la tecnología LIDAR están enfocadas a estudios forestales los cuales buscan tener estimaciones confiables de distintos atributos de la vegetación que permitan caracterizar su estructura tales como la altura, el área basal y la biomasa entre otras (Dubayah y Brake 2000; Popescu et al. 2004; Suárez et al. 2005; Popescu y Zhao 2008; Vierling et al. 2008; Wulder et al. 2008; García-Gutiérrez et al. 2014; Sheridan et al. 2014). Sin embargo recientemente se ha comenzado a aplicar esta tecnología en el análisis y modelación de hábitat

para distintos grupos de organismos así como para describir las relaciones entre la diversidad faunística y la estructura vertical de la vegetación (Goetz et al. 2007; Vierling et al. 2008; Garabedian et al. 2014; Hagar et al. 2014; Zellweger et al. 2014; Ackers et al. 2015). Con base en todo lo anterior resulta evidente la necesidad de proponer y desarrollar nuevas herramientas metodológicas que permitan monitorear y evaluar la calidad del hábitat de una manera confiable, rápida y económica permitiendo así la identificación de zonas con una alta importancia biológica que en el caso particular de los agroecosistemas cafetaleros puedan ser sujetas a la implementación de programas de conservación y manejo enfocados en la preservación de los numerosos servicios ambientales que potencialmente pueden proveer.

*Fragmentación del hábitat y agroecosistemas cafetaleros: importancia de los cultivos de café de sombra para el mantenimiento de la conectividad en el paisaje.*

Otra característica de los cafetales de sombra es su capacidad de mejorar y mantener la conectividad en paisajes fragmentados permitiendo el tránsito y establecimiento de individuos de distintas especies que habitan en los remanentes de bosque nativo, conformando una matriz heterogénea la cual tiene un efecto importante sobre la dinámica poblacional y metapoblacional (Vandermeer y Carvajal 2001). Esta característica resulta de gran importancia ya que al transformar grandes áreas dominadas por vegetación natural en sistemas agrícolas y pecuarios, la conectividad original del paisaje se ve alterada provocando que los remanentes de vegetación natural queden distribuidos de forma aislada y con poca comunicación entre ellos (González-Espinosa et al. 2012), afectando así la movilidad de las especies y poniendo en riesgo la viabilidad y persistencia de sus poblaciones (Burkey 1989; 1995).

Así mismo cuando la fragmentación interactúa con factores biogeográficos, genéticos y demográficos puede derivar en vórtices de extinción (Gilpin y Soulé 1986). En estos casos los cultivos de café de sombra ayudan a mejorar la conectividad del paisaje comunicando a los distintos fragmentos de vegetación natural que se encuentran aislados llevando a cabo la función de corredores biológicos (Laurance 2004). Sin embargo no siempre

resultan ser corredores efectivos para todas las especies ya que algunas de ellas presentan una alta sensibilidad a la perturbación al estar adaptadas a solo ciertos tipos de hábitat conservado, viéndose impedidas para utilizar los cultivos de café como zonas de tránsito o forrajeo debido a que no encuentran en ellos las condiciones óptimas para su sobrevivencia (Daily et al. 2003; Laurance 2004; Gordon et al. 2006). Resulta necesario contar con información puntual que permita cuantificar el grado en el que estos sistemas ayudan a mantener la conectividad regional lo cual dificulta considerablemente la valoración de los cultivos de café como zonas de importancia biológica.

Para contar con una estimación cuantitativa del aporte de los cultivos de café de sombra al mantenimiento de la conectividad regional, es posible hacer uso de un número considerable de metodologías basadas en dos enfoques. El primer enfoque define a la conectividad desde una perspectiva estructural, la cual solamente toma en cuenta la contigüidad y vecindad entre los distintos elementos del paisaje, es decir, entre menos espacios haya entre ellos más conectado se encuentra (Forman 1995), dejando fuera cualquier otro atributo relacionado con las características propias de las especies (Tischendorf y Fahrig 2000). Una de las formas más sencillas de medir la conectividad entre fragmentos es a través del cálculo del vecino más cercano el cual se basa solamente en la distancia Euclidiana entre cada uno de ellos. Otros métodos como el índice de proximidad (Gustafson y Parker 1994) toman en cuenta variables estructurales más allá de la simple distancia entre fragmentos, como el número de uniones entre ellos y su área. Por otra parte el índice de "contagio" (O'Neill et al. 1988) es una métrica de paisaje que mide el grado de agrupamiento entre fragmentos con distintos usos de suelo permitiendo tener una idea del nivel de agregación de los elementos de un paisaje. Este índice cuenta también con algunas modificaciones las cuales incluyen el efecto que tienen los patrones espaciales de cada uno de los fragmentos sobre la dinámica del paisaje (Li y Reynolds 1993).

El segundo enfoque utilizado para medir la conectividad es el funcional, el cual toma en cuenta los efectos que tienen la estructura y los distintos componentes del paisaje sobre la conducta y los patrones de dispersión de las especies (Baguette y Van Dyck 2007). Una de las metodologías más

comúnmente utilizadas para medir la conectividad de un paisaje mediante el enfoque funcional es mediante el cálculo de “la distancia de menor costo” (*least-cost distance*), la cual toma en cuenta el “costo” que implica a un organismo el moverse a través de los distintos componentes del paisaje mediante la asignación de “costos” a cada uno de los tipos de hábitat presentes en él (Villalba et al. 2003) Estas herramientas también pueden ser empleadas conjuntamente con información genética haciendo posible tener una idea más clara de los patrones de movimiento de las poblaciones a través de cada uno de los elementos del paisaje (Cushman et al. 2006; Epps et al. 2007).

Recientemente se han comenzado a aplicar nuevos enfoques en ecología del paisaje los cuales retoman teorías y herramientas utilizadas comúnmente en otras disciplinas pero que se han convertido en opciones viables para el estudio de las dinámicas del paisaje. De manera concreta se puede hacer referencia a la aplicación de la teoría de grafos, una rama de las matemáticas discretas propuesta inicialmente por Leonhard Euler en 1736 al resolver el famoso problema de los siete puentes de la isla Königsberg, el cual consistía en encontrar una ruta que permitiera cruzar cada uno de los puentes y regresar al punto de partida inicial sin pasar dos veces por un mismo lugar (Harary 1969). Sin embargo no fue sino hasta mediados de la década de 1970 cuando Kenneth Appel y Wolfgang Haken definieron varios de los conceptos y términos básicos que permitieron formalizar esta teoría al dar solución al famoso problema de colorear un mapa utilizando solamente cuatro colores (Scheinerman 2012).

Desde entonces la teoría de grafos ha sido ampliamente utilizada en la optimización de flujos en redes y circuitos (Harary 1969; Scheinerman 2012) así como en la programación de algoritmos computacionales (Hayes 2000). Así mismo esta teoría comenzó a ser utilizada en problemas ecológicos cuando Pimm (1982) comenzó a describir las redes tróficas entre depredador y presa mediante grafos. La primera propuesta para la aplicación de la teoría de grafos en ecología del paisaje consistió en una simulación de la dinámica poblacional de una rapaz en un paisaje virtual dominado por áreas de poca accesibilidad para la especie y en donde a través de la teoría de grafos fue posible identificar las rutas idóneas para su desplazamiento así como la importancia de cada uno

los fragmentos para el mantenimiento la conectividad del paisaje (Urban y Keitt 2001). Uno de los primeros estudios en aplicar la teoría de grafos en especies y paisajes reales fue el de Bunn et al. (2000) quienes aplicaron la teoría de grafos en la identificación de zonas de importancia para la conservación de una especie de mustélido y una especie de ave paseriforme en las costas de Carolina del Norte en Estados Unidos.

A partir de las primeras aplicaciones prácticas de la teoría de grafos en ecología de paisaje se comenzaron a realizar estudios enfocados en la identificación de zonas de importancia en términos de conservación mediante el cálculo de índices y métricas relativamente estandarizadas que permitieron valorar la importancia de cada fragmento con base en su aporte al mantenimiento de la conectividad en el paisaje (Ricotta et al. 2000; Jordan et al. 2003). Así mismo comenzaron a surgir índices formales y estandarizados basados en esta teoría, los cuales a su vez incorporan el efecto de la disponibilidad y calidad del hábitat de cada uno de los fragmentos (Pascual-Hortal y Saura 2006; Saura y Pascual-Hortal 2007). Estos a su vez sirvieron de base para el desarrollo de herramientas informáticas enfocadas en la estimación de la importancia de fragmentos de hábitat con base en su capacidad para mantener o mejorar la conectividad en el paisaje (Saura y Torné 2009). Debido a la capacidad y a las ventajas con las que cuentan las herramientas basadas en teoría de grafos, numerosos estudios han aplicado y comprobado su eficiencia (e.g. Neel 2008; Vergara et al. 2010; Morzillo et al. 2011; Decout et al. 2012; Chao Nam et al. 2013; Aavik et al. 2014) lo que las convierte en una opción confiable y robusta para el desarrollo de análisis del paisaje.

*Fragmentación y agroecosistemas cafetaleros: importancia de los cultivos de café de sombra como zonas de amortiguamiento del efecto de borde.*

Además de su importancia para el mantenimiento de la conectividad en el paisaje, la estructura compleja de los agroecosistemas cafetaleros pueden brindar protección a los fragmentos de bosque conservado al funcionar como zonas de amortiguamiento del efecto de borde, el cual afecta a distintos procesos ecosistémicos como el flujo de materia y energía, el acceso y

asignación de los recursos así como a las redes de interacciones presentes en el ecosistema, provocando alteraciones a la estructura de las comunidades cercanas a los bordes de los fragmentos (Ries et al. 2004; Lindenmayer et al. 2008). Así mismo la presencia de cafetales de sombra permite incrementar el tamaño del área núcleo al interior de los fragmentos de bosque la cual es de vital importancia para las especies sensibles a la perturbación y a las alteraciones de los procesos ecosistémicos provocadas por el efecto de borde (Schroth et al. 2004; Somarriba et al. 2004).

*Los programas de pagos por servicios ambientales como una alternativa para la conservación.*

Recientemente han surgido herramientas que facilitan la introducción de las fuerzas económicas a la conservación del medio ambiente; entre ellas se encuentran los programas de pagos por servicios ambientales los cuales buscan introducir las eficiencias del mercado a la conservación del ambiente mediante la creación de un mercado para estos servicios (Sibande 2010). El objetivo principal de estos mecanismos es el de encontrar una solución al efecto que tienen las externalidades negativas sobre la dinámica de los ecosistemas y los servicios que estos proveen de tal forma que los agentes económicos se responsabilicen de los costes económicos asociados a las externalidades negativas generadas por su actividad (Gómez-Baggethun 2011), estos mecanismos pueden ser implementados ya sea mediante cargas fiscales a los causantes de externalidades negativas o bien bajo una lógica de compensaciones entre un beneficiario y un velador de dichos servicios (Wunder 2005). Actualmente en América Latina México y Costa Rica son los países con mayor experiencia en la implementación de PSA a través de los cuales buscan eliminar los efectos de las externalidades negativas a través de programas gubernamentales que promueven la conservación de áreas forestales. En el caso de Costa Rica los programas de PSA son financiados por recursos públicos los cuales se obtienen a través de cargas fiscales a los hidrocarburos, mientras que en México ha crecido la tendencia a implementar PSA mediante fondos concurrentes en los cuales una parte es financiada por el gobierno federal mientras que el resto de las aportaciones las hacen gobiernos locales, empresas privadas u organizaciones no gubernamentales (Manson et al. 2013)

Algunos autores consideran que la implementación de PSA en países en vías de desarrollo representa una alternativa capaz de reducir la pobreza, especialmente de los habitantes de zonas rurales (Sibande 2010; Estrada-Carmona y DeClerk 2012). Sin embargo esta estrategia también podría reducir la eficacia de estos programas debido a que al elegir zonas con base en la presencia de grupos sociales de interés se estarían dejando en segundo término criterios como el estado de conservación de las zonas boscosas, así como su riesgo económico de deforestación (Muñoz- Piña et al. 2011). Actualmente en México la delimitación de zonas elegibles para la implementación de PSA se basa principalmente en factores hidrológicos y socioeconómicos, al mismo tiempo que para el establecimiento de los montos de pago se han considerado otros factores que hasta hace poco no eran tomados en cuenta, como la presencia de sistemas agroforestales y el riesgo de deforestación. (Muñoz – Piña et al. 2011; Manson et al. 2013).

*Los programas de certificación y de pagos por servicios ambientales como una alternativa para la conservación de los agroecosistemas cafetaleros.*

A pesar de su capacidad de proveer una cantidad importante de servicios ambientales, la participación de los agroecosistemas cafetaleros en los programas de PSA es limitada y consiste solamente en apoyos para el mejoramiento de sombra. En México el caso más importante de pagos por servicios ambientales a cultivos de café de sombra se dio en el año 2004, cuando a través de negociaciones entre distintas organizaciones campesinas y la Comisión Nacional Forestal se logró la creación del programa PSA-CABSA (pagos por servicios ambientales para la captura de carbono, biodiversidad y sistemas agroforestales), en este programa se fijó que los cultivos de café sujetos de pago podían recibir entre \$400 y \$500 por hectárea, además este programa abrió la posibilidad de que los productores recibieran apoyos para la formación de técnicos así como financiamientos para asistencia técnica y acompañamiento (Anta 2006).

Otra manera de incentivar la conservación de estos sistemas agroforestales es a través de programas de certificación, como la certificación de agricultura sostenible de Rainforest Alliance, la certificación de café

amigable con las aves del Instituto Smithsonian y la certificación de comercio justo, entre otros, los cuales permiten añadir valor agregado a la producción de café, ayudando al mismo tiempo a disminuir los efectos que tiene el manejo intensificado sobre los ecosistemas.

En este sentido, resulta necesaria la creación de mecanismos que permitan identificar zonas prioritarias para la implementación de programas de certificación y PSA, con base en la capacidad que tienen los cultivos de café de sombra para conservar la biodiversidad. Por esta razón el objetivo central de este trabajo consiste en la identificación de aquellas zonas cafetaleras del centro del estado de Veracruz que debido a sus características de hábitat y a su contexto en el paisaje sirvan como refugios de biodiversidad regional, así mismo se propone una metodología que permite identificar zonas cafetaleras prioritarias para la conservación de la biodiversidad tanto a nivel regional como nacional la cual facilita la delimitación e identificación de zonas con una mayor elegibilidad para la implementación de PSA y programas de certificación..

## **II. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo general.**

Desarrollar una metodología para la identificación de conjuntos de fincas cafetaleras en el centro de Veracruz, que con base en su riesgo de transformación así como en su capacidad para conservar la biodiversidad, para mantener la conectividad regional y amortiguar los efectos de borde en zonas de vegetación natural, sean consideradas como áreas prioritarias para la implementación de programas de ordenamiento territorial, pagos por servicios ambientales y certificación.

### **2.2 Objetivos específicos.**

- 1.- Evaluar la aptitud como hábitat de fincas de café de sombra con base en la calidad y vigor de su dosel.
- 2.- Identificar conjuntos de fincas que sean capaces de mitigar los efectos de borde al funcionar como zonas de amortiguamiento.
- 3.- Identificar el grado de conversión de fincas de café y las causas próximas que originaron su transformación a usos de suelo más intensificados durante un periodo de diez años, e identificar aquellas fincas con un mayor riesgo de transformación en el futuro.
- 4.- Evaluar el aporte de las fincas de café al mantenimiento de la conectividad regional así como su aptitud para funcionar como corredores biológicos.
- 5.- Desarrollar una metodología que integre cada uno de los componentes evaluados y que permita la identificación de fincas de café que sean prioritarias para la conservación de la biodiversidad a través del cálculo de un valor de importancia a nivel de finca y/o predio.

### III. METODOLOGÍA.

#### 3.1 Área de estudio.

El presente estudio se realizó en un área de 106,671 hectáreas localizadas en la zona centro del estado de Veracruz, la cual a su vez forma parte de la denominada “faja de oro del café” (Figura 3), considerada como la segunda zona cafetalera más importante de México y una de las zonas con mayor importancia ecológica debido a la presencia de una cantidad importante de fragmentos de bosque mesófilo de montaña (Flores-Villela y Geréz 1994; Challenger 1998).



Figura 3.- Ubicación del área de estudio

Según datos del último censo cafetalero, en la zona de estudio hay un total de 11,429 fincas de café equivalentes a una superficie de 15,357.22 hectáreas las cuales se encuentran distribuidas en 10 municipios (SAGARPA 2008). En el cuadro uno se muestran las superficies y número de fincas agrupadas por municipio, sin embargo es preciso aclarar que la zona de estudio no está representada por las superficies totales de los 10 municipios, ya que solamente algunas porciones de sus territorios caen dentro de ella. Por esta razón la agrupación de la información a nivel de municipio se hace únicamente a modo de referencia, por lo que las superficies y datos presentados a este nivel de agrupación no deben ser consideradas como estimaciones absolutas para cada uno de los municipios.

<b>Municipio</b>	<b>No. Fincas</b>	<b>Superficie cultivada (has)</b>	<b>Superficie proporcional</b>
<b>COATEPEC</b>	2, 033	3, 504.05	22.81%
<b>COSAUTLAN DE CARVAJAL</b>	1, 851	2, 505.35	16.31%
<b>EMILIANO ZAPATA</b>	1, 809	2, 184.11	14.22%
<b>JALCOMULCO</b>	313	172.14	1.120%
<b>TENAMPA</b>	622	891.60	5.80%
<b>TEOCELO</b>	950	1, 008.57	6.56%
<b>TLALTETELA</b>	1, 988	2, 867.16	18.66%
<b>TOTUTLA</b>	380	649.31	4.22%
<b>XALAPA</b>	110	195.07	1.27%
<b>XICO</b>	1, 373	1, 379.82	8.98%
<b>Total</b>	<b>11, 429</b>	<b>15, 357.22</b>	<b>100</b>

Cuadro 1.- Número de fincas de café y superficie cultivada en hectáreas representadas en la zona de estudio. (Fuente: SAGARPA 2008).

En cuanto a la vegetación presente en el área de estudio (figura 4), esta se encuentra dominada principalmente por cultivos agrícolas, pastizales cultivados y asentamientos humanos (cuadro 2), así mismo cuenta con la presencia de vegetación secundaria de bosque de encino, bosque mesófilo de

montaña y selva baja caducifolia (INEGI 2009), de los cuales aún es posible encontrar algunos fragmentos de vegetación conservada.

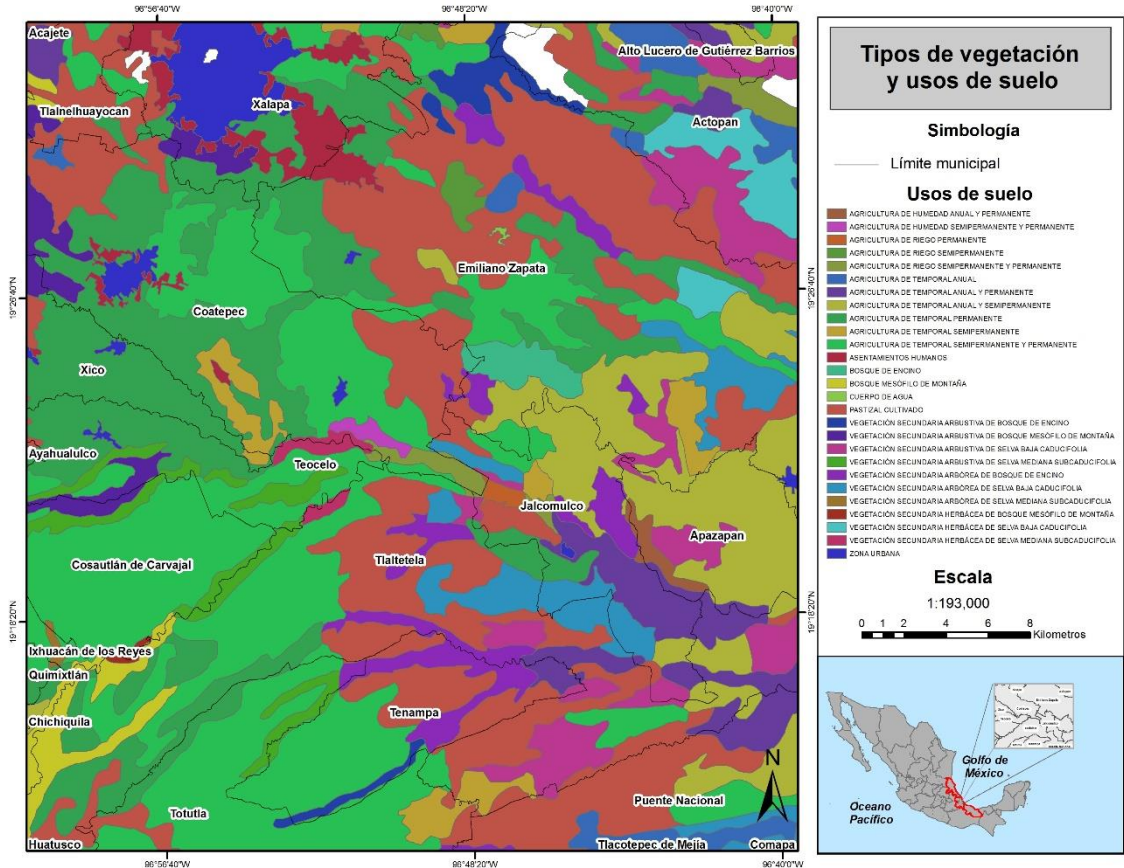


Figura 4.- Vegetación y uso de suelo de la zona de estudio. (Fuente: INEGI 2009).

Vegetación y Uso de suelo	Superficie (has)	Superficie proporcional
AGRICULTURA DE TEMPORAL SEMIPERMANENTE Y PERMANENTE	25,115.431	23.544
PASTIZAL CULTIVADO	21,720.722	20.362
AGRICULTURA DE TEMPORAL PERMANENTE	18,789.925	17.614
AGRICULTURA DE TEMPORAL ANUAL Y SEMIPERMANENTE	9,900.135	9.280
VEGETACIÓN SECUNDARIA ARBUSTIVA DE SELVA BAJA CADUCIFOLIA	5,184.465	4.860
AGRICULTURA DE TEMPORAL ANUAL Y PERMANENTE	4,148.264	3.888
VEGETACIÓN SECUNDARIA ARBÓREA DE SELVA BAJA CADUCIFOLIA	3,738.551	3.504
VEGETACIÓN SECUNDARIA ARBÓREA DE BOSQUE DE ENCINO	3,728.671	3.495
VEGETACIÓN SECUNDARIA ARBUSTIVA DE SELVA MEDIANA SUBCADUCIFOLIA	2,321.221	2.176
VEGETACIÓN SECUNDARIA ARBUSTIVA DE BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA	1,642.997	1.540
AGRICULTURA DE TEMPORAL SEMIPERMANENTE	1,627.745	1.525
VEGETACIÓN SECUNDARIA HERBÁCEA DE SELVA BAJA CADUCIFOLIA	1,524.051	1.428
BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA	1,317.87	1.235
ASENTAMIENTOS HUMANOS	1,113.537	1.043
BOSQUE DE ENCINO	933.751	0.875
ZONA URBANA	645.655	0.605
AGRICULTURA DE RIEGO SEMIPERMANENTE Y PERMANENTE	612.838	0.574
AGRICULTURA DE TEMPORAL ANUAL	547.698	0.513
VEGETACIÓN SECUNDARIA HERBÁCEA DE SELVA MEDIANA SUBCADUCIFOLIA	496.314	0.465
AGRICULTURA DE RIEGO SEMIPERMANENTE	414.734	0.388
AGRICULTURA DE HUMEDAD ANUAL Y PERMANENTE	386.763	0.362
AGRICULTURA DE HUMEDAD SEMIPERMANENTE Y PERMANENTE	261.68	0.245
AGRICULTURA DE RIEGO PERMANENTE	185.381	0.173
VEGETACIÓN SECUNDARIA ARBÓREA DE SELVA MEDIANA SUBCADUCIFOLIA	120.099	0.112
VEGETACIÓN SECUNDARIA HERBÁCEA DE BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA	104.92	0.098
VEGETACIÓN SECUNDARIA ARBUSTIVA DE BOSQUE DE ENCINO	58.6422	0.054
CUERPO DE AGUA	29.3766	0.027
<b>TOTAL</b>	<b>106,671.4422</b>	<b>100</b>

Cuadro 2.- Superficies de los tipos de vegetación y usos de suelo presentes en el área de estudio. (Fuente: INEGI 2009).

En cuanto a la edafología (figura 5), el área de estudio se encuentra dominada por Leptosoles y Luvisoles (INEGI 2007), mientras que los tipos de suelo menos representados son el vertisol y el regosol respectivamente (cuadro 3).

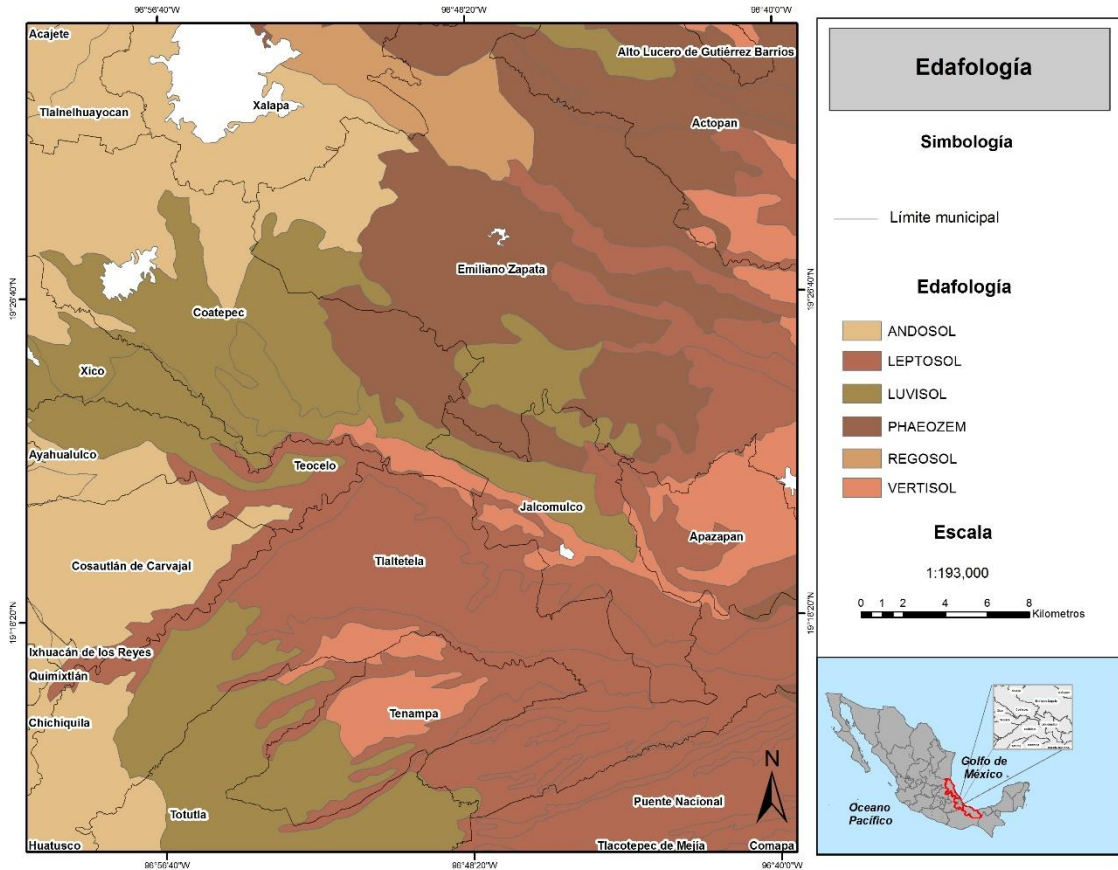


Figura 5.- Tipos de suelo del área de estudio. (Fuente: INEGI 2007)

Tipo de suelo	Superficie (has)	Superficie proporcional
<b>LEPTOSOL</b>	35557.615	33.48429482
<b>LUVISOL</b>	23609.9	22.23323618
<b>PHAEZEM</b>	18886.0463	17.7848245
<b>ANDOSOL</b>	18285.63	17.21941772
<b>VERTISOL</b>	9246.811	8.707640984
<b>REGOSOL</b>	605.916	0.570585794
<b>TOTAL</b>	<b>106,191.9183</b>	<b>100</b>

Cuadro 3.- Superficies de los tipos de suelo presentes en el área de estudio. (Fuente: INEGI 2007).

Si bien el área de estudio se encuentra en su mayoría inmersa en la zona montañosa central de Veracruz, también se encuentra compuesta en algunas partes por zonas pertenecientes a los lomeríos cercanos a la llanura costera del Golfo, razón por la cual su rango de elevaciones va de los 212 msnm en las partes más bajas hasta los 1,686 msnm en las partes cercanas al Cofre de Perote (INEGI 2012).

Así mismo el área de estudio presenta varios tipos de clima (figura 6) los cuales van desde los semifríos ubicados en las partes cercanas al Cofre de Perote, hasta los climas cálidos subhúmedos localizados en las partes más bajas cercanas a la llanura costera del Golfo (INEGI 2007), la temperatura media anual es de 26.05°C mientras que la precipitación media anual es de 1,446.43 mm (CONAGUA 2012). Cabe destacar también que el área de estudio se encuentra dentro de las subcuentas de tres ríos importantes; La Antigua, Decozalapa e ídolos, los cuales a su vez se encuentran dentro la cuenca del río Jamapa, perteneciente a la región hidrológica Papaloapan (INEGI 2010).

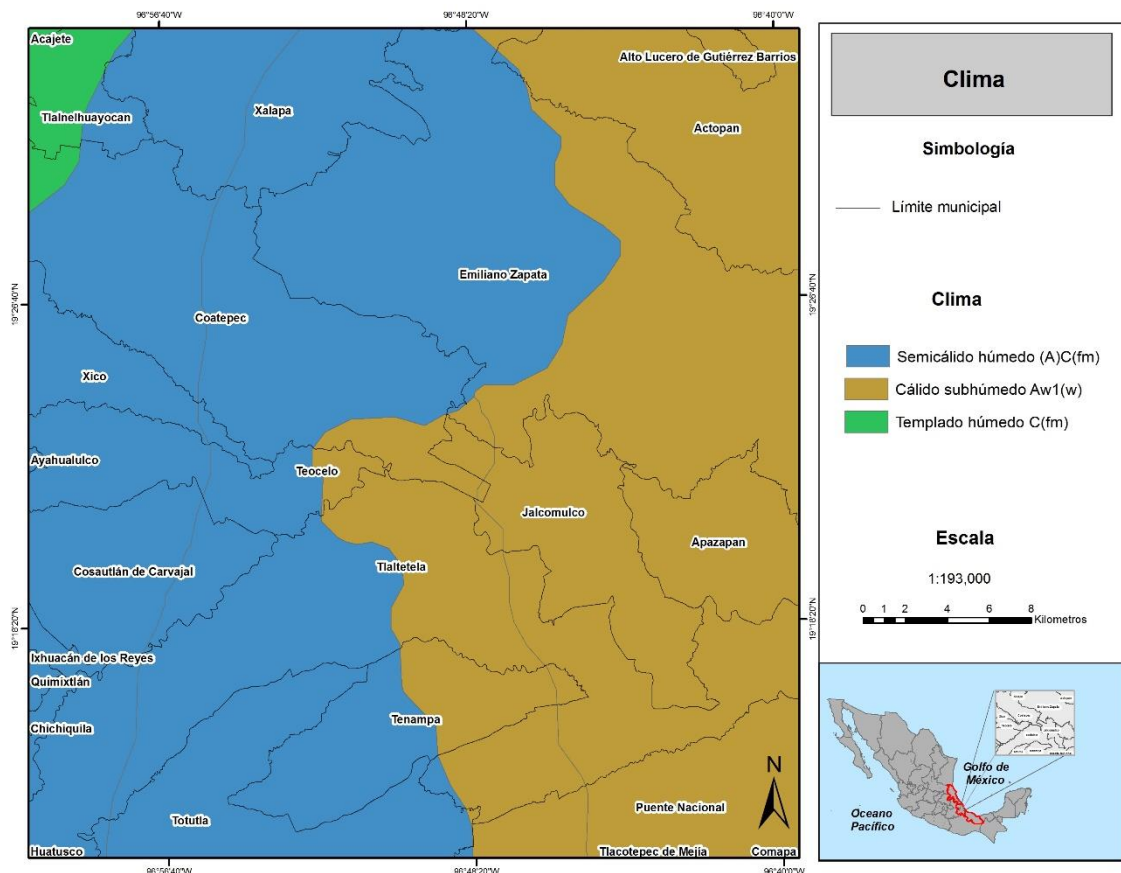


Figura 6.- Climas presentes en el área de estudio. (Fuente: INEGI 2007).

### **3.2 Metodología general para la identificación de fincas de café prioritarias para la conservación de la biodiversidad.**

Para la identificación de fincas de café con un alto valor para la conservación de la biodiversidad se propone una metodología que considera tres factores ambientales como indicadores de la aptitud de los agroecosistemas cafetaleros para conservar la biodiversidad regional, dichos factores son: *i)* la calidad del hábitat que proveen la fincas, *ii)* su importancia para el mantenimiento de la conectividad regional y *iii)* su capacidad para funcionar como zonas de amortiguamiento del efecto de borde en los remanentes de vegetación natural. Así mismo se consideró al riesgo de transformación a otros usos de suelo como un cuarto factor, el cual describe la presión ejercida por factores sociales y económicos sobre cada una de las fincas, siguiendo una lógica similar a la del índice de presión económica del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC).

La calidad del hábitat se evaluó mediante la altura de la vegetación así como por la variación en estas alturas a nivel de finca, de modo que se pudiera tener un descriptor sencillo pero eficiente de la estructura de la vegetación, así mismo esta información se utilizó de manera conjunta con los valores promedio de NDVI de cada una de las fincas, teniendo así un indicador más confiable que incorpora el efecto que tienen la estructura y vigor de la vegetación sobre la calidad del hábitat provisto por cada una de las fincas de café. Para la evaluación de la importancia de las fincas de café para mantener la conectividad en el paisaje se calculó el aporte de cada una de ellas al valor del índice integral de conectividad (IIC) propuesto por Pascual – Hortal y Saura (2006). En cuanto a la importancia de las fincas de café para amortiguar los efectos de borde en los remanentes de vegetación natural se utilizó el inverso de la distancia al fragmento de vegetación natural más cercano como un indicador de capacidad para funcionar como zona de amortiguamiento. Finalmente, para calcular el riesgo de transformación a otros usos de suelo más intensificados se identificaron aquellas fincas deforestadas en un periodo de diez años (2000 – 2010) mediante el cálculo de la diferencia de los valores de NDVI en los dos años, una vez que se identificaron las fincas transformadas se utilizó un modelo de regresión logística *stepwise* para evaluar el efecto de

14 variables topográficas, climáticas y socioeconómicas en el proceso de transformación de fincas de café a otros usos de suelo. El cálculo final del riesgo de transformación se realizó mediante la ecuación de regresión resultante y los valores de las variables que tuvieron coeficientes significativos en el modelo de regresión logística.

Finalmente el cálculo del índice de importancia para la conservación de la biodiversidad consistió en la suma de los valores de los cuatro indicadores considerados, es decir: calidad de hábitat, importancia para el mantenimiento de la conectividad, capacidad para amortiguar el efecto de borde y riesgo de transformación, de modo que el índice de importancia final integrara el efecto aditivo de todos ellos. Previamente a la suma de los cuatro indicadores, todos sus valores fueron estandarizados y normalizados, ello con la intención de evitar sesgos y sobrestimaciones causadas por las diferencias de unidades y magnitudes en las que originalmente se encuentran representados cada uno de ellos. A modo de resumen ilustrativo se presenta un diagrama de flujo (figura 7) con la metodología general para el cálculo de cada uno de los indicadores considerados, así como para el cálculo del índice de importancia para la conservación de la biodiversidad de cada una de las fincas de café presentes en el área de estudio.

Por último para analizar el efecto de cada uno de los cuatro atributos sobre el índice de importancia para la conservación de la biodiversidad se realizó un análisis de sensibilidad, el cual permitió identificar los indicadores más importantes así como su efecto sobre la distribución espacial de los valores de importancia.

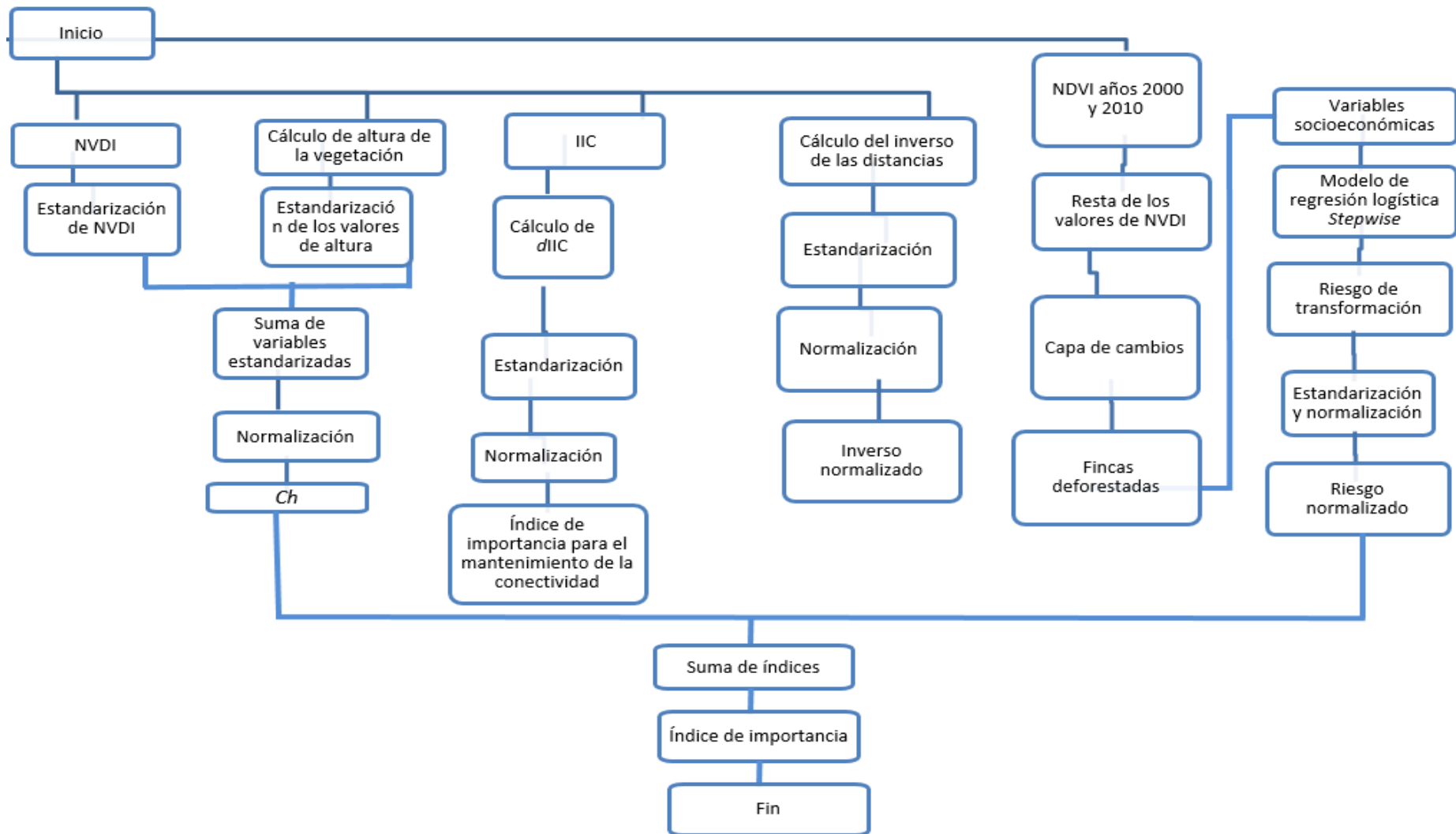


Figura 7.- Diagrama de flujo con el procedimiento general para el cálculo del índice de importancia para la conservación de la biodiversidad.

### 3.2.1 Evaluación de la calidad del hábitat provisto por las fincas de café.

Para evaluar la calidad del hábitat provisto por las fincas de café de la zona de estudio se caracterizó de manera general la estructura de la vegetación presente en cada una de ellas, así mismo se estimó el “verdor” del dosel como un indicador de la salud de su estrato arbóreo.

Para la caracterización de la estructura de la vegetación se emplearon los modelos digitales de terreno (MDT) y de superficie (MDS) de INEGI, en el caso del MDT se representa solamente la información altitudinal del suelo desnudo, es decir, sin tomar en cuenta la altura de cualquier otro objeto que se encuentre por encima de él, mientras que el MDS representa la información altitudinal tanto del terreno como de los objetos que se encuentren por encima de él, como edificios y vegetación, ambos modelos se obtienen del procesamiento de nubes de puntos LIDAR y tienen una resolución espacial de 15 metros (INEGI 2011; 2012).

Para calcular la altura de la vegetación ( $h_v$ ) se restaron los valores del MDT a los valores del MDS, de modo que la diferencia resultante representara únicamente las alturas de los objetos por encima del terreno (ecuación 1).

$$h_v = MDS - MDT \quad \text{Ecuación 1.}$$

Donde:

$h_v$ = Altura de la vegetación expresada en metros.

$MDS$ = Modelo digital de superficie.

$MDT$ = Modelo digital de terreno.

Así mismo se calculó el inverso de la varianza de las alturas (ecuación 2) como un indicador de la estructura horizontal de la vegetación ( $E_h$ ), la razón por la cual se consideró el inverso de la varianza y no la varianza *per se* se debe a la premisa de que una mayor variación de las alturas implica una menor cantidad de componentes en el estrato arbóreo, es decir, que la estructura de una finca de café con una alta variación en las alturas es un indicador de una heterogeneidad causada principalmente por elementos no arbóreos, como

matas de plátano y herbáceas como la higuera (*Ricinus communis*) los cuales muchas veces son utilizados como provisorios de sombra a los cafetos al mismo tiempo que son cultivados con fines comerciales..

$$Eh = \frac{1}{\sum_{i=1}^n \frac{(X_i - \bar{X})^2}{N}} \quad \text{Ecuación 2.}$$

Donde:

$Eh$ = Estructura horizontal de la vegetación.

$X_i$ = i-ésimo valor de altura.

$\bar{X}$ = Promedio de las alturas de vegetación.

$N$ = Número total de datos.

Por otra parte, para evaluar el estado de conservación del dosel de las fincas de café se calculó el índice de vegetación diferencial normalizado (NDVI). Este índice permite tener una idea del estado de conservación de la vegetación con base en su actividad fotosintética. Para su cálculo se restan los valores de la banda del infrarrojo cercano a los valores de la banda del rojo para después dividirlos entre la suma de los valores de las mismas bandas (ecuación 3).

Ecuación 3

$$NDVI = \frac{IRC - R}{IRC + R}$$

Donde:

$NDVI$ = Índice de vegetación diferencial normalizado.

$IRC$ = Reflectividad del infrarrojo cercano.

$R$ = Reflectividad del rojo.

Para el caso de las imágenes LANDSAT 8 la reflectividad del infrarrojo cercano se encuentra en la banda 5 mientras que la del rojo se encuentra en la

banda 4 por lo que la fórmula para el cálculo del NDVI mediante los sensores OLI de las Imágenes LANDSAT 8 sería la siguiente:

Ecuación 4.

$$NDVI = \frac{Banda\ 5 - Banda\ 4}{Banda\ 5 + Banda\ 4}$$

Los valores resultantes del cálculo del NDVI se encuentran acotados a un rango que va de -1 a 1 y en donde valores cercanos a -1 indican ausencia nula actividad fotosintética, es decir, ausencia de vegetación, mientras que valores cercanos a 1 indican la presencia de una alta actividad fotosintética, es decir, la presencia de vegetación vigorosa y en buen estado de conservación.

Una vez que se calcularon las tres variables, se procedió a estandarizarlas, para ello a cada valor de cada variable se le restó la media para después dividirla entre su desviación estándar (ecuación 5), esto se hizo con la finalidad de eliminar sus unidades originales y representar a todas las variables en una sola unidad estadística, de modo que al final se pudieran sumar entre ellas sin que esto derivara en sobreestimaciones y sesgos causados por la diferencia de unidades y magnitudes de las variables originales.

$$z'_{ij} = \frac{x_{ij} - \bar{x}_j}{\sigma_j} \quad \text{Ecuación 5.}$$

Donde:

$z'_{ij}$  = i-ésimo valor estandarizado de la j-ésima variable.

$x_{ij}$  = i-ésimo valor de la j-ésima variable.

$\bar{x}_j$  = Media de la j-ésima variable.

$\sigma_j$  = Desviación estándar de la j-ésima variable.

Por último para calcular el índice de calidad de hábitat se sumaron las tres variables estandarizadas, con lo cual fue posible incluir los efectos aditivos de cada de las variables ellas sobre la calidad del hábitat (ecuación 6).

$$Ch = hv' + Eh' + NDVI'$$

Donde:

$Ch$  = Índice de calidad de hábitat.

$hv'$  = Altura de la vegetación estandarizada.

$Eh'$  = Estructura horizontal de la vegetación estandarizada.

$NDVI'$  = NDVI estandarizado.

Así mismo, con la finalidad de representar la calidad de hábitat de una manera más entendible, se procedió a normalizar el índice de calidad de hábitat, para ello se dividieron los valores del índice de calidad de hábitat entre el valor máximo obtenido, de modo que el índice final se encuentre acotado en un rango de valores de cero a uno, en donde valores cercanos a cero indican poca o nula calidad de hábitat, mientras que valores cercanos a uno indican la presencia de una alta calidad de hábitat (ecuación 7).

$$Ch_n = \frac{Ch_i}{Ch_{max}} \quad \text{Ecuación 7.}$$

Donde:

$Ch_n$  = Índice normalizado de calidad de hábitat.

$Ch_i$  =  $i$ -ésimo valor de calidad de hábitat.

$Ch_{max}$  = Valor máximo de calidad de hábitat.

### **3.2.2 Evaluación de la importancia de las fincas de café como zonas de amortiguamiento del efecto de borde.**

Para la evaluación de las fincas como zonas de amortiguamiento del efecto de borde en los fragmentos de vegetación natural se utilizó el inverso de la distancia a los fragmentos de vegetación natural, para ello se calculó la distancia euclidiana desde el borde de los fragmentos hacia “afuera”, de modo que fuese posible identificar a aquellas fincas de café que se encontraran más cerca de los fragmentos de vegetación. Para el cálculo de la distancia del borde de los fragmentos de vegetación hacia las fincas de café se realizó con la herramienta “*euclidean distance*” de la extensión “*spatial analyst*” del programa ArcGis 10.0 (ESRI 2010), para el cálculo del inverso de la distancia (*Id*) se utilizó la “*calculadora ráster*” de la misma extensión “*spatial analyst*”. La razón para elegir el inverso de la distancia y no la distancia directamente se debió, simplemente, a la necesidad de dar mayor importancia a las fincas menos distantes (menor valor de distancia) de un fragmento de vegetación, mientras que aquellas más distantes (con mayor valor distancia) tuvieran un puntaje menor en cuanto a su importancia para amortiguar los efectos de borde.

### **3.2.3 Evaluación de la importancia de las fincas de café para el mantenimiento de la conectividad regional.**

Para la evaluación de la importancia de las fincas de café para el mantenimiento de la conectividad regional se calculó el índice integral de conectividad (IIC) (ecuación 8) propuesto por Pascual-Hortal y Saura (2006) y el cual basa su funcionamiento en la teoría de grafos, es decir, los fragmentos de hábitat son representados en forma de nodos y uniones, no como polígonos. Este índice arroja un valor de conectividad para todo el paisaje, dicho valor se encuentra acotado a un rango de valores que van de cero a uno, en donde valores cercanos a cero indican poca o nula conectividad en el paisaje, mientras que valores cercanos a uno indican una alta conectividad.

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

Donde:

$IIC$  = Índice integral de conectividad.

$a_i$  = Área del  $i$ -ésimo fragmento de hábitat.

$nl_{ij}$  = Número de uniones internodales en la ruta más corta (distancia topológica).

$A_L$  = Valor máximo alcanzable por el atributo del paisaje (factor de normalización).

El cálculo de este índice requiere de dos fuentes de información principales: *i*) la distancia que hay entre cada uno de los fragmentos presentes en el paisaje (euclidiana o efectiva) y *ii*) el atributo que define aquella cualidad del paisaje que se desea estudiar, es decir, aquello que define qué es lo que está conectado en el paisaje y en qué grado lo está. A modo de ejemplo y simplemente para dejar claro este último punto, supongamos que se está evaluando la posibilidad de liberar a una especie de mamífero “X” en una reserva natural, sin embargo, dada la naturaleza de la especie en cuestión se requiere de una reserva con un área grande que permita el desplazamiento de individuos en su interior, pero que al mismo tiempo conecte a esta reserva con otras reservas lo suficientemente grandes que permitan el establecimiento de la especie “X”. En este caso hipotético, si se utiliza el IIC para estimar el grado de conectividad de un paisaje que integre a todas las reservas cercanas a la reserva inicial, se tendría que considerar al área de las reservas como el atributo que define la conectividad en el paisaje, es decir, que la conectividad estará dada por el área de los fragmentos o reservas y no solamente por la

distancia o vecindad entre ellas, de modo que si las reservas tienen áreas muy pequeñas, el valor de IIC para todo el paisaje será bajo.

Con base en lo anterior se deduce que la elección del atributo depende enteramente del objetivo del estudio y del criterio de los usuarios. Para el caso concreto de este estudio se eligió como atributo la calidad del hábitat dada por el índice de calidad de hábitat ( $Ch$ ) calculado anteriormente, la elección de este atributo se debe a que la calidad del hábitat se basa principalmente en la estructura de la vegetación, la cual se encuentra asociada de manera importante con la riqueza de especies dentro de las fincas de café (Manson et al. 2008). Por otra parte resulta importante aclarar que si bien el IIC también puede ser calculado usando distancia efectiva, es decir, basada en el cálculo de *least cost distance* y la cual arroja mayor información respecto al efecto que tiene la permeabilidad de la matriz sobre el movimiento de organismos, en este estudio en particular se decidió utilizar la distancia euclidiana ya que el cómputo de la distancia efectiva entre cada uno de los nodos (fragmentos) se dificultó debido a la presencia de una gran cantidad de nodos y uniones entre ellos.

Para realizar el cálculo de IIC se generó un *paisaje* modelo el cual solamente incorpora fragmentos de hábitat, es decir solamente se incluyeron fragmentos de bosque primario, bosque secundario y selva baja caducifolia, así como las fincas de café. Para generar el *paisaje* modelo se usó como referencia la clasificación de uso de suelo y vegetación del año 2009 generada con imágenes SPOT 5 y la cual fue realizada en el proyecto FORDECYT No. 139378 (2010-1013).

Debido a que el atributo que se consideró para este análisis fue la calidad de hábitat ( $Ch$ ) el cálculo de calidad de hábitat se realizó para todo el *paisaje*, de modo que también los fragmentos de vegetación primaria y secundaria tuvieran un valor de calidad de hábitat. Debido a que el índice de calidad de hábitat se calculó mediante operaciones de álgebra de mapas en formato ráster, los valores de  $Ch$  originales se encuentran representados a nivel de píxel, por esta razón para obtener un valor de  $Ch$  a nivel de fragmento se calculó el promedio de los valores de  $Ch$  en cada uno de los fragmentos y

fincas, para ello se utilizó la herramienta “*zonal statistics*” de la extensión “*spatial analyst*” de ArcGis 10.0, de este modo fue posible asignarle un valor único de *Ch* a cada uno de los fragmentos y fincas presentes en el *paisaje* modelo.

Una vez que se calcularon los valores de *Ch* para cada uno de los fragmentos, se procedió a calcular las distancias euclidianas y a transformar cada uno de los elementos del *paisaje* en nodos, ya que como se mencionó anteriormente, el cálculo del IIC se basa en grafos, compuestos por nodos y uniones internodales., para esta tarea específica se utilizó la herramienta “*conefor inputs tool*” (Jeness 2011) la cual convierte a cada uno de los fragmentos de hábitat en nodos y calcula la distancia que hay entre cada uno de ellos. Una vez que se transformaron los fragmentos de hábitat a nodos y se calcularon las distancias internodales se procedió a calcular el IIC, para su cálculo se utilizó el programa *Conefor 2.6* (Saura y Torné 2009; 2012). Como el objetivo principal de este análisis consiste en calcular la importancia de cada una de las fincas para el mantenimiento de la conectividad, se calculó también el *dIIC* (ecuación 9) el cual indica el aporte de cada uno de los fragmentos de hábitat al valor total de general IIC de todo el paisaje. Este valor refleja la magnitud del cambio en el valor general del IIC con la remoción de un fragmento en particular, siendo dicha magnitud el mejor indicador de la importancia de un fragmento (en este caso finca) para mantener la conectividad en el paisaje.

Ecuación 9.

$$dIIC(\%) = 100 * \frac{I - I_{remocion}}{I}$$

Donde:

*dIIC*= Importancia de cada nodo para el mantenimiento de la conectividad.

*I* = Valor general de IIC para todo el paisaje.

*I<sub>remocion</sub>*= Valor general de IIC después de la remoción de un nodo del paisaje.

Después de obtener los valores de  $dIIC$  para cada uno de los nodos (fragmentos) se extrajeron los valores correspondientes únicamente a las fincas de café, una vez extraída esta información se procedió a espacializarla en formato ráster, esto con la finalidad de poder hacer las operaciones finales para el cálculo del índice de importancia para la conservación de la biodiversidad. Así mismo los valores de  $dIIC$  se estandarizaron y posteriormente se normalizaron al igual que se hizo con el índice de calidad de hábitat y el inverso de la distancia a los fragmentos de vegetación natural, las estandarización y normalización se realizaron con base en las ecuaciones 5 y 7, para el caso de la ecuación 7 solamente se modificó el valor del denominador, el cual para el caso particular del  $dIIC$  representa el valor máximo obtenido en este análisis.

### **3.2.4 Evaluación del riesgo de transformación de fincas de café a usos de suelo más intensificados.**

#### *Identificación de fincas de café transformadas a otros usos de suelo.*

Para la identificación de fincas transformadas a otros usos de suelo se usó la diferencia en los valores de NDVI entre los años 2010 y 2000, a través de la cual fue posible identificar aquellas zonas en las que los valores de NDVI disminuyeron de manera drástica, indicando así pérdida de cobertura vegetal. Para la identificación de las zonas de cambio se clasificaron estas diferencias en 5 casos mediante las cuales fue posible identificar la magnitud y tendencia de los cambios en los valores de NDVI (cuadro 4). Una vez que se identificaron aquellas fincas con una diferencia negativa mayor en los valores de NDVI se procedió a realizar una inspección visual con las imágenes LANDSAT 2010 apoyada con las imágenes de la plataforma Google Earth, las cuales facilitaron la identificación de cambios en la vegetación debido a su mayor resolución..

Límite	Interpretación
< -0.125	Deterioro +
< -0.50	Deterioro
0	Se mantiene
>0.50	Mejoría
>0.125	Mejoría +

Cuadro 4.- Categorías de cambio en el estado de la vegetación con base en las diferencias temporales de los valores de NDVI.

Mediante esta inspección visual fue posible identificar aquellas fincas que sufrieron transformaciones considerables en su cobertura arbórea, para ello se identificó como “*transformada*” a toda a aquella finca con una pérdida de la cobertura vegetal mayor al 50% mientras que aquellas que presentaron cambios mínimos fueron clasificadas como “*persistentes*”. Con base en esta identificación y clasificación se generó una nueva capa basada en las fincas originales del censo cafetalero 2008, en esta nueva capa se codificaron con un valor de 1 a todas aquellas fincas que sufrieron transformaciones, mientras que las fincas persistentes fueron codificadas con un valor de 0, esto con la finalidad de emplear esta información como la variable de respuesta en el modelo de regresión logística que permitió identificar las causas próximas de la transformación de fincas de café a otros usos de suelo.

#### Identificación de causas próximas de la transformación de fincas de café.

Para identificar las variables más importantes en el proceso de transformación de fincas de café a otros usos de suelo se realizó un análisis de regresión logística binaria *stepwise*. Para ello se seleccionaron 1,000 puntos aleatorios con una distancia de al menos 1 km entre ellos para así evitar los efectos de la autocorrelación espacial, estos puntos se seleccionaron con base en la capa de *cambio/no cambio* obtenida mediante el cálculo de la diferencia de NDVI y la inspección visual, para la selección de los puntos se utilizó la herramienta *Random Point Generator v 1.3* (Jenness, 2005) en el programa ArcView 3.2. Una vez seleccionados los puntos, estos fueron utilizados como la

variable de respuesta en el modelo de regresión logística *stepwise*, así mismo fueron empleados para extraer los valores de un conjunto de 14 variables, las cuales fueron empleadas como variables explicativas en el modelo de regresión logística.

Las variables explicativas incluidas en el modelo fueron: elevación (msnm), pendiente ( $^{\circ}$ ), distancia a carreteras con no más de 2 carriles (m), distancia a ríos (m), distancia a localidades (m), densidad poblacional (habitantes/km<sup>2</sup>), crecimiento poblacional en el periodo 2000-2010 (habitantes/km<sup>2</sup>), fertilidad del suelo (en un rango de 1 a 4 con incrementos de 0.5), distancia a cultivos agrícolas (m), distancia a pastizales (m), marginación (rango de 0 a 1), distancia al borde de los conjuntos de fincas (m), tenencia de la tierra (privada o comunal) y precipitación media anual (mm). Los datos de distancia a carreteras y localidades fueron obtenidos a través de las capas de vías de comunicación terrestre y de localidades del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI; escala 1:250,000). Los datos de pendiente fueron generados con el programa ArcView 3.2 a través del modelo digital de elevación escala 1:50,000 de INEGI del cual también fueron obtenidos los datos de elevación. La distancia a ríos se obtuvo de la capa de hidrología de la Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad (Maderey y Torres-Ruata 1990). Para la obtención de los datos de fertilidad de suelo se utilizó la capa de edafología escala 1:1,000,000 distribuida por CONABIO (INIFAP 1995), esta capa fue reclasificada según el nivel de fertilidad de cada uno de los tipos de suelo en una escala de 1 a 4 con incrementos de 0.5, esta asignación de valores se hizo con base en la opinión experta de un geomorfólogo familiarizado con la zona de estudio (Geissert, com.pers.). Los datos de precipitación se obtuvieron de las normales climatológicas de 1971 al año 2000 provistas por la Comisión Nacional del Agua, con base en esta información se generó una capa con los valores de precipitación para toda la zona de estudio mediante el método de interpolación de la distancia inversa ponderada (IDW). La densidad poblacional fue calculada con la información del XII Censo Nacional de Población y Vivienda (INEGI 2000). Para el caso del crecimiento poblacional los datos fueron generados restando la densidad poblacional del año 2000 a la densidad poblacional del

año 2010 (INEGI). La distancia a cultivos agrícolas así como la distancia a pastizales fueron calculadas a partir del mapa de uso de suelo y vegetación generado en el proyecto FORDECYT No. 139378 (2010-1013). Para el cálculo de la distancia de las fincas hacía el borde de los conjuntos o manchones de fincas se transformó la capa del censo cafetalero 2008 a formato ráster, una vez en ráster se utilizó la herramienta “*Conditional*” de la extensión “*spatial analyst*” con la cual se clasificó a todo aquello que estuviera dentro de las fincas como NoData, mientras que a todo aquello que se encontrara fuera de ellas se le asignó el valor de 1, de modo que fuera posible calcular la distancia desde el borde de las fincas (clasificados como 1) hacia el interior de las fincas y de los conjuntos de fincas (clasificados como NoData). La decisión de calcular la distancia de esta forma se debe a que la herramienta “*euclidean distance*” solamente calcula las distancias desde el borde de los polígonos hacía afuera, de modo que habría sido imposible calcular la distancia hacía el interior de los manchones o conjuntos de fincas cafetaleras. Los datos de marginación se calcularon a partir de la interpolación por el método de Kriging del índice de marginación del Consejo Nacional de Población (CONAPO, 2000) mientras que la información referente a la tenencia de la tierra se obtuvo del Consejo Regional de Cooperación agrícola (CORECA).

Todas las variables utilizadas incluida la variable de respuesta fueron representadas en formato ráster con una resolución de 20 metros por pixel y proyectadas en coordenadas métricas con el dátum WGS84 zona 14N. La extracción de los valores de cada una de las variables se realizó con la herramienta *GridPIG* (Hare, 2003) para ArcView 3.2 usando la capa de puntos aleatorios generada con anterioridad, en donde a cada uno de los mil puntos le fue asignado el valor del pixel localizado exactamente debajo de él para cada una de las capas. Una vez que se obtuvieron los valores de todas las variables se realizó una matriz de correlaciones con la finalidad de evaluar la presencia de variables relacionadas correlacionadas.

El análisis de regresión logística *stepwise* permitió evaluar las relaciones entre el cambio de uso de suelo y cada una de las 14 variables explicativas seleccionadas, así mismo permitió la construcción del modelo de

regresión logística (ecuación 10) empleado posteriormente para el cálculo de la probabilidad de transformación.

Ecuación 10.

$$\text{Logit } P(X) = \log\left(\frac{P}{1-P}\right) = \alpha + \beta_0 + \beta_1 x_{1,i} + \beta_2 x_{2,i} \dots + \beta_n x_{n,i}$$

Donde:

$$P(X) = \frac{1}{1 + e^{-(\alpha + \sum \beta_i x_i)}}$$

$\alpha$  = Coordenada al origen del modelo.

$\beta_n x_{n,i}$  = Pendiente de cada una de las variables explicativas.

$X_i$  = Cada una de las variables explicativas.

El método *paso a paso* o *stepwise* permite ir seleccionando aquellas variables relevantes que tienen una influencia fuerte sobre el proceso que se está estudiando, al seleccionar las variables con mayor poder explicativo ( $P$  valor < 0.05) se van descartando aquellas que tienen muy poco o ningún efecto sobre la variable de respuesta, permitiendo simplificar el modelo dejando solamente aquellas variables que explican la mayor cantidad de varianza y que por ende explican mejor el proceso de cambio de uso de suelo. La simplificación de los modelos se hizo con base en el Criterio de Información de Akaike (AIC) el cual toma en cuenta el logaritmo del valor de máxima verosimilitud así como el número de parámetros en el modelo. Por otra parte, para evaluar el ajuste del modelo se realizó la prueba de Hosmer-Lemeshow, mientras que para evaluar la capacidad de clasificación del modelo se calculó el área bajo la curva ROC, la cual nos indica que tan eficiente es el modelo al momento de clasificar a una finca como transformada o no transformada. Esta curva permite identificar modelos de discriminación óptimos mediante la representación gráfica de la razón de verdaderos positivos (eje Y) frente a la

razón de falsos positivos (eje X), haciendo posible evaluar la capacidad de discriminación de un modelo de clasificación. Así mismo el área bajo la curva ROC (AUC por sus siglas en inglés) es un indicador de la capacidad de clasificación de un modelo, en donde valores cercanos a uno indican una alta capacidad de clasificación, mientras que valores cercanos a 0.5 indican modelos con poca o nula capacidad de discriminación. Con el fin de identificar aquellas fincas con mayor riesgo de verse afectadas por los procesos de cambio de uso de suelo se calculó la probabilidad de transformación de cada una de ellas mediante la información generada por el modelo de regresión logística, para ello en el modelo de regresión se utilizaron variables con información del año 2000 para posteriormente calcular la probabilidad de transformación con información actualizada al año 2010, haciendo posible calcular el riesgo de transformación para cada una de las fincas bajo el supuesto de que los procesos actuales de cambio de uso de suelo continuarán vigentes en un futuro cercano.

El cálculo de la probabilidad de transformación de cada una de las fincas se realizó con la información arrojada por el modelo de regresión logística a través de la siguiente expresión:

Ecuación 11.

$$Pt = \frac{e^{logit}}{1 + e^{logit}}$$

Donde:

*Pt*= Probabilidad de que una finca sea transformada a otro uso de suelo.

*Logit*= Parámetros del modelo de regresión obtenidos mediante la Ecuación 10.

El análisis de regresión logística binaria así como en análisis de bondad del ajuste del modelo se realizaron con el lenguaje estadístico R (R Core Team, 2013). Asimismo el cálculo del área bajo la curva ROC se realizó con el paquete ROCR (Sing et al. 2005) el cual funciona bajo el mismo entorno del lenguaje R. Al igual que con los otros factores, los valores de probabilidad de

transformación fueron estandarizados y normalizados, siguiendo la lógica de las ecuaciones 5 y 7.

### **3.2.5 Cálculo del valor de importancia de fincas de café para la conservación de la biodiversidad.**

Para el obtener el valor de importancia para la conservación de la biodiversidad, se procedió a sumar los valores normalizados de cada uno de los cuatro indicadores calculados anteriormente (ecuación 12).

$$IMPORTANCIA = (Ch_n + Id_n + dIIC_n + Pt_n)$$

Ecuación 10.

Donde:

$Ch_n$  = Índice normalizado de Calidad de hábitat.

$Id_n$  = Inverso normalizado de la distancia al fragmento de vegetación natural más cercano.

$dIIC_n$  = Importancia para el manteamiento de la conectividad en el paisaje.

$Pt_n$  = Probabilidad normalizada de transformación a otros usos de suelo.

Debido a que el cálculo del valor de importancia se realizó en formato ráster mediante algebra de mapas, los resultados se encuentran dados a nivel del pixel, para calcular el valor de importancia a nivel de fina se utilizó la herramienta “*zonal statistics*” a través de la cual se calculó el promedio de los valores de importancia dentro de cada finca (ecuación 11).

Ecuación 11.

$$\text{Importancia por finca } (\bar{x}_j) = \frac{\sum_{i=1}^n x_{ij}}{n_j}$$

Donde

$\bar{x}_j$  = Valor de importancia de la  $j$ -ésima finca

$x_{ij}$  = Valor de importancia del  $i$ -ésimo pixel en la  $j$ -ésima finca.

$n_j$  = Total de valores de la  $j$ -ésima finca.

### **3.2.6 Análisis de sensibilidad del índice de importancia para la conservación de la biodiversidad.**

Con la finalidad de evaluar el efecto de cada uno de los cuatro indicadores sobre los valores de importancia de las fincas de café, se realizó un análisis de sensibilidad a través del cual fue posible identificar el efecto de cada una de las variables y/o indicadores sobre el índice de importancia para la conservación de la biodiversidad. Por otra parte fue posible identificar los patrones de agrupamiento espacial de las fincas de café con base en cada uno de los cuatro indicadores, permitiendo así identificar la distribución espacial de cada uno de ellos, los cuales a su vez determinan la distribución espacial de los valores del índice de importancia para la conservación.

Para realizar el análisis de sensibilidad se aplicaron técnicas de agrupamiento de datos, las cuales basan su funcionamiento en la teoría de decisión y en las matemáticas discretas. Estas técnicas tienen por objetivo agrupar grandes cantidades de información con base en las similitudes y diferencias entre ellos, es decir, que dada una cantidad de  $n$ -puntos representados en un espacio de  $n$ -dimensiones, se busca generar una cantidad de  $k$ -grupos de modo que cada uno de estos contenga puntos con una alta similitud entre ellos, pero que al mismo tiempo sean distintos a los puntos presentes en otros grupos. Para este estudio en particular se empleó el algoritmo *K-means* (Mac Queen 1967) el cual realiza el agrupamiento de la información mediante el cálculo de centroides los cuales son determinados

según el número de grupos que se pretendan generar ( $K$  grupos =  $K$  centroides). La definición del primer centroide para un grupo se hace de manera aleatoria calculando la media de cierta cantidad de puntos, de modo que una vez que el centroide se encuentra definido se procede a agrupar a todos aquellos puntos que se encuentran más cercanos a él, es decir, que presentan valores cercanos a la media del centroide. Una vez que se agrupan los primeros puntos (primer grupo) se vuelve a calcular el centroide tomando en cuenta la media de los puntos agrupados en el primer paso, de modo que el siguiente paso del proceso de agrupación se basa en la media del segundo centroide, este mismo proceso se repite de manera iterativa hasta que no haya más cambios entre un paso y el siguiente, es decir, cuando los valores de los centroides entre un paso y otro presenten poca o nula diferencia en sus valores.

Así mismo se evaluó la capacidad de agrupamiento y discriminación de cada uno de los cuatro indicadores, es decir, se calculó la capacidad de cada indicador para generar grupos y diferenciar fincas con base en sus atributos. Para evaluar la capacidad discriminatoria de cada indicador se calculó un valor de  $R^2$  (ecuación 12), el cual indica cuanta de la variación de los datos originales se conserva después del proceso de agrupamiento, de modo que entre más alto sea el valor de  $R^2$  para un indicador se puede inferir que éste tiene una alta capacidad de agrupamiento y por ende una mayor capacidad de discriminación.

Ecuación 12.

$$R^2 = \frac{TSS - ESS}{TSS}$$

Donde:

$TSS$ = Suma total de cuadrados.

$ESS$ = Suma explicada de los cuadrados (desviaciones por grupo).

Para realizar el análisis de sensibilidad mediante el algoritmo *K-means* se empleó la herramienta “*grouping analysis*” de la extensión “*spatial statistics*” del programa ArcGIS 10.3 (ESRI 2014).

## IV. RESULTADOS

### 4.1. Calidad del hábitat presente en las fincas de café de la zona estudio.

Las fincas que presentaron los valores de calidad de hábitat más altos se encuentran en su mayoría en las zonas altas del área de estudio, en los municipios cercanos a las faldas del Cofre de Perote, mientras que los valores más bajos se encuentran en su mayoría en las partes más bajas y cálidas del área de estudio (figura 8). En este sentido, los municipios con los promedios de *Ch* más altos son Xico y Teocelo con valores promedio de 0.533 y 0.528 respectivamente, mientras que Emiliano Zapata y Tenampa fueron los municipios con los promedios de *Ch* más bajos, con valores de 0.441 y 0.458 respectivamente (cuadro 5).

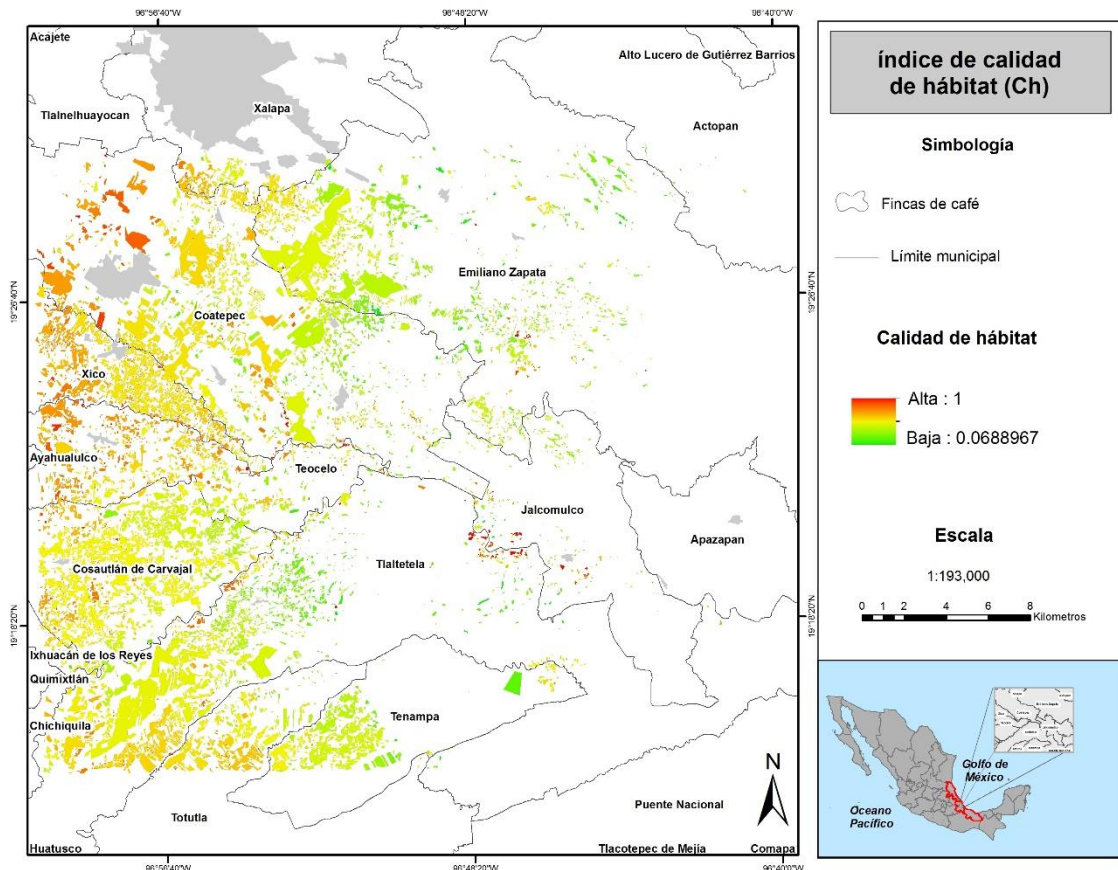


Figura 8.- Índice de calidad de hábitat (*Ch*) de las fincas de café presentes en la zona de estudio.

<b>Municipio</b>	<b>Calidad de hábitat (<i>Ch</i>) promedio.</b>
<b>XICO</b>	0.533
<b>TEOCELO</b>	0.528
<b>XALAPA</b>	0.509
<b>TOTUTLA</b>	0.495
<b>COSAUTLAN DE CARVAJAL</b>	0.492
<b>COATEPEC</b>	0.479
<b>JALCOMULCO</b>	0.474
<b>TLALTETELA</b>	0.465
<b>TENAMPA</b>	0.458
<b>EMILIANO ZAPATA</b>	0.441

Cuadro 5.- Valores promedio del índice de calidad de hábitat por municipio.

#### **4.2 Importancia de las fincas de café como zonas de amortiguamiento.**

En cuanto a la importancia de las fincas de café como zonas de amortiguamiento es posible apreciar que de manera general la gran mayoría de las fincas presentan valores relativamente altos (figura 9), lo cual se debe principalmente al hecho de que casi todas ellas se encuentran en zonas cercanas a fragmentos de vegetación natural, lo cual dificulta la identificación de conjuntos de fincas particularmente importantes como zonas de amortiguamiento del efecto de borde, de manera contraria a lo que sucede con el índice de calidad de hábitat (*Ch*).

Sin embargo, al observar el promedio de este valor por municipio, es posible observar que en algunos de ellos las fincas de café se encuentran a una menor distancia de fragmentos de vegetación natural, tal es el caso de Jalcomulco y Teocelo con valores promedio de 0.342 y 0.322 respectivamente, mientras que en Xalapa y Tenampa las fincas de café se encuentran más alejadas de fragmentos de vegetación natural al presentar valores promedio de 0.198 y 0.175 respectivamente (cuadro 6).

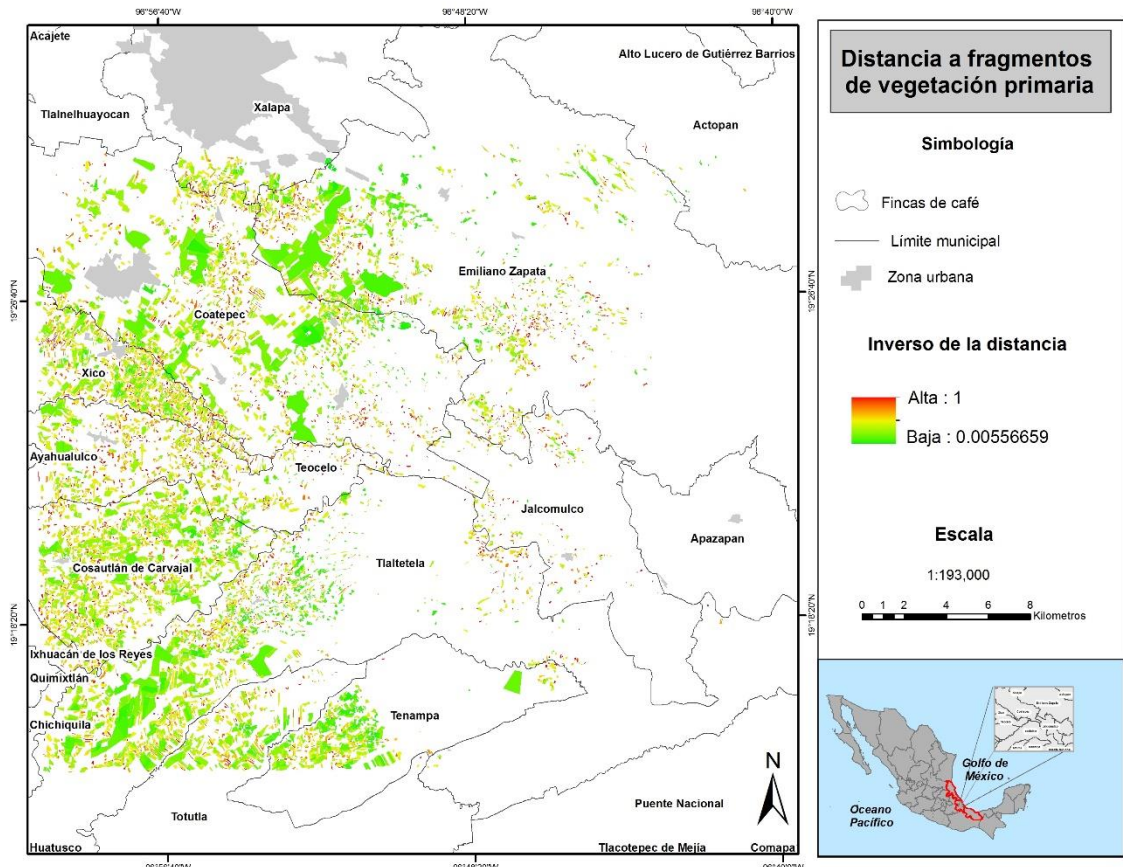


Figura 9.- Importancia de las fincas de café del área de estudio como zonas de amortiguamiento del efecto de borde, medida a través del inverso de la distancia a fragmentos de vegetación natural.

Por otra parte, cabe aclarar que los resultados representan la distancia inversa, razón por la cual valores más altos representan una mayor cercanía a fragmentos de vegetación natural (mayor importancia), mientras que valores bajos indican una mayor distancia de una finca con respecto a algún fragmento de vegetación natural (menor importancia).

<b>Municipio</b>	<b>Promedio del inverso de la distancia</b>
JALCOMULCO	0.342
TEOCELO	0.322
EMILIANO ZAPATA	0.271
COATEPEC	0.266
XICO	0.261
COSAUTLAN DE CARVAJAL	0.245
TOTUTLA	0.228
TLALTETELA	0.222
XALAPA	0.198
TENAMPA	0.175

Cuadro 6.- Valores promedio del inverso de la distancia a fragmentos de vegetación natural.

### **4.3 Importancia de las fincas de café para el mantenimiento de la conectividad regional.**

Como ya se ha explicado anteriormente, para evaluar la importancia de las fincas de café para el mantenimiento de la conectividad regional se procedió a calcular el IIC para un paisaje compuesto por todos los fragmentos de vegetación natural presentes en el área de estudio así como por las fincas de café, para posteriormente calcular la tasa de cambio de este índice con la remoción de cada una de las fincas de manera individual. En este sentido el valor de IIC para todo el paisaje analizado fue de 0.0108, lo cual indica poca conectividad o un alto grado de fragmentación en todo el paisaje.

En cuanto a la importancia de las fincas de café para mantener la conectividad en todo el paisaje, es posible apreciar que las fincas con los valores de importancia más altos se encuentran al norte y suroeste del área de estudio, siendo notablemente importantes las fincas localizadas dentro de los límites del municipio de Cosautlán (figura 10).

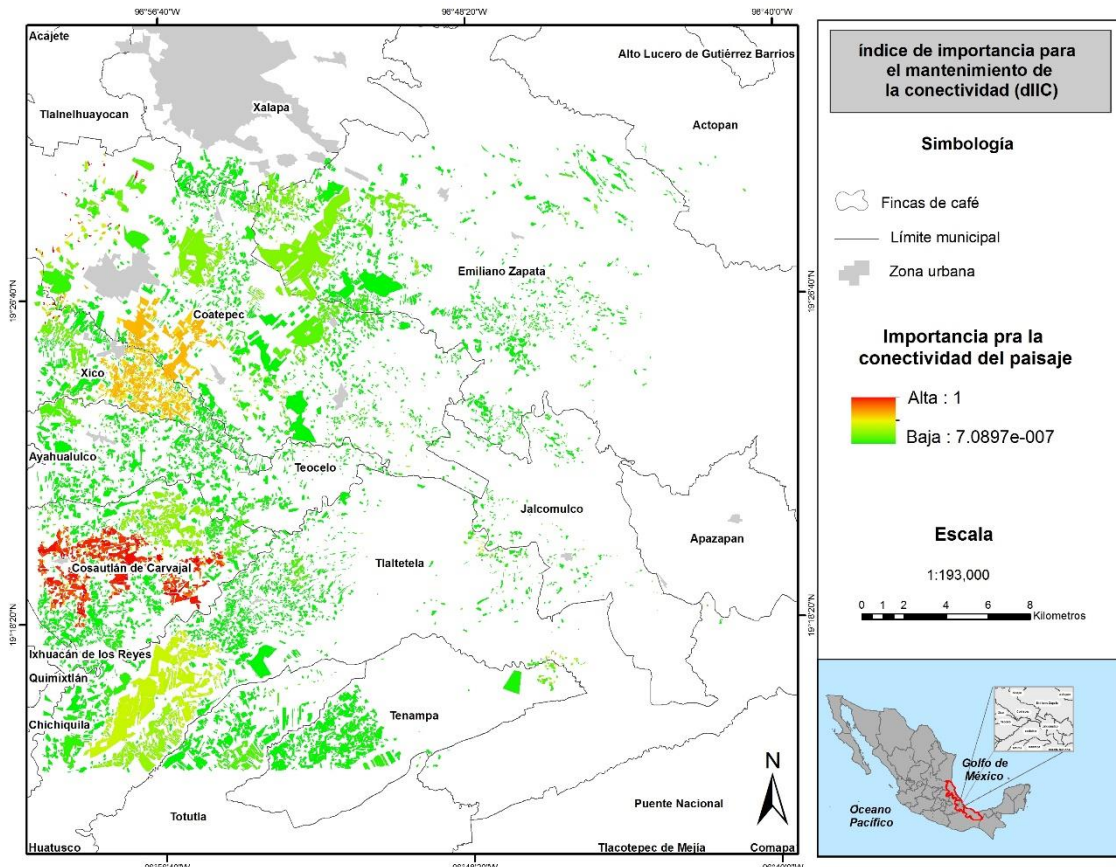


Figura 10.- índice de importancia para el mantenimiento de la conectividad del paisaje.

Así mismo los municipios con los promedios más altos del índice de importancia para la conectividad fueron Cosautlán y Xico con 0.131 y 0.125 respectivamente, mientras que Tenampa y Teocelo presentaron los promedios más bajos con 0.015 y 0.012 respectivamente (cuadro7).

Municipio	dIIC promedio
<b>COSAUTLAN DE CARVAJAL</b>	0.131
<b>XICO</b>	0.125
<b>COATEPEC</b>	0.053
<b>TLALTETELA</b>	0.041
<b>JALCOMULCO</b>	0.021
<b>XALAPA</b>	0.020
<b>EMILIANO ZAPATA</b>	0.018
<b>TOTUTLA</b>	0.017
<b>TENAMPA</b>	0.015
<b>TEOCELO</b>	0.012

Cuadro 7.- Valores promedio por municipio del índice de importancia para el mantenimiento de la conectividad regional.

#### 4.4 Riesgo de transformación a usos de suelo más intensificados.

##### Fincas transformadas a otros usos de suelo.

Entre los años 2000 y 2010 se registró una pérdida de 959 fincas de café equivalentes a 1, 463.98 hectáreas de superficie cultivada, la cual representa el 9.53% de la cobertura original presente en el año 2000. De manera general, es posible apreciar que las zonas con mayor cantidad de fincas transformadas son la zona centro y sur del área de estudio, sobre todo en las partes bajas, sin embargo también es posible apreciar un número considerable de fincas transformadas en las partes altas de la zona centro-norte colindantes con el municipio de Coatepec (figura 11).

Los municipios que presentaron mayor pérdida de cobertura de café con respecto a su superficie cultivada en el año 2000 son Coatepec y Tenampa con el 17.34% y 12.11% de su superficie transformada respectivamente (cuadro 8).

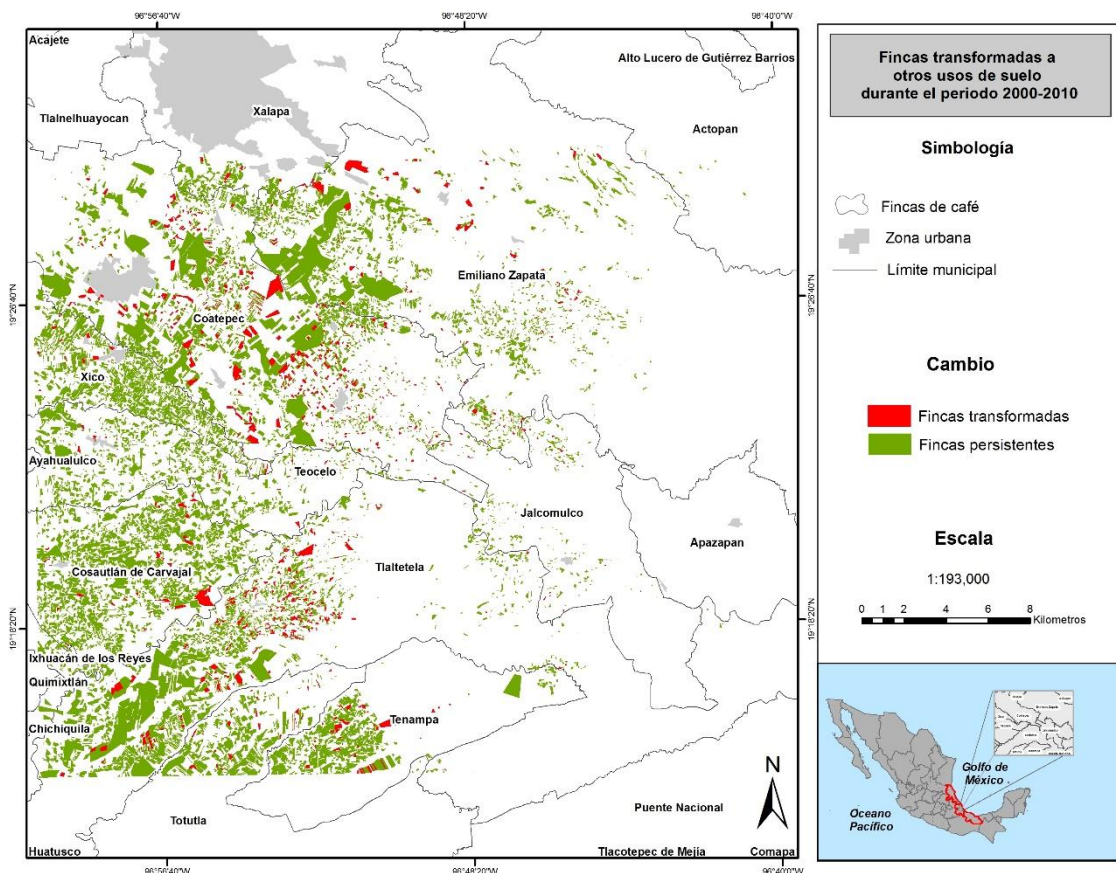


Figura 11.- Fincas de café transformadas a otros usos de suelo durante el periodo de tiempo comprendido entre los años 2000 y 2010.

Municipio	Superficie transformada (ha)	Porcentaje de superficie transformada
COATEPEC	607.73	17.34%
TENAMPA	108.05	12.11%
TLALTETELA	317.55	11.07%
EMILIANO ZAPATA	202.67	9.27%
XALAPA	13.21	6.77%
TOTUTLA	37.02	5.70%
COSAUTLAN DE CARVAJAL	122.22	4.87%
JALCOMULCO	5.24	3.04%
XICO	32.00	2.31%
TEOCELO	18.24	1.80%

Cuadro 8.- Transformación de fincas de café a otros usos de suelo más intensificados en el área de estudio.

### Causas próximas de la transformación a otros usos de suelo.

Con base en el modelo de regresión logística binaria fue posible identificar 8 variables como los principales agentes de transformación de fincas de café a otros usos de suelo, así mismo el modelo de regresión logística pudo identificar términos de interacción significativos entre las 8 variables con lo que el total de términos del modelo asciende a 13 (cuadro 9). Según la prueba de Hosmer-Lemeshow el modelo presenta un buen ajuste entre los datos predichos y los observados ( $\chi^2= 13.10$ ,  $p= 0.108$ ) por lo que puede considerarse como un modelo válido. El modelo propuesto tuvo el menor valor de AIC de todo el conjunto de modelos evaluados (AIC= 562.39) lo que reafirma el hecho de que los datos predichos por el modelo son consistentes con los datos observados, así mismo el modelo es capaz de explicar el 27.57% de la variación total del sistema. En cuanto a la capacidad predictiva del modelo se obtuvo un área bajo la curva ROC de 0.85 (figura 12)

Variable	Coefficiente de regresión $\beta$	Estadístico de Wald (Z)	P valor ( $\alpha=0.05$ )
<b>Coefficiente del modelo</b>	-2.56e+00	-2.423	0.015400**
<b>Marginación</b>	-7.32e-01	-1.829	0.067455*
<b>Fertilidad del suelo</b>	-6.30e-01	-2.011	0.044359**
<b>Distancia al borde</b>	-3.59e-02	-2.718	0.006572**
<b>Pendiente</b>	-3.27e-02	-2.084	0.037147**
<b>Precipitación</b>	2.03e-02	3.627	0.000286**
<b>Distancia a pastizal</b>	4.56e-03	3.292	0.000994**
<b>Elevación</b>	-2.38e-03	-4.063	4.84e-05**
<b>Distancia a caminos</b>	5.77e-04	4.228	2.36e-05**
<b>Pendiente * Distancia a pastizales</b>	-2.95e-04	-3.36	0.000780**
<b>Elevación * Distancia al borde</b>	3.92e-05	2.544	0.010959**
<b>Elevación * Distancia a pastizales</b>	-4.93e-06	-2.751	0.005940**
<b>Precipitación * Distancia a caminos</b>	-2.56e-06	-3.598	0.000320**
<b>Distancia a pastizales * Distancia a caminos.</b>	-3.56e-07	-2.549	0.010791**

\*\* Términos significativos

\* Términos marginalmente significativos

Cuadro 9.- Variables del modelo de regresión logística binaria que explican mejor el proceso de transformación de fincas de café a otros usos de suelo con una variación explicada del 27.57%.

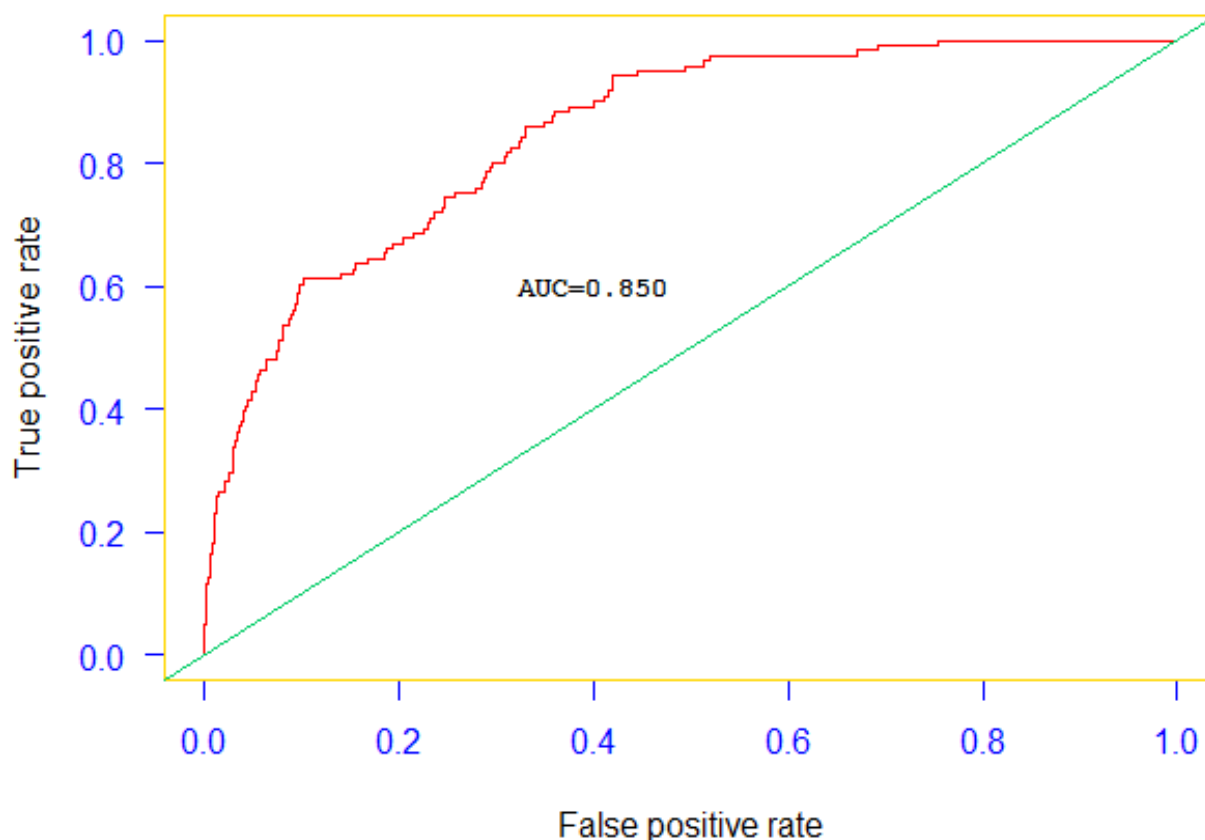


Figura 12.- Área bajo la curva ROC y capacidad de clasificación (cambio / no cambio) del modelo de regresión logística binaria

A partir de los resultados obtenidos del modelo de regresión logística binaria fue posible construir la ecuación de regresión de la siguiente manera:

$$\begin{aligned} \text{Logit } P (\text{Cambio}=1) = & -2.561 - 0.03272 (\text{Pendiente}) + 0.02028 (\text{Precipitación}) \\ & - 0.002384 (\text{Elevación}) + 0.004561 (\text{Distancia a pastizal}) + 0.0005767 \\ & (\text{Distancia a caminos}) - 0.03592 (\text{Distancia a borde}) - 0.7322 (\text{Marginación}) - \\ & 0.63 (\text{Fertilidad de suelo}) - 0.0002945 (\text{Pendiente} * \text{Distancia a pastizal}) - \\ & 0.0000003558 (\text{Distancia a pastizales} * \text{Distancia a caminos.}) - 0.000004933 \\ & (\text{Elevación} * \text{Distancia a pastizales}) + 0.00003922 (\text{Elevación} * \text{Distancia al} \\ & \text{borde}) - 0.000002559 (\text{Precipitación} * \text{Distancia a caminos}) \end{aligned}$$

Una vez construida la ecuación de regresión se procedió a calcular el *logit* del modelo mediante la solución de la expresión obtenida, posteriormente se calculó la probabilidad de transformación a otros usos de suelo mediante la ecuación 11, para ello se emplearon las variables que resultaron significativas. Con base en los resultados obtenidos de la solución de la ecuación de regresión se obtuvo la probabilidad de transformación a otros usos de suelo la cual es notablemente mayor en la zona de Cosautlán y partes altas de Coatepec, así como en las partes bajas del área de estudio colindantes con los municipios de Emiliano Zapata y Jalcomulco (figura 13).

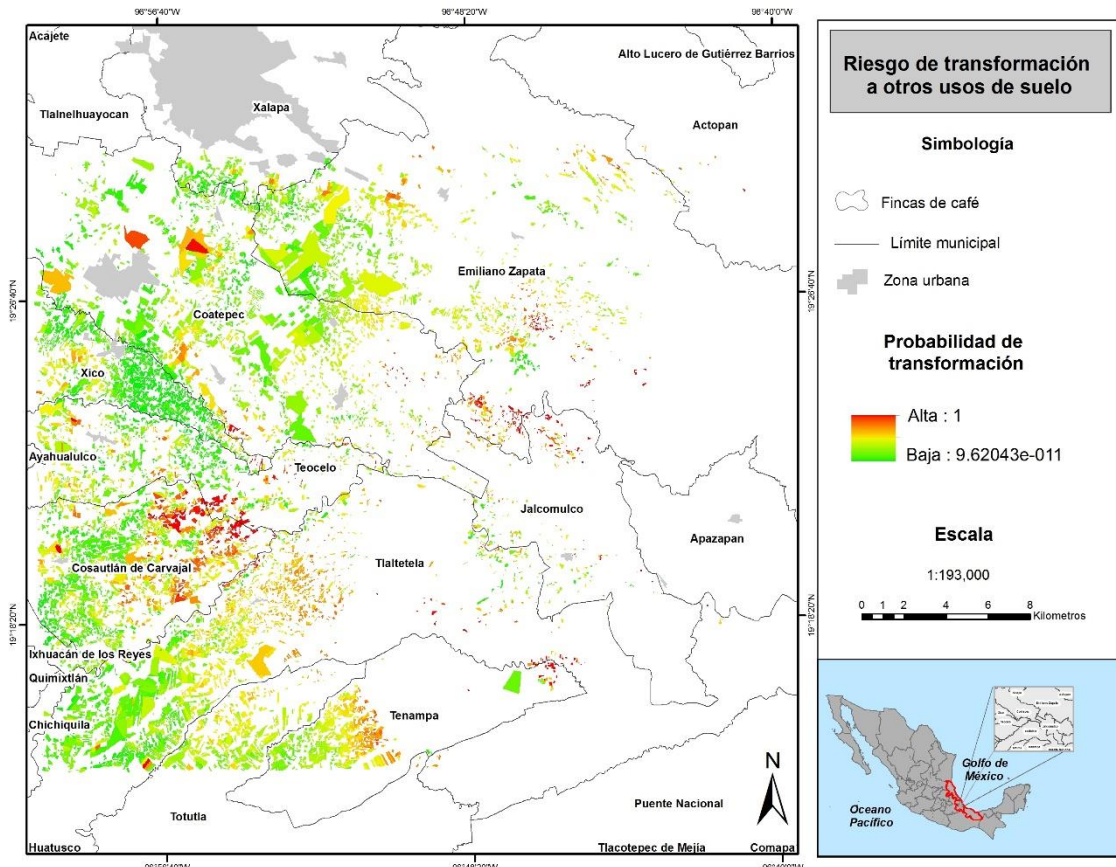


Figura 13.- Riesgo de las fincas de café de ser transformadas a otros usos de suelo más intensificados.

Los promedios más altos de riesgo de transformación se encuentran en los municipios de Tenampa y Emiliano Zapata con 0.154 y 0.126 respectivamente, mientras que los promedios más bajos se registraron en los municipios de Ixhuacán de los Reyes y Xalapa con valores de 0.056 y 0.067 respectivamente (cuadro 10).

Municipio	Riesgo de transformación promedio
TENAMPA	0.154
EMILIANO ZAPATA	0.126
JALCOMULCO	0.121
COSAUTLAN DE CARVAJAL	0.117
TOTUTLA	0.112
TLALTETELA	0.111
COATEPEC	0.083
TEOCELO	0.075
XALAPA	0.067
XICO	0.031

Cuadro 10.- Promedio del riesgo de transformación a otros usos de suelo por municipio.

#### 4.5 Índice de importancia de las fincas de café para la conservación de la biodiversidad.

A través de la suma de los valores de los indicadores anteriores, se obtuvo el valor de importancia para la conservación de la biodiversidad de cada una de las fincas de café del área de estudio. Los valores más altos de este índice se registraron en las zonas centro y centro-sur del área de estudio, en los límites de los municipios de Coatepec, Xico y Cosautlán (figura 14).

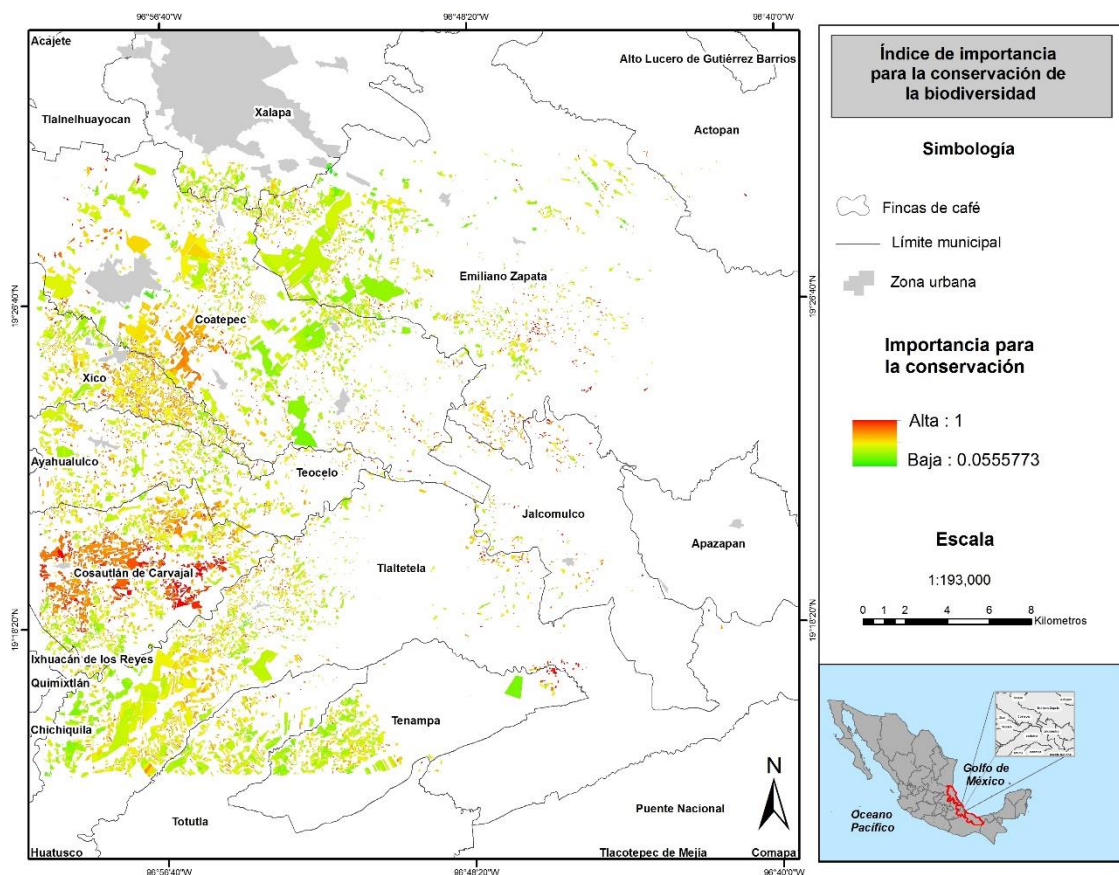


Figura 14.- Importancia de las fincas de café para la conservación de la biodiversidad.

En este sentido, los promedios más altos del índice de importancia para la conservación de la biodiversidad se registraron en los municipios de Jalcomulco y Cosautlán con valores de 0.313 y 0.303 respectivamente, mientras que los promedios más bajos se presentaron en los municipios de Tenampa y Xalapa con valores de 0.208 y 0.227 respectivamente (cuadro 11).

Municipio	Promedio del índice de importancia para la conservación de la biodiversidad
JALCOMULCO	0.313
COSAUTLAN DE CARVAJAL	0.303
TEOCELO	0.273
XICO	0.273
EMILIANO ZAPATA	0.261
COATEPEC	0.259
TLALTETELA	0.245
TOTUTLA	0.238
TENAMPA	0.227
XALAPA	0.208

Cuadro 11.- Promedio de los valores de importancia para la conservación de la biodiversidad expresados por municipio.

#### 4.6 Sensibilidad del índice de importancia para la conservación de la biodiversidad.

Mediante el algoritmo *K-means* fue posible generar 4 grupos compuestos por conjuntos de fincas de café con atributos similares entre sí (figura 15), a través de los cuales fue posible detectar la capacidad de cada uno de los indicadores para generar grupos de fincas con características similares. En este sentido, el IIC presentó una mayor capacidad de agrupar conjuntos de fincas con características similares ( $R^2= 0.79$ ), mientras que el indicador con la menor capacidad de agrupamiento fue el inverso de la distancia a fragmentos de vegetación natural ( $R^2= 0.15$ ) (cuadro 12).

En resumen se puede decir que el IIC es el indicador que explica gran parte de la variación del sistema, teniendo así un mayor efecto sobre la distribución espacial del índice de importancia para la conservación de la biodiversidad. Esto resulta evidente al ver la distribución espacial de los conjuntos de fincas de café con los valores de IIC más altos, la cual concuerda con la distribución de los valores más altos del índice de importancia para la conservación, indicando una alta influencia del IIC en los valores de importancia de las fincas de café.

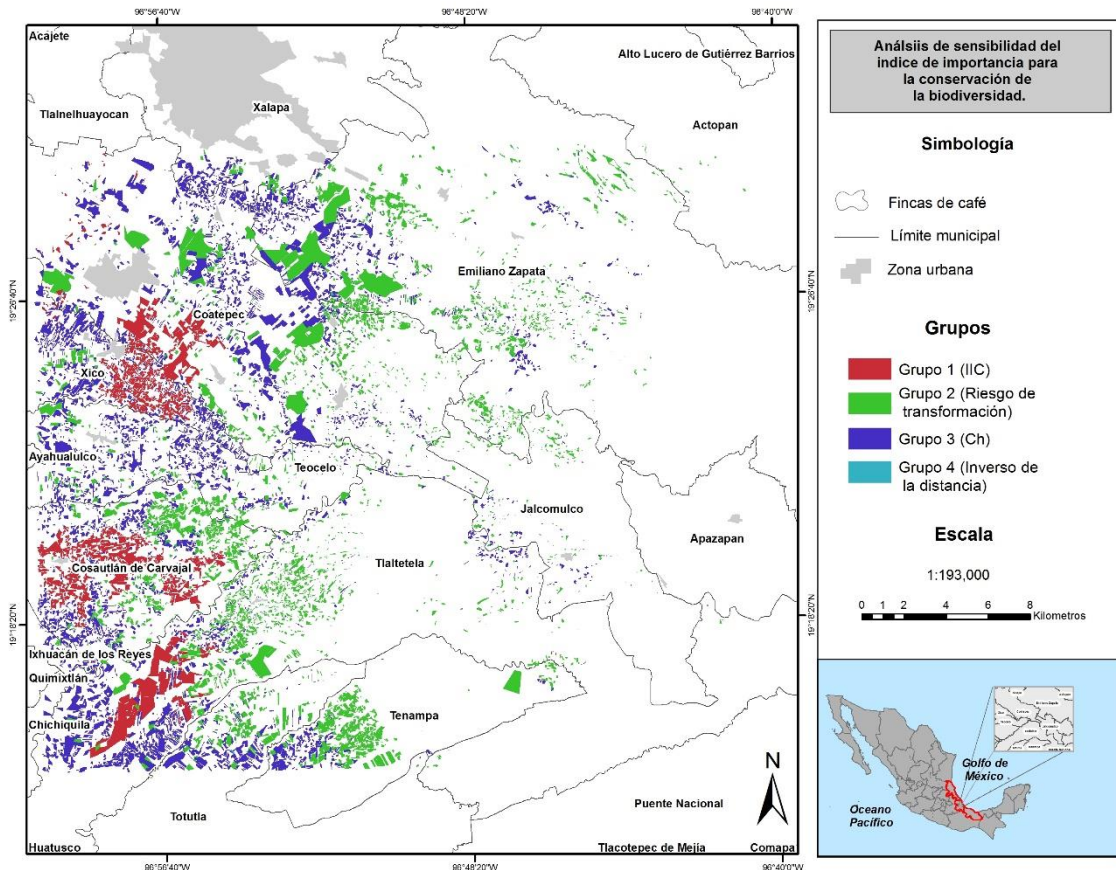


Figura 15.- Grupos generados mediante el análisis de sensibilidad, cada grupo se encuentra representado por el indicador con mayor influencia sobre cada uno de ellos.

Indicador	Promedio	Desviación estándar	R <sup>2</sup>
<b>Importancia para el mantenimiento de la conectividad del paisaje (dIIC)</b>	0.059	0.105	0.796
<b>Riesgo de transformación a otros usos de suelo.</b>	0.099	0.090	0.484
<b>Calidad de hábitat (Ch)</b>	0.153	0.028	0.454
<b>Inverso de la distancia a fragmentos de vegetación natural</b>	0.256	0.184	0.155

Cuadro 12.- Efecto de cada uno de los indicadores sobre los valores del índice de importancia para la conservación de la biodiversidad.

## **V. DISCUSIÓN**

### **5.1 Calidad del hábitat en fincas de café.**

La aplicación de técnicas de percepción remota permitió evaluar de una manera más fácil y rápida la calidad del hábitat provisto por las fincas de café. En el caso particular de la estructura de la vegetación su caracterización se facilitó y agilizó de manera considerable gracias al empleo de información obtenida mediante tecnología LiDAR, la cual ha demostrado ser una herramienta de gran utilidad al momento de caracterizar la estructura vertical de la vegetación (e.g. Nelson et al. 2005; Seavy et al. 2009; Goetz et al. 2010).

Si bien la información derivada de sensores LiDAR permitió caracterizar la estructura de la vegetación de manera rápida y relativamente confiable, la información resultante deber ser considerada como una aproximación, ya que no fue complementada ni contrastada con información proveniente de otras fuentes (como estimaciones realizadas en campo), tal y como sucede en otros estudios en los cuales también se evalúa el desempeño de esta información al momento de identificar zonas de hábitat potencial (e.g. Hinsley et al. 2002; Martinuzzi et al. 2009; Zellweger et al. 2014).

Un detalle que es importante resaltar es que al momento de caracterizar la estructura de la vegetación y de evaluar la calidad del hábitat no se tomó en cuenta la densidad de la vegetación presente en los estratos medios y bajos de las fincas. La omisión de esta información se debió principalmente a la naturaleza y calidad de las nubes de puntos LiDAR proporcionadas por INEGI, las cuales al presentar una equidistancia de 5 metros entre cada uno de los puntos impide que se pueda estimar la densidad de la vegetación de manera confiable, lo cual puede conducir a estimaciones sesgadas y demasiado artificiales.

A pesar de que en este estudio no se estimó la densidad de la vegetación presente en las fincas de café, es importante resaltar la importancia que tiene esta información para la identificación de zonas con un alto potencial

para proveer de hábitat a un número importante de especies que habitan los estratos medios y bajos de la vegetación, así como la utilidad que tiene la información derivada de sensores LiDAR para la identificación de estas zonas de importancia biológica (Martinuzzi et al. 2009).

Por otra parte, es importante aclarar que existe un ligero desfase temporal entre los resultados correspondientes a la estructura de la vegetación y las condiciones actuales de las fincas de café. Este desfase se debe a las fechas en las que se llevaron a cabo los levantamientos de las nubes de puntos LiDAR, los cuales se realizaron entre los años 2011 y 2012. Por esta razón es probable que en algunos casos las condiciones actuales de las fincas de café difieran de las condiciones descritas por los resultados de este estudio.

En este sentido, la incorporación de valores de NDVI obtenidos mediante imágenes LANDSAT 8 permitió incluir el efecto que tiene el estado de conservación actual de la vegetación sobre la calidad del hábitat provisto por las fincas de café, de modo que fue posible contrarrestar el sesgo causado por el desfase temporal producto de las fechas de los levantamientos de altimetría con sensores LiDAR.

## **5.2 Capacidad de las fincas de café para amortiguar del efecto de borde.**

El cálculo del inverso de la distancia entre fincas de café y fragmentos de vegetación natural permitió identificar de manera sencilla conjuntos de fincas cafetaleras capaces de amortiguar el efecto de borde. Sin embargo estas estimaciones son una representación general de la capacidad que tienen los agroecosistemas cafetaleros para llevar a cabo esta función, debido principalmente a que este cálculo solamente toma en cuenta la distancia que hay entre fincas de café y fragmentos de vegetación natural, sin considerar otros atributos que podrían ayudar a obtener resultados más finos y cercanos

a la realidad. (e.g. Superficie de las fincas, proporción de las fincas con una colindancia real con fragmentos de vegetación natural etc.).

No obstante, a pesar de que los resultados se muestran de manera general, estos permiten identificar conjuntos de fincas de café notablemente cercanas a fragmentos de vegetación natural, las cuales independientemente de su superficie o de cualquier otro atributo son capaces de amortiguar los efectos de borde al mejorar la calidad de la matriz que rodea a los fragmentos de vegetación primaria, ayudando así a conservar gran parte de la riqueza original de los fragmentos de vegetación natural (Perfecto y Vandermeer 2002).

### **5.3 Importancia de las fincas de café para el mantenimiento de la conectividad en el paisaje.**

El *IIC* resultó ser un indicador confiable de la importancia que tiene cada una de las fincas de café para el mantenimiento de la conectividad regional. En este estudio el cálculo del *IIC* se realizó tomando en cuenta solamente la distancia euclidiana entre cada una de las fincas, es decir, dejando fuera del cálculo el efecto de la matriz que las rodea. Dicha matriz ha demostrado tener un efecto importante sobre la capacidad de dispersión de los organismos así como en la diversidad de especies que se encuentran dentro de los fragmentos de hábitat remanente (Revilla et al. 2004; Prevedello y Vieira 2010).

En este sentido existen diversos estudios que han demostrado la importancia de considerar el efecto de la matriz cuando se estudia el grado de conectividad del paisaje, así como al momento de identificar zonas de importancia para el movimiento y dispersión de especies (Adriaensen et al. 2003; Baum et al. 2004; Rodríguez-González et al. 2008). Si bien los resultados obtenidos en este análisis no incorporan el efecto de la matriz que rodea a las fincas de café, su confiabilidad radica principalmente en la aplicación de métricas basadas en la teoría de grafos, las cuales han demostrado ser una de las metodologías más robustas y confiables en estudios sobre conectividad del paisaje (Bunn et al. 2000). Por otra parte una de las mayores ventajas con las

que cuenta el *IIC* es su capacidad para incorporar el efecto de cualquier otro atributo además de la distancia (euclidiana o efectiva) al momento de estimar el grado de conectividad del paisaje (Pascual-Hortal y Saura 2006). En este estudio se eligió la calidad del hábitat de las fincas de café como un segundo atributo para el cálculo del *IIC*, de modo que el resultado final no estuviera dado solamente por la configuración espacial de las fincas, sino más bien que integrara tanto el efecto de esta última así como el efecto que tiene la estructura de la vegetación sobre la movilidad, establecimiento y sobrevivencia de las especies.

#### **5.4 Riesgo de transformación a usos de suelo más intensificados.**

Uno de los resultados más relevantes es la conversión de 1,463 hectáreas de cultivos de café a otros usos de suelo en un periodo de diez años. Las causas próximas de este proceso de transformación se encuentran asociadas principalmente con variables socioeconómicas y ambientales como el grado de marginación de las localidades en las cuales se encuentran las fincas así como la fertilidad del suelo. En este sentido se aprecia que las fincas que se encuentran en zonas con un bajo grado de marginación presentan un mayor riesgo de transformación, esto puede deberse a que en zonas en donde el grado de marginación es bajo se encuentra implícito un mayor desarrollo económico, lo cual se traduce en una mayor densidad poblacional, mayor cantidad de servicios, más áreas urbanas y una mayor actividad comercial e industrial, es decir, un uso del suelo más intensificado. Así mismo las fincas que se encuentran en suelos con poca fertilidad tienen un mayor riesgo de ser transformadas, esto se puede asociar a la baja rentabilidad de los cultivos a causa de la poca productividad de los suelos.

Por otra parte también se aprecia un efecto significativo de variables asociadas a la configuración espacial de las fincas de café, en este sentido es posible apreciar que cuando las fincas se encuentran agregadas en manchones aquellas que se encuentran en la periferia tienen un mayor riesgo de transformación en comparación con las fincas que se encuentran en el interior. Este fenómeno puede ser un indicador de la presión que ejercen otros

usos de suelo más intensificados sobre las fincas de café adyacentes a ellos, con lo cual se hace evidente el efecto que tiene la matriz en el proceso de cambio de uso de suelo de los agroecosistemas cafetaleros.

En cuanto a las variables geográficas y ambientales que tienen un efecto sobre el proceso de transformación se encuentran la pendiente y la elevación del terreno, así como la precipitación. En el caso de la pendiente se aprecia que las fincas de café ubicadas en terrenos con poca pendiente son más propensas a convertirse a otros de suelo, de modo similar a lo que pasa con aquellas que se encuentran a una elevación menor. En el caso de la pendiente el riesgo puede estar asociado a los requerimientos de otro tipo de cultivos como la caña, los cuales requieren de terrenos con poca o nula pendiente, así mismo los terrenos con poca pendiente presentan las condiciones idóneas para el establecimiento de viviendas o centros de actividad comercial e industrial. En cuanto a la elevación se aprecia que las fincas ubicadas en zonas de menor altitud tienen un riesgo de conversión mayor, lo cual puede estar asociado a la falta de un mercado estable que permita la comercialización del café producido en zonas de baja altitud (<600 msnm) el cual es de menor calidad en comparación con el café cultivado en zonas altas (Romero-León et al. 2006).

Un resultado interesante es el papel que juega la precipitación sobre el riesgo de transformación, ya que según los resultados obtenidos pareciera que las fincas que se encuentran en zonas con mayor precipitación tienen un riesgo mayor de ser convertidas a otros usos de suelo. En este caso particular es posible que los resultados no estén demostrando un efecto causal directo de la precipitación sobre el proceso de transformación, sino más bien reflejan una relación de concordancia espacial, es decir, que en aquellas zonas en las que hay mayores niveles de precipitación también se ha presentado una mayor tasa de conversión de cultivos de café. Esta concordancia espacial puede estar relacionada con la ubicación de los cultivos de café, los cuales por lo general comparten espacio con fragmentos de bosque mesófilo de montaña, el cual es un ecosistema que presentan un alto grado de fragmentación así como un alto riesgo de desaparecer en la zona central del estado de Veracruz (Williams-Linera et al. 2002). Todo esto parece indicar que en aquellas zonas en las que se presenta una alta tasa de degradación y desaparición del bosque mesófilo

de montaña también se presenta una tasa elevada de conversión de cultivos de café, mostrando así la estrecha relación que hay entre los agroecosistemas cafetaleros y el bosque mesófilo de montaña, poniendo en evidencia que los procesos que afectan a uno afectan de manera directa al otro.

De modo similar se aprecia que otras variables como la distancia a pastizales y la distancia a caminos tuvieron un efecto ligero pero significativo sobre el proceso de transformación de fincas de café. En el caso de la distancia a pastizales se observa que a aquellas fincas que se encuentran más distantes de zonas dominadas por pastizal tienen un mayor riesgo de transformación. La relación de esta variable con el proceso de transformación de fincas de café se puede explicar también como una concordancia espacial y no tanto como un agente causal del proceso de conversión de fincas, ya que si bien la relación es estadísticamente significativa ( $p < 0.05$ ), el coeficiente de regresión es incluso más bajo que el de la precipitación, denotando un efecto muy ligero de esta variable sobre el proceso de conversión. Es probable que el resultado demuestre más una situación de concordancia espacial y no de efecto causal, tal y como sucedió en el caso de la precipitación. Para el caso particular de la distancia a caminos se da un fenómeno similar en el que se aprecia que entre más lejos se encuentre una finca de café con respecto a un camino esta tiene un riesgo de conversión mayor, sin embargo a pesar de que la relación es estadísticamente significativa, el coeficiente de regresión es muy bajo, lo cual demuestra que el efecto es mínimo con lo cual también se puede inferir que el resultado muestra una concordancia espacial y no efecto causal, al igual que en el caso de la precipitación y la distancia a pastizales.

### **5.5 Valor de importancia de las fincas de café para la conservación de la biodiversidad.**

A nivel de municipio se observa que los promedios más altos del índice de importancia se obtuvieron en Jalcomulco y Cosautlán (0.313 y 0,303 respectivamente), sin embargo, cabe recordar que el rango de valores del índice de importancia va de 0 a 1, donde valores cercanos a 0 significan poca importancia y valores cercanos a 1 una mayor importancia. En este sentido

resulta interesante que los municipios con los promedios de importancia más altos presenten valores muy cercanos a cero, lo cual pudiera dar la impresión de que ninguna finca de café de la zona de estudio cumple con los atributos necesarios que le permitan conservar la biodiversidad de la región. Sin embargo es preciso aclarar que la agrupación de los valores a nivel de municipio es meramente ilustrativa y que se hizo con la única intención de tener un atributo de agrupación que facilite la comprensión de los valores de importancia.

En cuanto a los promedios por municipio cabe aclarar que estos no reflejan las condiciones de todas las fincas de café presentes en la zona de estudio, más bien demuestran que existe una gran heterogeneidad en los valores de importancia, de modo que es posible encontrar fincas con valores muy cercanos a 0 así como fincas con valores muy cercanos a 1, aunque los promedios bajos a nivel de municipio también indican la presencia mayoritaria de fincas con valores menores a 0.5. La presencia de un gran número de fincas con valores de importancia bajos se debe a que no todas las fincas obtuvieron valores altos en cada uno de los atributos evaluados, lo cual deja entrever que no todos los indicadores calculados tienen el mismo efecto sobre el valor de importancia final.

## **5.6 Sensibilidad del índice de importancia para la conservación de la biodiversidad.**

Como ya se mencionó anteriormente, los valores de importancia de las fincas de café demuestran que no todos los atributos evaluados se encuentran totalmente representados, es decir, que no todas las fincas se encuentran representadas por cada uno de los indicadores (*Ch*, *IIC*, distancia a fragmentos, riesgo de transformación), sino que de manera general solamente uno o dos indicadores son los que aportan mayor información al momento de calcular el índice de importancia. El análisis de sensibilidad permitió identificar aquellos indicadores o atributos que se encuentran mejor representados en el índice de importancia, así mismo permitió identificar la distribución espacial de cada uno de los indicadores, es decir, haciendo posible la delimitación de

identificar aquellos conjuntos de fincas que se encuentran representadas por cada uno de los cuatro indicadores o atributos.

De manera general el indicador que tiene un efecto mayor sobre los valores del índice de importancia es el *IIC* ( $R^2= 0.796$ ), lo que significa que gran parte de las fincas de café se encuentran jugando un papel clave en el mantenimiento de la conectividad del paisaje. En este sentido fue posible identificar cuatro grandes conjuntos de fincas de café con una notable importancia para el mantenimiento de la conectividad, el primero de ellos se encuentra en los límites de los municipios de Xico y Coatepec, el segundo conjunto se localiza en la parte media-alta del municipio de Cosautlán mientras que el tercero se ubica en la parte alta del municipio de Tlaltetela. Estos tres grandes conjuntos de fincas claramente delimitados se caracterizan principalmente por estar notablemente agrupados y presentar una distribución espacial continua, así mismo se encuentran inmersos en una matriz dominada por fragmentos de vegetación primaria y secundaria, especialmente de bosque mesófilo.

El segundo indicador o atributo con un efecto importante sobre los valores de importancia de las fincas de café fue el riesgo de transformación ( $R^2= 0.484$ ), sin embargo a diferencia del *IIC*, el riesgo de transformación no permitió la identificación de conjuntos de fincas claramente delimitados por presentar un riesgo alto de ser convertidos a otros usos de suelo, sin embargo es posible apreciar un patrón de agrupamiento de fincas con valores de riesgo similares en las partes bajas del área de estudio. Esto demuestra la presencia de una cantidad importante de fincas que presentan un riesgo latente de desaparecer. Espacialmente es posible apreciar que gran parte de las fincas caracterizadas por presentar un riesgo de conversión similar se encuentran cercanas a zonas urbanas, así mismo es posible apreciar que la gran mayoría son fincas aisladas y en muchos casos con poca superficie, lo cual es un claro indicador de la fuerte presión que ejerce la matriz sobre el proceso de transformación de fincas de café.

En cuanto a la calidad del hábitat, su efecto sobre los valores de importancia fue apenas menor que el del riesgo de transformación ( $R^2=0.454$ ),

lo cual demuestra que gran parte de las fincas de café de la zona de estudio presentan características similares en cuanto a la estructura de su vegetación. Sin embargo es posible apreciar que aquellos conjuntos de fincas caracterizados por tener valores de calidad de hábitat similares se distribuyen mayoritariamente en las partes medias y altas de la zona de estudio, es decir en zonas en las cuales también es posible encontrar un número considerable de fragmentos de vegetación primaria y secundaria de bosque mesófilo. Por otra parte también es posible identificar algunos pequeños conjuntos de fincas en las zonas bajas cercanas a fragmentos de selva baja las cuales también se caracterizan por presentar valores de calidad de hábitat similares.

Por último, el indicador que tiene el menor efecto sobre los valores de importancia es la distancia a fragmentos de vegetación natural ( $R^2=0.155$ ), el cual se puede considerar como atributo intrínseco a las fincas de café de la zona de estudio, debido a que todas ellas se encuentran cerca a por lo menos un fragmento de vegetación natural.

Con base en los resultados se puede decir que la importancia de las fincas de café de la zona de estudio radica principalmente en su capacidad para mantener la conectividad del paisaje, así mismo el riesgo de transformación es otra característica que permite identificar conjuntos de fincas prioritarias para la implementación de PSA y programas de certificación. Por otra parte se aprecia que la calidad del hábitat no es un atributo que permite identificar fincas de café prioritarias para la conservación de la biodiversidad, lo cual indica que es un atributo que se mantiene constante en gran parte de las fincas de la zona de estudio. Esto quiere decir que la mayoría de las fincas de café presentan una estructura de la vegetación similar, así como técnicas de manejo similares, en este sentido se hace evidente la necesidad de implementar programas de capacitación y certificación que promuevan prácticas de manejo menos intensificadas que permitan el desarrollo de una estructura vegetal más compleja dentro de las fincas de café, de modo que faciliten el establecimiento de un mayor número de especies nativas.

## **VI. CONCLUSIONES.**

Con base en los resultados de este estudio es posible apreciar la pérdida de una superficie importante de fincas de café en la zona de estudio, lo cual no solamente afecta seriamente al sector cafetalero y agrícola, sino que también tiene serias repercusiones para la conservación de la biodiversidad al dejar sin hábitat a una cantidad importante de especies nativas de ecosistemas tan importantes como el bosque mesófilo de montaña y la selva baja caducifolia.

Si bien en este trabajo no se consideró un marco teórico social o económico que permita la identificación de las causas fundamentales implicadas en el proceso de transformación de fincas de café a otros usos de suelo, fue posible identificar aquellas variables socioeconómicas, geográficas y ambientales asociadas al proceso de transformación. Así mismo fue posible identificar aquellos conjuntos de fincas cafetaleras con un mayor riesgo de desaparecer, lo cual permite identificar zonas cafetaleras prioritarias para la implementación de programas de manejo y conservación.

Por otra parte fue posible identificar conjuntos de fincas prioritarias tanto por su capacidad para proveer de hábitat a las especies nativas así como por su capacidad para amortiguar los efectos de borde y su capacidad para mantener la conectividad del paisaje. En este sentido también fue posible demostrar que en términos de conservación la importancia de los agroecosistemas cafetaleros radica principalmente en su capacidad para ayudar a mantener la conectividad del paisaje, funcionando como elementos del paisaje clave para la movilidad y dispersión de las especies.

En cuanto a la calidad del hábitat provisto por las fincas de café se demostró que de manera general las fincas presentan valores medios-bajos, lo cual indica la presencia de una estructura vegetal similar en gran parte de ellas, lo que a su vez también es un indicador de la presencia de prácticas de manejo con cierto grado de intensificación. Por esta razón resulta necesaria la aplicación de programas de certificación enfocados en fomentar prácticas de

manejo menos intensificadas. Así mismo se hace evidente la necesidad de desarrollar programas de ordenamiento territorial que consideren a estos agroecosistemas como elementos del paisaje con un alto valor biológico y ecológico. En este sentido también resulta imperativo implementar programas enfocados en la promoción e implementación de buenas prácticas de manejo entre los productores de café, de modo que sea posible conservar el capital natural presente en estos agroecosistemas.

Por otra parte, es necesario tomar en cuenta la importancia económica y cultural que tienen los agroecosistemas cafetaleros, razón por la cual las propuestas de manejo aplicables a este tipo de ecosistemas deben contar con una visión integral y holística, facilitando una completa armonía entre la conservación de los recursos naturales y el desarrollo económico, social y cultural de las comunidades cafetaleras.

De manera general, la aplicación de técnicas de percepción remota y análisis del paisaje es una opción eficiente y relativamente rápida de identificar zonas de importancia biológica, facilitando la delimitación de unidades de gestión ambiental en las cuales sea posible aplicar programas de manejo que ayuden a conservar los procesos y servicios que ofrecen los ecosistemas, pero que a su vez permitan el desarrollo económico de las comunidades a través de la implementación de programas de uso y aprovechamiento sustentable de los recursos naturales.

## **VII. RECOMENDACIONES.**

Es necesario implementar programas que eviten la transformación de fincas de café a usos de suelo con menor importancia ecológica, para ello debe ser considerada la capacidad que tienen estos agroecosistemas de proveer una cantidad importante de servicios ambientales entre los que se incluye la conservación de la biodiversidad. Se recomienda llevar a cabo planes de pagos por servicios ambientales en aquellas fincas que tengan una mayor relevancia ecológica dada su capacidad de conservar la biodiversidad o bien dada su capacidad de prestar otros servicios ambientales, estos programas de PPA deben estar encaminados a incrementar el interés de los productores en conservar sus fincas de café de sombra mediante un manejo rústico que implique conservar la mayor cantidad de especies de árboles nativos como sombra para los cafetos, al mismo tiempo que se fomente el uso de fertilizantes orgánicos y la erradicación de herbicidas, pesticidas y fertilizantes químicos los cuales tienen un impacto negativo sobre las poblaciones y comunidades naturales.

Además de los PPA también se recomienda llevar a cabo programas de certificación de aquellas que tengan una importancia ecológica relevante dada su capacidad de conservar la biodiversidad regional, estos programas de certificación al igual que los PPA deben tener por objetivo promover un manejo rústico de las fincas evitando el uso de pesticidas, herbicidas y fertilizantes químicos. Estas certificaciones si bien no implican un pago directo a los productores por mantener sus fincas lo menos intensificadas posible si implican la posibilidad de colocar el producto en mercados especializados lo que aumenta el valor agregado del producto permitiendo así a los productores obtener una mayor rentabilidad de sus fincas de café.

Cabe hacer mención acerca de la necesidad de implementar políticas encaminadas a la protección de los agroecosistemas, en especial de aquellos que han demostrado tener una importancia ecológica sobresaliente, como es el caso de los agroecosistemas cafetaleros. Es por esto que se recomienda considerar a los agroecosistemas y sistemas agroforestales como unidades

paisajísticas sujetas a protección, así como a programas de conservación y manejo que eviten su desaparición y conversión a usos de suelo intensificados como desarrollos urbanos, industriales o agrícolas. Al mismo tiempo se deben generar mercados especializados a través de los cuales sea posible comercializar a precios justos los productos provenientes de estos agroecosistemas y sistemas agroforestales con la finalidad de generar condiciones económicas favorables para los productores y toda la cadena laboral involucrada en la producción.

Además de la implementación de políticas encaminadas a la protección de los agroecosistemas y a considerarlos como unidades paisajísticas de relevancia biológica y ecológica, resulta indispensable llevar a cabo programas de ordenamiento territorial con la finalidad de identificar y delimitar aquellas zonas de importancia ecológica como áreas forestales y agroecosistemas para así evitar que sean deforestadas y convertidas a otros usos de suelo. Así mismo es necesaria la planificación territorial con la finalidad de hacer un uso y aprovechamiento racional de los servicios ambientales provistos por estos sistemas agroforestales de tal forma que los distintos factores económicos y/o sociales tengan un impacto mínimo sobre la generación y disponibilidad de estos servicios.

Por último se recomienda a las dependencias de gobierno contar con información espacial y geográfica actualizada sobre la distribución de apoyos gubernamentales y subsidios, al mismo tiempo se recomienda a SAGARPA actualizar y mejorar la información del censo cafetalero en cuanto al trazo de los polígonos que delimitan las parcelas de café las cuales en muchos casos presentan errores topológicos que dificultan la interpretación de la información espacial generando imprecisiones al momento de realizar estudios como este.

## **BIBLIOGRAFÍA.**

Aavik, T., Holderegger, R., & Bolliger, J. (2014). The structural and functional connectivity of the grassland plant *Lychnis flos-cuculi*. *Heredity*, 112(5), 471-478.

Achard, F., Eva, H. D., Stibig, H.-J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T., & Malingreau, J.-P. (2002). Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *science*, 297(5583), 999-1002.

Ackers, S. H., Davis, R. J., Olsen, K. A., & Dugger, K. M. (2015). The evolution of mapping habitat for northern spotted owls (*Strix occidentalis caurina*): A comparison of photo-interpreted, Landsat-based, and lidar-based habitat maps. *Remote Sensing of Environment*, 156, 361-373.

Adriaensen, F., Chardon, J., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., & Matthysen, E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and urban planning*, 64(4), 233-247.

Adriaensen, F., Chardon, J., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., & Matthysen, E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and urban planning*, 64(4), 233-247.

Alcamo, J., & Bennett, E. M. (2003). *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*: Island Press.

Aldrich, M., Billington, C., Edwards, M., & Laidlaw, R. (1997). *Tropical montane cloud forests: an urgent priority for conservation*: World Conservation Monitoring Centre.

Altieri, M. A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74(1), 19-31.

Angelsen, A., & Kaimowitz, D. (2004). Is agroforestry likely to reduce deforestation. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*, 87-106.

Antongiovanni, M., & Metzger, J. P. (2005). Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*, 122(3), 441-451.

Assessment, M. E. (2005). *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*: Island Press.

Ávalos-Sartorio, B. (2002). Los cafetales de sombra como proveedores de servicios ambientales. *Ciencia y Mar*, 5(17), 17-22.

Ávalos-Sartorio, B., & Blackman, A. (2010). Agroforestry price supports as a conservation tool: Mexican shade coffee. *Agroforestry systems*, 78(2), 169-183.

Baguette, M., & Van Dyck, H. (2007). Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape ecology*, 22(8), 1117-1129.

Baker, P. S. (1984). Some aspects of the behavior of the coffee berry borer in relation to its control in southern Mexico (Coleoptera, Scolytidae). *Folia Entomológica Mexicana*.

Barbier, E. B. (2001). The economics of tropical deforestation and land use: an introduction to the special issue. *Land Economics*, 77(2), 155-171.

Bartra, A., Mittal, A., & Rosset, P. (2003). *Cosechas de ira: Economía política de la contrarreforma agraria: Itaca*.

Beck, P. S., Atzberger, C., Høgda, K. A., Johansen, B., & Skidmore, A. K. (2006). Improved monitoring of vegetation dynamics at very high latitudes: A new method using MODIS NDVI. *Remote Sensing of Environment*, 100(3), 321-334.

Beer, J., Harvey, C., Ibrahim, M., Harmand, J., Somarriba, E., & Jimenez, J. (2003). Service functions of agroforestry systems. *Proc 12th World Forestry Congr, Area B: Forests for the Planet, Quebec, Canada*, 21-28.

Behera, M., & Roy, P. (2002). Lidar remote sensing for forestry applications: The Indian context. *CURRENT SCIENCE-BANGALORE-*, 83(11), 1320-1327.

- Beier, P., Majka, D. R., & Spencer, W. D. (2008). Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation biology*, 22(4), 836-851.
- Benquet, F. M. (2003). Crisis cafetalera y migración internacional en Veracruz. *Migraciones internacionales*, 5(2), 121-148.
- Bergen, K., Goetz, S., Dubayah, R., Henebry, G., Hunsaker, C., Imhoff, M., . . . Radeloff, V. (2009). Remote sensing of vegetation 3-D structure for biodiversity and habitat: Review and implications for lidar and radar spaceborne missions. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* (2005–2012), 114(G2).
- Blackman, A., Ávalos-Sartorio, B., Chow, J., & Aguilar, F. X. (2006). Tree cover loss in El Salvador's shade coffee areas: Resources for the Future.
- Bonan, G. B. (2008). Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *science*, 320(5882), 1444-1449.
- Bondy, J. A. (2008). Graph theory.
- Brovkin, V., Ganopolski, A., Claussen, M., Kubatzki, C., & Petoukhov, V. (1999). Modelling climate response to historical land cover change. *Global Ecology and Biogeography*, 8(6), 509-517.
- Brown Jr, K., & Brown, G. (1992). Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. *Tropical deforestation and species extinction*, 119-142.
- Bruun, H. H., Moen, J., Virtanen, R., Grytnes, J.-A., Oksanen, L., Angerbjörn, A., & Ezcurra, E. (2006). Effects of altitude and topography on species richness of vascular plants, bryophytes and lichens in alpine communities. *Journal of Vegetation Science*, 17(1), 37-46.
- Bubb, P. (2004). Cloud forest agenda: UNEP World Conservation Monitoring Centre.
- Bunn, A. G., Urban, D. L., & Keitt, T. (2000). Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of environmental management*, 59(4), 265-278.

- Burkey, T. V. (1995). Extinction rates in archipelagoes: implications for populations in fragmented habitats. *Conservation biology*, 9(3), 527-541.
- Carmona, N. E., & DeClerck, F. (2012). Payment for ecosystem services for energy, biodiversity conservation, and poverty reduction in Costa Rica *Integrating Ecology and Poverty Reduction* (pp. 191-210): Springer.
- Challenger, A. (1998). La zona ecológica templada húmeda (bosque mesófilo de montaña). Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México, pasado, presente y futuro, A. Challenger (ed.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Universidad Nacional Autónoma de México/Agrupación Sierra Madre, México, DF, 443-518.
- Challenger, A., & Soberón, J. (2008). Los ecosistemas terrestres. *Capital natural de México*, 1, 87-108.
- Chapin III, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., . . . Hobbie, S. E. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234-242.
- Cohen, W. B., & Goward, S. N. (2004). Landsat's role in ecological applications of remote sensing. *BioScience*, 54(6), 535-545.
- Daily, G. (1997). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*: Island Press.
- Daily, G. C., Ceballos, G., Pacheco, J., Suzán, G., & SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A. (2003). Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation biology*, 17(6), 1814-1826.
- Dauber, J., Hirsch, M., Simmering, D., Waldhardt, R., Otte, A., & Wolters, V. (2003). Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98(1), 321-329.
- de México, S. A. T. (1999). Tropical rain forest fragmentation, howler monkeys (*Alouatta palliata*), and dung beetles at Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology*, 48, 253-262.

De la Rosa A., Olivo J.C., "Cambio Global Forestal y Veracruz: cuantificando una variable de debilitación de la estabilidad de laderas "Dirección de Gestión Ambiental y Recursos Naturales, SEDEMA 2014.

Decout, S., Manel, S., Miaud, C., & Luque, S. (2012). Integrative approach for landscape-based graph connectivity analysis: a case study with the common frog (*Rana temporaria*) in human-dominated landscapes. *Landscape ecology*, 27(2), 267-279.

Dupouey, J.-L., Dambrine, E., Laffite, J.-D., & Moares, C. (2002). Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology*, 83(11), 2978-2984.

Ehrhardt-Martinez, K. (1998). Social determinants of deforestation in developing countries: a cross-national study. *Social Forces*, 77(2), 567-586.

Ellis, E., & Martínez, M. (2010). Vegetación y uso de suelo. E. Florescano & Ortiz, J. (Coords.). Atlas del patrimonio natural, histórico y cultural de Veracruz. I Patrimonio natural. Comisión del Estado de Veracruz para la conmemoración de la Independencia Nacional y la Revolución Mexicana. Veracruz, México.

Ellis, E., Martínez-Bello, M., & Monroy-Ibarra, R. (2010). Focos rojos para la conservación de la biodiversidad. La biodiversidad en Veracruz: Estudio de estado. CONABIO, Mexico, DF.

Ellis, E. A., Baerenklau, K. A., Marcos-Martínez, R., & Chávez, E. (2010). Land use/land cover change dynamics and drivers in a low-grade marginal coffee growing region of Veracruz, Mexico. *Agroforestry systems*, 80(1), 61-84.

Estrada, A., & Coates-Estrada, R. (1996). Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International journal of primatology*, 17(5), 759-783.

Fa, J. E., & Morales, L. M. (1993). Patterns of mammalian diversity in Mexico. *Biological diversity of México: origins and distribution*, T. Rammamorthy, R. Bye, A. Lot, and T. Fa (eds.). Oxford University. Oxford, 319-361.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 487-515.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 487-515.

FAO, F. (2012). *Statistical Yearbook 2013: World Food and Agriculture*. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rome.

Fischer, J., Abson, D. J., Butsic, V., Chappell, M. J., Ekroos, J., Hanspach, J., . . . Wehrden, H. (2014). Land sparing versus land sharing: moving forward. *Conservation Letters*, 7(3), 149-157.

Flores Villela, O. A., & Gerez, P. (1994). *Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo*.

Flores-Villela, O., & Navarro, A. (1993). *Un análisis de los vertebrados terrestres endémicos de Mesoamérica en México*.

Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., . . . Gibbs, H. K. (2005). Global consequences of land use. *science*, 309(5734), 570-574.

Fonseca, S. A. (2006). El café de sombra: un ejemplo de pago de servicios ambientales para proteger la biodiversidad. *Gaceta ecológica*(80), 19-31.

Forman, R. T. (1995). *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*: Cambridge university press.

Gamon, J. A., Field, C. B., Goulden, M. L., Griffin, K. L., Hartley, A. E., Joel, G., . . . Valentini, R. (1995). Relationships between NDVI, canopy structure, and photosynthesis in three Californian vegetation types. *Ecological applications*, 28-41.

Gao, B.-C. (1996). NDWI—a normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58(3), 257-266.

Garabedian, J. E., McGaughey, R. J., Reutebuch, S. E., Parresol, B. R., Kilgo, J. C., Moorman, C. E., & Peterson, M. N. (2014). Quantitative analysis of woodpecker habitat using high-resolution airborne LiDAR estimates of forest structure and composition. *Remote Sensing of Environment*, 145, 68-80.

García, V. V. (2001). Coffee production and household dynamics. The popolucas of Ocotol Grande, Veracruz. *Agriculture and Human Values*, 18(1), 57-70.

Garcia-Gutierrez, J., Gonzalez-Ferreiro, E., Riquelme-Santos, J. C., Miranda, D., Dieguez-Aranda, U., & Navarro-Cerrillo, R. M. (2014). Evolutionary feature selection to estimate forest stand variables using LiDAR. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 26, 119-131.

Geissert, D., Ibáñez, A., Manson, R., Hernández-Ortiz, V., Gallina, S., & Mehlreter, K. (2008). Calidad y ambiente físico-químico de los suelos. *Agroecosistemas Cafetaleros de Veracruz: Diversidad, Manejo y Conservación*. INE-SEMARNAT. México, 213-221.

Geist, H. J., & Lambin, E. F. (2002). Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations. *BioScience*, 52(2), 143-150.

Gilpin, M. E. (1986). Minimum viable populations: processes of species extinction. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*, 19-34.

Goetz, S., Steinberg, D., Dubayah, R., & Blair, B. (2007). Laser remote sensing of canopy habitat heterogeneity as a predictor of bird species richness in an eastern temperate forest, USA. *Remote Sensing of Environment*, 108(3), 254-263.

Gómez-Baggethun, E. (2011). Análisis crítico de los pagos por servicios ambientales: de la gestación teórica a la implementación (\*). *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 228, 11-47.

Gonzalez, J. R., del Barrio, G., & Duguy, B. (2008). Assessing functional landscape connectivity for disturbance propagation on regional scales—A cost-

surface model approach applied to surface fire spread. *ecological modelling*, 211(1), 121-141.

González-Espinosa, M., Meave, J., Ramírez-Marcial, N., Toledo-Aceves, T., Lorea-Hernández, F. G., & Ibarra-Manríquez, G. (2012). Los bosques de niebla de México: conservación y restauración de su componente arbóreo. *Revista Ecosistemas*, 21(1-2).

Gordon, C., Manson, R., Sundberg, J., & Cruz-Angón, A. (2007). Biodiversity, profitability, and vegetation structure in a Mexican coffee agroecosystem. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1), 256-266.

Goreau, T. J., & de Mello, W. Z. (1988). Tropical deforestation: Some effects on atmospheric chemistry. *Ambio*. Stockholm, 17(4), 275-281.

Graf, R. F., Mathys, L., & Bollmann, K. (2009). Habitat assessment for forest dwelling species using LiDAR remote sensing: Capercaillie in the Alps. *Forest Ecology and Management*, 257(1), 160-167.

Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P., & Balmford, A. (2005). Farming and the fate of wild nature. *science*, 307(5709), 550-555.

Grytnes, J., & McCain, C. M. (2007). Elevational trends in biodiversity. *Encyclopedia of biodiversity*.

Gustafson, E. J., & Parker, G. R. (1994). Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and urban planning*, 29(2), 117-130.

Hagar, J. C., Eskelson, B. N., Haggerty, P. K., Nelson, S. K., & Vesely, D. G. (2014). Modeling marbled murrelet (*Brachyramphus marmoratus*) habitat using LiDAR-derived canopy data. *Wildlife Society Bulletin*, 38(2), 237-249.

Hamilton, L. S., Juvik, J. O., & Scatena, F. N. (1995). *Tropical montane cloud forests*: Springer Verlag.

Hayes, B. (2000). *Computing science: Graph theory in practice: Part I*. *American Scientist*, 9-13.

Henderson-Sellers, A., & Gornitz, V. (1984). Possible climatic impacts of land cover transformations, with particular emphasis on tropical deforestation. *Climatic Change*, 6(3), 231-257.

Hernández-Solabac, J. A. M., Nava-Tablada, M. E., Díaz-Cárdenas, S., Pérez-Portilla, E., & Escamilla-Prado, E. (2011). Migración internacional y manejo tecnológico del café en dos comunidades del centro de Veracruz. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14(3), 807-818.

Heywood, V., & Stuart, S. (1992). Species extinctions in tropical forests. *Tropical deforestation and species extinction*. Chapman & Hall, London, 91-117.

Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25(3), 295-309.

Johnson, M., Kellermann, J., & Stercho, A. (2010). Pest reduction services by birds in shade and sun coffee in Jamaica. *Animal Conservation*, 13(2), 140-147.

Jordán, F., Báldi, A., Orci, K.-M., Racz, I., & Varga, Z. (2003). Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a *Pholidoptera transsylvanica* (Orthoptera) metapopulation. *Landscape ecology*, 18(1), 83-92.

Jose, S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry systems*, 76(1), 1-10.

Laurance, S. G. (2004). Landscape connectivity and biological corridors. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*, 50-63.

Laurance, W. F. (2004). Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 359(1443), 345-352.

Laurance, W. F., Croes, B. M., Tchignoumba, L., Lahm, S. A., Alonso, A., Lee, M. E., . . . Ondzeano, C. (2006). Impacts of roads and hunting on central African rainforest mammals. *Conservation biology*, 20(4), 1251-1261.

Laurance, W. F., Goosem, M., & Laurance, S. G. (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12), 659-669.

Leon, K. R., Houston, J. H., & Epperson, J. E. (2006). Diversification in low-grade coffee-growing areas of Veracruz, Mexico: market possibilities. *Journal of Food Distribution Research*, 37(1), 143.

Leyequien, E., Verrelst, J., Slot, M., Schaepman-Strub, G., Heitkönig, I. M., & Skidmore, A. (2007). Capturing the fugitive: Applying remote sensing to terrestrial animal distribution and diversity. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 9(1), 1-20.

Li, H., & Reynolds, J. F. (1993). A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape ecology*, 8(3), 155-162.

Lindenmayer, D., Hobbs, R. J., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M., . . . Cullen, P. (2008). A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology letters*, 11(1), 78-91.

Lindenmayer, D. B., Wood, J. T., Cunningham, R. B., Crane, M., Macgregor, C., Michael, D., & Montague-Drake, R. (2009). Experimental evidence of the effects of a changed matrix on conserving biodiversity within patches of native forest in an industrial plantation landscape. *Landscape ecology*, 24(8), 1091-1103.

Liu, J., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., & Luck, G. W. (2003). Effects of household dynamics on resource consumption and biodiversity. *Nature*, 421(6922), 530-533.

López-Barrera, F., & Landgrave, R. (2008). Capítulo 19: variación de la biodiversidad a nivel paisaje. *Agroecosistemas Cafetaleros de Veracruz*. (Eds RH Manson, K. Mehlreter, S. Gallina and VH Ortiz.) pp, 259-269.

López-Barrera, F., & Landgrave, R. (2008). Capítulo 19: variación de la biodiversidad a nivel paisaje. *Agroecosistemas Cafetaleros de Veracruz*. (Eds RH Manson, K. Mehlreter, S. Gallina and VH Ortiz.) pp, 259-269.

- Maass, J. M., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G. C., Mooney, H. A., Ehrlich, P., . . . García-Oliva, F. (2005). Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology and Society*, 10(1), 17.
- Manson, R. H. (2008). *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*: Instituto Nacional de Ecología.
- Mas, A. H., & Dietsch, T. V. (2004). Linking shade coffee certification to biodiversity conservation: butterflies and birds in Chiapas, Mexico. *Ecological applications*, 14(3), 642-654.
- Mas, J.-F., & Cuevas, G. (2013). Análisis de los patrones de deforestación en México con regresiones ponderadas geográficamente Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto–SBSR (pp. 6292-6299): INPE.
- Masera, O. (1996). *Deforestación y degradación forestal en México*. Documentos de trabajo, 19.
- Masera, O. R., Ordóñez, M. J., & Dirzo, R. (1997). Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic Change*, 35(3), 265-295.
- McDermid, G., Hall, R., Sanchez-Azofeifa, G., Franklin, S., Stenhouse, G., Kobliuk, T., & LeDrew, E. (2009). Remote sensing and forest inventory for wildlife habitat assessment. *Forest Ecology and Management*, 257(11), 2262-2269.
- Miller, J. N., Brooks, R. P., & Croonquist, M. J. (1997). Effects of landscape patterns on biotic communities. *Landscape ecology*, 12(3), 137-153.
- Miller, J. R., Wiens, J. A., Hobbs, N. T., & Theobald, D. M. (2003). Effects of human settlement on bird communities in lowland riparian areas of Colorado (USA). *Ecological applications*, 13(4), 1041-1059.
- Moguel, P., & Toledo, V. M. (1999). Biodiversity conservation in traditional coffee systems of Mexico. *Conservation biology*, 13(1), 11-21.

- Moguel, P., & Toledo, V. M. (2004). Conservar produciendo: biodiversidad, café orgánico y jardines productivos. *Biodiversitas*, 55, 1-7.
- Morzillo, A. T., Ferrari, J. R., & Liu, J. (2011). An integration of habitat evaluation, individual based modeling, and graph theory for a potential black bear population recovery in southeastern Texas, USA. *Landscape ecology*, 26(1), 69-81.
- Mueller, T., Olson, K. A., Fuller, T. K., Schaller, G. B., Murray, M. G., & Leimgruber, P. (2008). In search of forage: predicting dynamic habitats of Mongolian gazelles using satellite-based estimates of vegetation productivity. *Journal of Applied Ecology*, 45(2), 649-658.
- Muñoz-Piña, C., Rivera, M., Cisneros, A., & García, H. (2011). Retos de la focalización del Programa de Pago por los Servicios Ambientales en México. *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 228(1), 87-113.
- Murali, K., & Hegde, R. (1997). Patterns of tropical deforestation. *Journal of Tropical Forest Science*, 9, 465-476.
- Naiman, R. J., & Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, 621-658.
- Naiman, R. J., Decamps, H., & Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological applications*, 3(2), 209-212.
- Naiman, R. J., Decamps, H., & Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological applications*, 3(2), 209-212.
- Nava-Tablada, M. E., & Martínez Camarillo, E. (2012). INTERNATIONAL MIGRATION AND CHANGE IN LAND USE IN BELLA ESPERANZA, VERACRUZ. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 15(S2).
- Neel, M. C. (2008). Patch connectivity and genetic diversity conservation in the federally endangered and narrowly endemic plant species *Astragalus albens* (Fabaceae). *Biological Conservation*, 141(4), 938-955.

- Nelson, G. C., & Hellerstein, D. (1997). Do roads cause deforestation? Using satellite images in econometric analysis of land use. *American Journal of Agricultural Economics*, 79(1), 80-88.
- Oxley, D. J., Fenton, M., & Carmody, G. (1974). The effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology*, 51-59.
- Palacio-Prieto, J. L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J.-F., Takaki-Takaki, F., Victoria, A., . . . Palma Muñoz, M. (2000). La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones geográficas*(43), 183-203.
- Pascual-Hortal, L., & Saura, S. (2006). Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape ecology*, 21(7), 959-967.
- Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2002). Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. *Conservation biology*, 16(1), 174-182.
- Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2008). Biodiversity conservation in tropical agroecosystems. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134(1), 173-200.
- Pettorelli, N., Gaillard, J. M., Mysterud, A., Duncan, P., Delorme, D., Van Laere, G., . . . Klein, F. (2006). Using a proxy of plant productivity (NDVI) to find key periods for animal performance: the case of roe deer. *Oikos*, 112(3), 565-572.
- Pettorelli, N., Ryan, S. J., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jedrzejewsk, B., Lima, M., & Kausrud, K. (2011). The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research*(46), 15-27.
- Philpott, S. M., Arendt, W. J., Armbrecht, I., Bichier, P., Diestch, T. V., Gordon, C., . . . SOTO-PINTO, L. (2008). Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes: review of the evidence on ants, birds, and trees. *Conservation biology*, 22(5), 1093-1105.

Pielke, R. A. (2005). Land use and climate change. *science*, 310(5754), 1625-1626.

Pimm, S. L. (1982). *Food webs*: Springer.

Pineda, E., & Halffter, G. (2004). Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation*, 117(5), 499-508.

Popescu, S. C., Wynne, R. H., & Scrivani, J. A. (2004). Fusion of small-footprint lidar and multispectral data to estimate plot-level volume and biomass in deciduous and pine forests in Virginia, USA. *Forest Science*, 50(4), 551-565.

Popescu, S. C., & Zhao, K. (2008). A voxel-based lidar method for estimating crown base height for deciduous and pine trees. *Remote Sensing of Environment*, 112(3), 767-781.

Popescu, S. C., & Zhao, K. (2008). A voxel-based lidar method for estimating crown base height for deciduous and pine trees. *Remote Sensing of Environment*, 112(3), 767-781.

Prevedello, J. A., & Vieira, M. V. (2010). Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation*, 19(5), 1205-1223.

Prevedello, J. A., & Vieira, M. V. (2010). Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation*, 19(5), 1205-1223.

Revilla, E., Wiegand, T., Palomares, F., Ferreras, P., & Delibes, M. (2004). Effects of Matrix Heterogeneity on Animal Dispersal: From Individual Behavior to Metapopulation-Level Parameters. *The American Naturalist*, 164(5), E130-E153.

Ricotta, C., Stanisci, A., Avena, G., & Blasi, C. (2000). Quantifying the network connectivity of landscape mosaics: a graph-theoretical approach. *Community Ecology*, 1(1), 89-94.

- Ries, L., Fletcher Jr, R. J., Battin, J., & Sisk, T. D. (2004). Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 491-522.
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., Deering, D. W., & Harlan, J. C. (1974). Monitoring the vernal advancement and retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation: Texas A & M University, Remote Sensing Center.
- Rzedowski, J. (1996). Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana*.
- Sader, S. A., Powell, G. V., & Rappole, J. H. (1991). Migratory bird habitat monitoring through remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, 12(3), 363-372.
- Saura, S., & Pascual-Hortal, L. (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and urban planning*, 83(2), 91-103.
- Saura, S., & Torne, J. (2009). Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software*, 24(1), 135-139.
- Scheinerman, E. (2012). *Mathematics: A Discrete Introduction*: Cengage Learning.
- Schroth, G., Da Fonseca, G., Harvey, C., Vasconcelos, H., Gascon, C., & Izac, A. (2004). The role of agroforestry in biodiversity conservation in tropical landscapes. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*, 1-12.
- Seavy, N. E., Viers, J. H., & Wood, J. K. (2009). Riparian bird response to vegetation structure: a multiscale analysis using LiDAR measurements of canopy height. *Ecological applications*, 19(7), 1848-1857.
- Sheridan, R. D., Popescu, S. C., Gatzliolis, D., Morgan, C. L., & Ku, N.-W. (2014). Modeling Forest Aboveground Biomass and Volume Using Airborne

LiDAR Metrics and Forest Inventory and Analysis Data in the Pacific Northwest. *Remote Sensing*, 7(1), 229-255.

Shukla, J., Nobre, C., & Sellers, P. (1990). Amazon deforestation and climate change. *Science(Washington)*, 247(4948), 1322-1325.

Sibande, X. (2010). Exploring the Link between PES and Poverty Alleviation.

Sing, T., Sander, O., Beerenwinkel, N., & Lengauer, T. (2005). ROCr: visualizing classifier performance in R. *Bioinformatics*, 21(20), 3940-3941.

Somarriba, E., Harvey, C. A., Samper, M., Anthony, F., González, J., Staver, C., & Rice, R. A. (2004). Biodiversity conservation in neotropical coffee (*Coffea arabica*) plantations. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press, Washington, DC, 198-226.

Soto-Pinto, L., Perfecto, I., & Caballero-Nieto, J. (2002). Shade over coffee: its effects on berry borer, leaf rust and spontaneous herbs in Chiapas, Mexico. *Agroforestry systems*, 55(1), 37-45.

Store, R., & Kangas, J. (2001). Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modelling. *Landscape and urban planning*, 55(2), 79-93.

Suárez, J. C., Ontiveros, C., Smith, S., & Snape, S. (2005). Use of airborne LiDAR and aerial photography in the estimation of individual tree heights in forestry. *Computers & Geosciences*, 31(2), 253-262.

Swift, M. J., Izac, A., & van Noordwijk, M. (2004). Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104(1), 113-134.

Taylor, P. D., Fahrig, L., & With, K. (2006). Landscape connectivity: a return to the basics. *CONSERVATION BIOLOGY SERIES-CAMBRIDGE-*, 14, 29.

Tejeda-Cruz, C., & Sutherland, W. J. (2004). Bird responses to shade coffee production. *Animal Conservation*, 7(2), 169-179.

TLAPAYA, L., & GALLINA, S. (2010). Cacería de mamíferos medianos en cafetales del centro de Veracruz, México. *Acta zoológica mexicana*, 26(2), 259-277.

Toledo-Aceves, T., Meave, J. A., González-Espinosa, M., & Ramírez-Marcial, N. (2011). Tropical montane cloud forests: current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *Journal of environmental management*, 92(3), 974-981.

Trombulak, S. C., & Frissell, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation biology*, 14(1), 18-30.

Tucker, C. M., Eakin, H., & Castellanos, E. J. (2010). Perceptions of risk and adaptation: coffee producers, market shocks, and extreme weather in Central America and Mexico. *Global Environmental Change*, 20(1), 23-32.

Urban, D., & Keitt, T. (2001). Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology*, 82(5), 1205-1218.

Vaast, P., Beer, J., Harvey, C., & Harmand, J. (2005). Environmental services of coffee agroforestry systems in Central America: a promising potential to improve the livelihoods of coffee farmers' communities. Paper presented at the Integrated management of environmental services in human—dominated tropical landscapes: IV Henri A. Wallace Inter-American Scientific Conference Series, Turrialba.

Vandermeer, J., & Carvajal, R. (2001). Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *The American Naturalist*, 158(3), 211-220.

Vandermeer, J., & Carvajal, R. (2001). Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *The American Naturalist*, 158(3), 211-220.

Vandermeer, J., Jackson, D., & Perfecto, I. (2014). Qualitative dynamics of the coffee rust epidemic: educating intuition with theoretical ecology. *BioScience*, bit034.

- Vandermeer, J., Perfecto, I., & Philpott, S. (2010). Ecological complexity and pest control in organic coffee production: uncovering an autonomous ecosystem service. *BioScience*, 60(7), 527-537.
- Velázquez, A., Mas, J., Gallegos, J. R. D., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, P., Castro, R., . . . Palacio, J. (2002). Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta ecológica*(62), 21-37.
- Vergara, P. M., Hahn, I. J., Zeballos, H., & Armesto, J. J. (2010). The importance of forest patch networks for the conservation of the Thorn-tailed Rayaditos in central Chile. *Ecological research*, 25(3), 683-690.
- Vierling, K. T., Vierling, L. A., Gould, W. A., Martinuzzi, S., & Clawges, R. M. (2008). Lidar: shedding new light on habitat characterization and modeling. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(2), 90-98.
- Villaseñor, J. (2010). El bosque húmedo de montaña en México y sus plantas vasculares: catálogo florístico-taxonómico. CONABIO-UNAM. México.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *science*, 277(5325), 494-499.
- Weiers, S., Bock, M., Wissen, M., & Rossner, G. (2004). Mapping and indicator approaches for the assessment of habitats at different scales using remote sensing and GIS methods. *Landscape and urban planning*, 67(1), 43-65.
- Weiss, J. L., Gutzler, D. S., Coonrod, J. E. A., & Dahm, C. N. (2004). Long-term vegetation monitoring with NDVI in a diverse semi-arid setting, central New Mexico, USA. *Journal of Arid Environments*, 58(2), 249-272.
- Whitmore, T. C., & Sayer, J. A. (1992). *Tropical deforestation and species extinction*: Chapman & Hall.
- Wiegand, T., Naves, J., Garbulsky, M. F., & Fernández, N. (2008). Animal habitat quality and ecosystem functioning: exploring seasonal patterns using NDVI. *Ecological Monographs*, 78(1), 87-103.
- Wiens, J. A., Crawford, C. S., & Gosz, J. R. (1985). Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. *Oikos*, 421-427.

Williams-Linera, G. (2007). El bosque de niebla del centro de Veracruz. Ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. CONABIO-Instituto de Ecología AC, Xalapa, Veracruz, México.

Williams-Linera, G., & López-Gómez, A. (2008). Estructura y diversidad de la vegetación leñosa. Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz. Biodiversidad manejo y conservación, R. Manson, V. Hernández-Ortiz, S. Gallina y K. Mehlreter (eds.). Instituto de Ecología, Xalapa, Veracruz/Instituto Nacional de Ecología, México, DF p, 55-68.

Wulder, M. A., Bater, C. W., Coops, N. C., Hilker, T., & White, J. C. (2008). The role of LiDAR in sustainable forest management. *The Forestry Chronicle*, 84(6), 807-826.

Wunder, S. (2005). Payments for environmental services: some nuts and bolts (Vol. 42): CIFOR Jakarta, Indonesia.

Wunder, S. (2007). The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation biology*, 21(1), 48-58.

Zellweger, F., Morsdorf, F., Purves, R. S., Braunisch, V., & Bollmann, K. (2014). Improved methods for measuring forest landscape structure: LiDAR complements field-based habitat assessment. *Biodiversity and Conservation*, 23(2), 289-307.

Zonneveld, J. (1981). The ecological backdrop of regional geography. *Perspectives in landscape ecology. Proc. Int. Congr. Neth. Soc. Landscape Ecol.*, Veldhoven, 67-69.