

**UNIVERSIDAD VERACRUZANA  
CENTRO DE INVESTIGACIONES TROPICALES**



**EVALUACIÓN DE LA IMPORTANCIA DE LOS ELEMENTOS DE UN  
PAISAJE ANTROPIZADO PARA LA RETENCIÓN DE DIVERSIDAD DE  
MURCIÉLAGOS EN EL ISTMO DE TEHUANTEPEC, OAXACA,  
MÉXICO**

**TESIS**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRO EN ECOLOGÍA TROPICAL**

**PRESENTA**

**OSCAR MUÑOZ JIMÉNEZ**

**Comité tutorial:**

**Dr. Juan Carlos López Acosta**

**Dr. Rafael Villegas Patraca**

**Dra. María Cristina Mac Swiney González**

**XALAPA, VERACRUZ**

**ENERO 2014**

## ACTA DE APROBACIÓN DE TESIS

El presente documento: EVALUACIÓN DE LA IMPORTANCIA DE LOS ELEMENTOS DE UN PAISAJE ANTROPIZADO PARA LA RETENCIÓN DE DIVERSIDAD DE MURCIÉLAGOS EN EL ISTMO DE TEHUANTEPEC, OAXACA, MÉXICO, realizado por **Oscar Muñoz Jiménez**, ha sido aprobado y aceptado como requisito parcial para obtener el grado de Maestro en Ecología Tropical.

### COMITÉ TUTORIAL

**Director:** Dr. Juan Carlos López Acosta



**Co-Director:** Dr. Rafael Villegas Patraza



**Asesora:** Dra. María Cristina Mac Swiney González

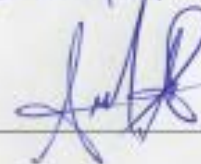


### JURADO

**Presidente:** Dr. Jorge Rodrigo Galindo González



**Secretario:** Dr. Odilón Manuel Sánchez Sánchez



**Vocal:** Dr. Carlos Alfonso Muñoz Robles



## DEDICATORIA

*Para Lupita, Sofia y Victoria  
con todo mi amor*

*Para Ita,  
la mujer que más admiro en esta vida  
por sacar adelante a sus hijos a pesar de las adversidades de su época*

## **AGRADECIMIENTOS**

Al consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para realizar los estudios de posgrado (No. de Becario 361670).

A la Unidad de Servicios Profesionales Altamente Especializados (USPAE) del Instituto de Ecología, A. C. por el financiamiento otorgado para la realización de la presente investigación.

A la Coordinación del Posgrado del Centro de Investigaciones Tropicales por todo el apoyo académico y administrativo recibido durante mis estudios de maestría.

Debo de agradecer a mucha gente que me ayudo, en diferentes etapas, a la realización de este trabajo. Me queda claro que sin este valioso apoyo los alcances de mi trabajo no hubieran sido posibles.

Quisiera iniciar agradeciendo al Dr. Juan Carlos López Acosta por animarme a cursar la maestría y por haber aceptado ser mi tutor. Más allá del gran apoyo académico que siempre me dio, está la amistad que por varios años me ha ofrecido y que espero que no haya sido mermada por los inconvenientes que como estudiante le generé. A pesar de lo anterior, el haber concluido mi maestría me da tranquilidad por no haber defraudado su confianza.

Igualmente estoy muy agradecido con el Dr. Rafael Villegas Patraca, mi otro tutor y Coordinador general de la USPAE, por darme la oportunidad de desarrollarme académicamente y por permitirme formar parte de su equipo de trabajo.

Al Dr. Carlos Muñoz Robles por su invaluable asesoría en los temas de ecología del paisaje y las técnicas de percepción remota. Sin su apoyo no hubiera podido realizar el Capítulo II de mi tesis. De igual manera, agradezco a Veronica Osorio por su asistencia técnica en el procesamiento de la imagen de satélite y en la edición de los mapas y figuras.

A la Dra. Cristina MacSweeney por compartir de manera generosa todos sus conocimientos sobre los murciélagos, que me permitió mejorar sustancialmente mi trabajo. También aprovecho para agradecer al Dr. Jorge Galindo Gonzáles haber aceptado ser uno de mis lectores, fue un gran aprendizaje recibir comentarios de uno de los investigadores más reconocidos en el tema de los murciélagos en paisajes transformados. Cristina y Jorge, en diferentes etapas y en diferentes momentos contribuyeron a que eligiera a los murciélagos como objeto de estudio. ¡Muchas gracias a ambos!

Agradezco también al Biól. Víctor Ortega y al Sr. Santiago Sinaka por su apoyo para la elaboración del estudio de vegetación.

Agradezco al Dr. Odilón Sánchez Sánchez por aceptar ser mi lector, pero sobre todo le agradezco todo el apoyo en la recta final de mis estudios de posgrado.

No quisiera dejar pasar la oportunidad de agradecer a mi entrañable amiga Patricia Ortiz López con quién me une una gran amistad y cariño. Hemos sido colaboradores por más de cinco años donde he recibido todo el apoyo tanto en temas laborales como personales y en todo momento ha estado ahí para animarme a seguir adelante. En el mismo tenor agradezco a Marissa Mora Acosta su amistad y compañerismo. Verdaderamente espero que sigamos colaborando juntos por mucho tiempo más, es un placer trabajar con ustedes.

Sería muy difícil mencionar a cada uno de mis compañeros que me ayudaron en el desarrollo de este trabajo, pero sería injusto no agradecer a quienes me apoyaron en el trabajo duro pero placentero del campo. A continuación menciono, en orden cronológico, algunas de las personas que me ofrecieron su valiosa compañía en los trabajos de campo: Aarón, Pepe Díaz, Fernando, Claudia, Yankani, Rafael Tepatlan y, en general a todo el equipo del denominado Plan de Vigilancia quienes con su asistencia técnica facilitó mi estancia en el campo.

Finalmente, agradezco a mi esposa Lupita por su paciencia, comprensión y cariño que me ofreció durante todos mis estudios de posgrado.

## RESUMEN

El futuro de una gran parte de la biodiversidad del planeta se encontrará en elementos del paisaje cuya matriz principal ha sido modificada por el hombre. Por lo tanto evaluar el papel que juegan los elementos del paisaje en la retención de biodiversidad es muy importante para su conservación y manejo. Los murciélagos son considerados como indicadores de los procesos de transformación del paisaje por las funciones que proveen a los ecosistemas. En este estudio evalué la diversidad de murciélagos en un paisaje antropizado y la relacioné con métricas del paisaje y la composición vegetal en cada uno de los elementos que lo comprenden. Para lo anterior utilicé técnicas de percepción remota, muestreos de vegetación y captura de murciélagos por medio de redes. En total se identificaron siete elementos del paisaje, de los cuales seis fueron incluidos en los análisis: selva mediana subperennifolia (SMS), selva baja caducifolia, acahual de selva baja caducifolia, bosque de galería, franjas de vegetación y áreas agropecuarias. Se visitó cada elemento identificado para describir la estructura y composición vegetal, se identificó un gradiente de diversidad, donde la SMS es la más diversa hasta las áreas agropecuarias como las menos diversas. Para el caso de los murciélagos el bosque de galería fue el elemento con mayor riqueza, mientras que el área agropecuaria fue la más pobre. Se resalta que en la SMS se encontraron especies características de interior de bosque que pueden ser consideradas como especies indicadoras. El presente estudio aporta evidencia para establecer que la proporción de hábitat conservado, que aún existe en el paisaje, se distribuye en seis diferentes elementos, algunos de ellos ayudan en la conectividad del paisaje, estos elementos permiten la presencia de una notable diversidad de murciélagos, por lo tanto se deben hacer esfuerzos para su conservación.

**Palabras clave:** *Composición y configuración del paisaje, ecología del paisaje, estructura de vegetación, índices de diversidad, selva baja caducifolia.*

## CONTENIDO

<b>DEDICATORIA</b> .....	<b>iii</b>
<b>AGRADECIMIENTOS</b> .....	<b>iv</b>
<b>RESUMEN</b> .....	<b>vi</b>
<b>I. INTRODUCCIÓN GENERAL</b> .....	<b>1</b>
LITERATURA CITADA.....	11
<b>II. COMPOSICIÓN Y CONFIGURACIÓN DE UN PAISAJE ANTROPIZADO EN EL ISTMO DE TEHUANTEPEC, OAXACA</b> .....	<b>17</b>
INTRODUCCIÓN .....	18
MATERIALES Y MÉTODOS.....	23
RESULTADOS .....	29
DISCUSIÓN.....	36
LITERATURA CITADA.....	42
<b>III. DIVERSIDAD VEGETAL EN UN PAISAJE ANTROPIZADO EN EL ISTMO DE TEHUANTEPEC, OAXACA</b> .....	<b>48</b>
INTRODUCCIÓN .....	49
MATERIALES Y MÉTODOS.....	53
RESULTADOS .....	58
DISCUSIÓN.....	71
LITERATURA CITADA.....	75
<b>IV. DIVERSIDAD DE MURCIÉLAGOS EN UN PAISAJE ANTROPIZADO DEL ISTMO DE TEHUANTEPEC, OAXACA, MÉXICO</b> .....	<b>90</b>
INTRODUCCIÓN .....	91
MATERIALES Y MÉTODOS.....	96
RESULTADOS .....	102
DISCUSIÓN.....	110
LITERATURA CITADA.....	121
<b>V. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN GENERAL</b> .....	<b>127</b>
DISCUSIÓN.....	128
CONCLUSIONES GENERALES .....	136
LITERATURA CITADA.....	139

## ÍNDICE DE FIGURAS

### CAPITULO II

Figura II-1. Localización del área de estudio en el Istmo de Tehuantepec, en la planicie costera de Oaxaca, México..	23
Figura II-2. Imagen clasificada por tipos de vegetación y usos de suelo identificados en el área de estudio.	29
Figura II-3. Porcentaje de superficie cubierta por cada uno de los elementos identificados en el paisaje por medio de percepción remota y visitas de verificación en campo dentro de área de estudio.	30
Figura II-4. Curvas de Lorenz e índice de Gini (G) que describen la desigualdad del área distribuida entre los fragmentos por cada uno de los elementos del paisaje identificados dentro de área de estudio.	32
Figura II-5. Ubicación de los parques eólicos que se encuentran operando, autorizados y programados en el área de estudio. Los parques eólicos que ya se encuentran en operación se enumeraron de acuerdo a como fueron construidos dentro del paisaje, siendo el 1 el primer parque construido en la región: 1) CE La Venta II, 2) PE Eurus, 3) CE La Venta III, 4) CE Oaxaca I y CE Oaxaca IV.	35
Figura II-6. La SMS establecida en las partes de las cañadas de la Sierra de Tolistoque. Los elementos perennifolios de la Selva sobreviven por las condiciones de humedad que durante la época de secas aún prevalecen en estas partes de serranías. La imagen fue tomada en plena temporada de secas en marzo del 2012. (Foto: José O. Díaz)	38

### CAPITULO III

Figura III-1. Área de estudio en la planicie costera de Oaxaca. Se señalan los sitios de muestreo seleccionados en cada elemento del paisaje donde se establecieron los cuadrantes de 50 x 2 metros.	53
Figura III-2. Formas de vida registradas en cada uno de los elementos de paisaje. Siglas del eje X igual que en el Cuadro III-2. A= árboles; AR= arbustos; B= bejucos; H= hierbas (>a 1cm DAP).	60
Figura III-3. Curvas de acumulación de especies de plantas en los seis elementos del paisaje. Siglas igual que en el Cuadro III-2.	61
Figura III-4. Índice de Valor de Importancia calculado para las especies de plantas registradas en el SMS.	63
Figura III-5. Índice de Valor de Importancia calculado para las especies de plantas registradas en el SBC.	65
Figura III-6. Índice de Valor de Importancia calculado para las especies de plantas registradas en el BG.	66
Figura III-7. Índice de Valor de Importancia calculado para las especies de plantas registradas en el ASBC.	67
Figura III-8. Índice de Valor de Importancia calculado para las especies de plantas registradas en la FV.	68
Figura III-9. Índice de Valor de Importancia calculado para las especies de plantas registradas en la AGRO.	69
Figura III-10. Dendrograma de disimilitud entre los elementos del paisaje de acuerdo a los valores del índice de Bray-Curtis. Siglas iguales que en el Cuadro III-2.	70

### CAPÍTULO IV

Figura IV-1. Área de estudio en la planicie costera de Oaxaca. Se señalan los sitios de muestreo seleccionados en cada elemento del paisaje.	96
Figura IV-2. Abundancia de especies de murciélagos en una escala de paisaje	88
Figura IV-3. Curvas de acumulación de especies de murciélagos en los cuatro elementos del paisaje definidos en el área de estudio.	90
Figura IV-4. Gráfico de rango abundancia que muestra la estructura de las comunidades registradas en cada elemento de paisaje	91
Figura IV-5. Dendrograma de disimilitud con base al índice de Bray-Curtis entre los ensambles de especies de murciélagos registrados en los cuatro elementos del paisaje.	92



## ÍNDICE DE CUADROS

### CAPITULO II

- Cuadro II-1. Superficies totales y métricas a escala de fragmento (en hectáreas) por cada elemento del paisaje. SD= Desviación Estándar. DP= Densidad de parches, IPG= Índice del Parche más Grande. AGRO=Área Agropecuaria; ASBC= Acahual de Selva Baja Caducifolia; SBC Selva Baja Caducifolia; SMS= Selva Mediana Subperennifolia; ZU=Zona Urbana; BG= Bosque de Galería; FV= Franjas de Vegetación. \_\_\_\_\_ 31
- Cuadro II-2. Parques eólicos que se encuentran operando, autorizados o programados para su construcción y la superficie que ocupan por tipo de vegetación dentro del área de estudio. Significado de los acrónimos ver Cuadro 1. La generación de energía eléctrica por unidad y la capacidad instalada de cada porque está en Mega Watts (MW). \_\_\_\_\_ 34

### CAPITULO III

- Cuadro III-1. Resumen de la riqueza florística de plantas con DAP > 1 cm en el muestreo de 0.1 ha y promedio de especies por transecto (100m<sup>2</sup>) en los seis elementos de paisaje. DE: Desviación Estándar. \_\_\_\_\_ 58
- Cuadro III-2. Las diez familias mejor representadas en cada uno de los elementos del paisaje. Selva Mediana Subperennifolia (SMS), Selva Baja Caducifolia (SBC), Bosque de Galería (BG), Acahual de SBC (ASBC), Franjas de Vegetación (FV), Área Agropecuaria (AGRO). Entre paréntesis se reporta el número de especies registradas por cada una de las familias. \_\_\_\_\_ 59
- Cuadro III-3. Complementariedad de especies en los seis elemento del paisaje con respecto al estimador Chao 1 y sus Intervalos de Confianza (CI). \_\_\_\_\_ 61
- Cuadro II-4. Valores de riqueza y diversidad de especies de acuerdo con el índice de Shannon-Wiener (H') y de Equitatividad (E) en cada elemento de paisaje. Letras superíndices diferentes asume diferencias estadísticamente significativas a  $p < 0.05$ . \_\_\_\_\_ 62
- Cuadro III-5. Matriz con los valores de disimilaridad de Bray-Curtis (de la diagonal hacia a la izquierda y hacia abajo) y especies compartida entre cada uno de los elementos del paisaje (diagonal a la derecha y hacia arriba), la diagonal en negritas indica el número de especies en cada elemento del paisaje. Siglas iguales que en el Cuadro III-2. \_\_\_\_\_ 70

**CAPÍTULO I**  
**INTRODUCCIÓN GENERAL**

## INTRODUCCIÓN

En los últimos 50 años, los seres humanos han transformado los ecosistemas más rápida y extensamente que en ningún otro período comparable de la historia humana. Esta transformación obedeció a la necesidad de resolver de manera inmediata las demandas crecientes de alimento, agua, madera, fibra y combustible de una población mundial que ya superó los 7 mil millones de personas (UNFPA 2011). Lo anterior ha ocasionado una pérdida considerable, y en gran medida irreversible, de la diversidad de la vida sobre la tierra (MEA 2005).

Los cambios a escala global producidos por el modelo de desarrollo predominante han ocasionado trastornos en los ciclos vitales del planeta tierra (Tilman 2000; MEA 2005). Estos grandes cambios, principalmente de origen antropogénico, dejarán una huella imborrable sobre la faz de la tierra, similar a la que dejaron fenómenos naturales con efectos a escala global (glaciaciones, terremotos, erupciones volcánicas, impacto de meteoritos) y por lo tanto al periodo dominado por el hombre se le ha comenzado a considerar como una era geológica denominada el antropoceno (Crutzen 2002), caracterizado, entre otros efectos, por la presencia de lluvia ácida, smog, pérdida de especies y cambio climático.

Particularmente, la pérdida de la biodiversidad es considerada como uno de los graves problemas a los que se enfrenta la humanidad en el nuevo milenio (MEA 2005). Las tasas de extinción actuales son superiores, incluso, a las registradas en otras eras geológicas como en el Jurásico. Actualmente se estima que se extinguen aproximadamente diez mil especies por año, a una tasa mucho mayor que las estimadas durante las cinco grandes extinciones que han ocurrido en el planeta (Pimm & Jenkins 2009).

La principal causa de la pérdida de biodiversidad es la destrucción de hábitats por el cambio de uso del suelo para la apertura de áreas de cultivo, zonas de pastoreo y crecimiento de las áreas urbanas (Primack et al. 2000a; Challenger & Dirzo 2009; Laurance 2009), particularmente en las regiones tropicales ha ocasionado una reducción drástica de los hábitats naturales (Foley 2005). Cada vez más lo que predomina son grandes

extensiones de cultivos y pastizales donde se encuentran inmersas pequeñas áreas de vegetación original donde se resguarda parte de la biodiversidad. Es decir, actualmente vivimos en un mundo modificado casi en su totalidad por el humano (Vitousek et al. 1997; Hobbs et al. 2009).

En muchos países la creación de áreas naturales protegidas (ANP) ha sido una de las estrategias más consolidadas para la conservación de la biodiversidad (Primack et al. 2000a). El enfoque de conservación a través de ANP ha ido cambiando, desde esquemas radicales de conservación que promovían la no presencia humana dentro de estos espacios naturales (Primack et al. 2000b), hasta formas de manejo donde la participación de los habitantes dentro y fuera de las ANP son fundamentales para lograr los objetivos de conservación. Un esquema mundialmente conocido es el concepto de reservas de la biosfera que ha estado predominando durante las últimas tres décadas (Halffter 1984). Sin embargo, a pesar de que constantemente se decretan nuevas ANP en todo el mundo y cubrir cerca del 13% de la superficie terrestre (Jenkins & Joppa 2010), su efectividad para la conservación de la biodiversidad se ha comenzado a cuestionar y se está proponiendo que para conservar la biodiversidad no es necesario decretar nuevas áreas sino lograr que sean efectivas las ya existentes, y considerar otros esquemas de conservación que incluyan de manera participativa a los legítimos dueños de las tierras (Primack et al. 2000b). En este orden de ideas, los mismos paisajes transformados o en producción se están comenzando a revalorar como importantes para la conservación de la biodiversidad en el planeta (Perfecto & Vandermeer 2002; Tschardt et al. 2005; Hobbs et al. 2006; Fischer et al. 2006; Vandermeer & Perfecto 2007; Lindenmayer et al. 2008a; Harvey et al. 2008; Gardner et al. 2009).

Es necesario comenzar a evaluar la biodiversidad presente en los sistemas antropizados para comprender como es que pueden resguardar biodiversidad (Fischer et al. 2006; Lindenmayer et al. 2008b). Sobre este tema, una joven disciplina de la ecología, la ecología del paisaje, ha estado aportando fundamentos teóricos para entender ahora ciertos patrones especiales y temporales de la distribución y la abundancia de las especies en los paisajes antropizados.

Los principales fundamentos teóricos, aportados por la ecología del paisaje, para comprender la dinámica poblacional de las especies en ambientes perturbados o fragmentados se han generado con base en dos teorías ampliamente difundidas: la teoría de biogeografía de islas (MacArthur & Wilson 1967) y la teoría de metapoblaciones (Hanski & Simberloff 1997). Ambas teorías destacan la importancia del tamaño de los parches de hábitat presentes en la matriz de los paisajes fragmentados para mantener la biodiversidad de especies. La teoría de biogeografía de islas ha ayudado a entender la dinámica de los ecosistemas fragmentados, al establecer una relación especie-área descrita en diferentes tipos de ecosistemas. Con base a esta teoría se puede predecir que los fragmentos más grandes albergarán más riqueza de especies, debido a que ésta tiende a incrementarse con el área del fragmento y su cercanía a otros fragmentos grandes (MacArthur & Wilson 1967). Mientras que la teoría de metapoblaciones asevera que las poblaciones están estructuradas espacialmente en subconjuntos locales y que la migración entre las sub-poblaciones locales tiene un efecto sobre la dinámica local y por lo tanto los fragmentos pequeños pueden estar jugando un papel importante para la conservación de esta dinámica debido a que incrementan la conectividad ecológica (Hanski & Simberloff 1997).

Basados en estas teorías, se ha comenzado a desarrollar un nuevo enfoque de conservación, que intenta resaltar la importancia de los paisajes antropizados por ser éstos los que actualmente predominan en el mundo (Franklin & Lindenmayer 2009; Hobbs et al. 2009). Se ha estimado que en un futuro no muy lejano, la mayor parte de la biodiversidad se encontrará en paisajes con algún grado de perturbación (Vandermeer & Perfecto 2007; Gardner et al. 2009). Lo anterior está perfectamente representado en las regiones tropicales del mundo, como en el caso de México, donde desde la década de los 70 se comenzó a documentar el proceso de degradación de las selvas tropicales por el impulso de un modelo de producción basado en el establecimiento de monocultivos y de la proliferación de la ganadería (Gómez-Pompa et al. 1972).

Este nuevo enfoque de conservación realza las características que debe tener el paisaje antropizado para que los procesos y funciones del ecosistema se mantengan y por lo tanto generen los servicios ambientales importantes para el mantenimiento de todas formas de vida, incluyendo al humano. Es un hecho que un paisaje con mayor complejidad

estructural (dada por la presencia de fragmentos de vegetación, cercos vivos, árboles aislados, áreas de cultivo, zonas riparias, entre otros), podrá mantener una mayor biodiversidad, que un paisaje con una menor complejidad estructural (Lindenmayer & Fischer 2006). Por lo menos tres beneficios se pueden mencionar de lo anterior: proveer de hábitat para algunas especies, permitir una mayor conectividad en el paisaje y reducir el efecto de borde (Fischer et al. 2006). Esta heterogeneidad del paisaje permitirá que tenga una mayor biodiversidad y por lo tanto exista una mayor redundancia ecológica que permita el mantenimiento de las funciones principales del ecosistema y como consecuencia tenga una mayor resiliencia, que consiste en la capacidad que tiene un ecosistema de recuperarse de un disturbio y regresar a su estado original (Chazdon 2003; Fahring 2003; Fischer & Lindenmayer 2007; Fischer et al. 2006; Gardner et al. 2009; Vandermeer & Perfecto 2007).

La funcionalidad de los ecosistemas se basa en gran medida de las características morfofisiológicas de los organismos que los habitan (Tilman 2000). Los organismos se han adaptado para responder a las condiciones ambientales predominantes en sus hábitat y pueden tener un efecto sobre los procesos importantes del ecosistema como la fotosíntesis, captura de carbono, polinización, dispersión de semillas, entre otros (Chapin III et al. 2000; Hooper et al. 2005). Por esta razón evaluar cómo responden las plantas y animales a los procesos de transformación es importante para entender la trascendencia de los impactos a nivel del ecosistema (Duffy 2003). Los principales grupos de organismos que se han tomado para estudiar los efectos de la perturbación y del proceso de fragmentación de los ecosistemas han sido las plantas y los vertebrados, y dentro de estos últimos, las aves han sido, por definición, uno de los grupos más estudiados en este tipo de ambientes. El nicho ecológico que ocupan las aves durante el día es ocupado por los murciélagos durante la noche, entre otras cosas porque comparten la capacidad de volar, por lo que pronto se comenzó a incluir a los murciélagos en estudios enfocados en medir la respuesta de la biodiversidad ante los procesos de transformación del paisaje.

Los murciélagos son considerados integrantes importantes en el mantenimiento de la funcionalidad de los ecosistemas (Jones et al. 2009). Lo anterior basado en dos aspectos principales: la diversidad de gremios alimenticios y su capacidad de volar. Adicionalmente,

los murciélagos son el segundo grupo de mamíferos más diverso del planeta, con 1293 especies registradas hasta el momento (Simmons & Ciranello, datos no publicados), sólo detrás de los roedores (Schipper et al. 2008). Los murciélagos se pueden alimentar de frutas, néctar, insectos, ranas, peces e incluso de otros murciélagos y son los únicos vertebrados, que se sabe, también se pueden alimentar de sangre (Kunz & Fenton 2003). Sus extremidades anteriores transformadas en alas les otorga la capacidad del verdadero vuelo, logrando cubrir cada noche distancias que pueden ser mayores de 10 kilómetros. Por estas características este grupo puede ser considerado como un grupo funcional que interviene en procesos importantes del ecosistema como la polinización, la dispersión de semillas y el control de poblaciones de insectos (Kunz & Fenton 2003).

Además de ser considerado un grupo funcional, a los murciélagos también se les ha propuesto como un adecuado grupo indicador de la transformación y pérdida de los ecosistemas (Moreno & Halffter 2001; Castro-Luna et al. 2007a; Jones et al. 2009). aunque aún existe información contradictoria sobre su utilidad (García-Morales et al. 2013) Para seleccionar un grupo indicador se debe considerar los siguientes criterios (Brown 1991): 1) el grupo biológico debe ser taxonómicamente diverso y bien conocido, 2) debe existir suficiente información sobre su historia natural, 3) los individuos deben ser registrados, muestreados y clasificados fácilmente sin poner en riesgo su conservación, 4) las especies deben tener alta fidelidad ecológica e importancia funcional dentro del ecosistema y 5) el grupo debe responder de manera rápida a los cambios ambientales. Los murciélagos cumplen con estos criterios y por lo tanto pueden ser considerados como indicadores para evaluar la riqueza biológica de una región, sobre todo en las regiones tropicales.

Los murciélagos realizan importantes servicios ambientales al satisfacer sus necesidades básicas de sobrevivencia. Hasta hace poco estos servicios ambientales siempre se mencionaban pero casi nunca se valoraban en términos económicos y por lo tanto era difícil que esta valoración fuera más allá del ámbito científico. Recientemente se ha estimado, tanto a nivel ecológico como económico, el valor de los servicios ambientales que prestan los murciélagos (Cleveland et al. 2006; Kunz et al. 2011). Por ejemplo, los murciélagos insectívoros tienen un papel preponderante en el control de plagas. En el Norte de México ya se ha estimado el valor económico que aporta la presencia del murciélago

mexicano de cola libre (*Tadarida brasiliensis*) a la agricultura y que se estima en seis millones de dólares al año (Cleveland et al. 2006). Estos cálculos se realizaron tomando en cuenta dos parámetros: 1) la cantidad de insectos que puede consumir una hembra de *T. brasiliensis* (cerca del 70% de su peso corporal por noche) y 2) el tamaño de las colonias de maternidad (aproximadamente un millón de individuos) que puede llegar a formar esta especie. Los cálculos arrojaron que una colonia de *T. brasiliensis* consume 8.4 toneladas de insectos por noche (Cleveland et al. 2006). Es claro el impacto que los murciélagos insectívoros tienen sobre las poblaciones de insectos, sobretodo de aquellos que se pueden constituir en plagas sin estos mecanismos naturales de control poblacional.

También se ha comenzado a evaluar la importancia económica de los servicios ambientales proporcionados por las especies de murciélagos nectarívoros y frugívoros. Uno de los casos más conocidos es la polinización de las plantas de la familia Agavaceae por parte de murciélagos (género *Leptonycteris*), que aunque no son los únicos vectores de polinización, sí son de los más importantes (Kunz et al. 2011). Entre las plantas que polinizan se encuentran *Agave tequilana* de donde se obtiene el tequila, un producto que anualmente genera millones de pesos en México (Kunz et al. 2011).

Los murciélagos frugívoros cumplen con un papel importante en la regeneración de los bosques, principalmente en las regiones tropicales (Muscarella & Fleming 2007). Se ha demostrado que son eficientes dispersores de semillas sobretodo de especies pioneras (Fleming & Sosa 1994). Al dispersar las semillas en áreas que por alguna razón fueron taladas, los murciélagos contribuyen de manera importante al proceso de regeneración. En múltiples trabajos realizados en el Neotrópico se ha demostrado que los murciélagos pueden ser más efectivos en la dispersión de semillas que las aves, por lo menos durante las etapas de sucesión temprana (Fleming & Sosa 1994; Medellín & Gaona 1999; Galindo-González et al. 2000; Muscarella & Fleming 2007; Goncalves da Silva et al. 2008). Por lo tanto, en las regiones tropicales la presencia de murciélagos en paisajes perturbados puede indicar que por lo menos existe el potencial de regeneración de los ecosistemas naturales (Guevara et al. 2004a). En este sentido, se ha estudiado a los murciélagos en ambientes perturbados para describir los ensamblajes de especies en respuesta a los procesos de cambios en el paisaje como la fragmentación y la pérdida de hábitat (Estrada & Coates-



Estrada 2002; Galindo-González & Sosa 2003; Gorresen & Willig 2004; Clarke et al. 2005b; Bernard & Fenton 2007; Klingbeil & Willig 2009; Castro-Arellano et al. 2009; Bobrowiec & Gribel 2010).

Es una realidad que en un futuro cercano la biodiversidad del mundo estará alojada en los paisajes transformados por el hombre (Gardner et al. 2009). Ante esta situación es necesario contar con un conocimiento detallado de cómo los sistemas naturales y humanos se interrelacionarán para mantener a la biodiversidad y los servicios ambientales necesarios para la sobrevivencia humana, debido a que uno tiene efectos reguladores sobre el otro y viceversa (Liu et al. 2007). Especialmente los paisajes en producción, dominados por actividades desarrolladas para proveer alimento a la humanidad, deben ser concebidos como espacios donde también se resguarde la diversidad biológica (Fischer & Lindenmayer 2007; Fischer et al. 2006; Gardner et al. 2009; Vandermeer & Perfecto 2007). Para lograr lo anterior, es necesario emprender estudios a nivel del paisaje para describir y entender estas relaciones que permitan el diseño de mejores prácticas de manejo y aprovechamiento de los recursos naturales que sean más compatibles con el ambiente. A pesar de que actualmente se encuentra prácticamente transformado a nivel de paisaje, el Istmo de Tehuantepec es un ejemplo de áreas donde aún se mantiene importancia en términos de biodiversidad y sobre todo por el nivel de endemismos que aún se pueden llegar a registrar en la zona como el zacatonero istmeño (*Peucaea sumichrasti*) especies de ave que solo se distribuye en la planicie costera del Istmo; la nauyaca (*Porthidium durni*) y la iguana oaxaqueña (*Ctenosaura pectinata*) reptiles con distribución restringida al Istmo.

El proceso de pérdida del hábitat en el Istmo de Tehuantepec comenzó desde la época de la conquista y se ha recrudescido en los últimos 60 años. La ganadería, como en otras regiones de México, ha sido el principal factor de cambio en esta región, que en sinergia con otros proyectos de desarrollo regionales, como la construcción del ferrocarril transistmico a principios del siglo XX y la construcción de una infraestructura hidroagrícola a mitades del mismo siglo transformaron el pasiaje istmeño. Una de las actividades que comenzó a tener más auge en la región fue la industria cañera. que se comenzó a promover este tipo de cultivos entre los campesinos de la región. Entonces más de 30 mil ha de selva baja caducifolia fueron transformadas rápidamente a cañaverales y la

implementación de los proyectos hidráulicos catalizaron este proceso. Finalmente, en 1994 un nuevo proceso de antropización vendría a reconfigurar el paisaje istmeño. Se comenzó a gestar un proyecto de desarrollo eólico basado en los patrones de viento predominantes en la región que resultaron ser de excelente calidad para la generación de energía eléctrica a través de la fuerza del viento (Elliott et al. 2004). Desde entonces se comenzó a atraer inversión extranjera y nacional para desarrollar un corredor eólico con la meta de instalar 3000 aerogeneradores para producir cerca de 5000 MW. Actualmente hay instalados más de 800 aerogeneradores que dominan el paisaje. El impacto de la instalación de estos aerogeneradores sobre el ecosistema está contribuyendo al proceso de antropización del paisaje y al deterioro de los ecosistemas, con la eliminación de áreas de vegetación y al proceso de aislamiento de los fragmentos de vegetación por la construcción de nuevos caminos, líneas de transmisión e infraestructura asociada. En esta matriz del paisaje se encuentran inmersos pequeños fragmentos de vegetación, predominados por acahuales de selva baja caducifolia, que aún albergan una importante diversidad de vertebrados y seguramente de invertebrados que deben de contribuir de manera importante al funcionamiento del ecosistema.

En el Istmo de Tehuantepec se han realizado estudios a nivel del paisaje sobre todo en la porción del Istmo en la vertiente del Golfo de México, principalmente en la región de Los Tuxtlas, Veracruz, donde se ha acumulado conocimiento sobre el papel de los elementos de paisaje en la retención de la biodiversidad (Guevara et al. 2004b). En la vertiente del Pacífico del Istmo de Tehuantepec se han llevado a cabo estudios a nivel taxonómico (Rozco et al. 2010), que han aportado al conocimiento de la diversidad de mamíferos, incluyendo a los murciélagos de las zonas costeras del Istmo (López et al. 2009). Recientemente, Barragán et al. (2010) exploraron el efecto de la fragmentación sobre la diversidad de roedores y murciélagos en el paisaje del Istmo de Tehuantepec y concluyeron que la diversidad de roedores fue más afectada por el tipo de vegetación y el grado de perturbación que la de los murciélagos, sin embargo, las variables consideradas en este estudio fueron a una escala de micro hábitat más que en una escala del paisaje.

En este contexto, la presente investigación se lleva a cabo en la localidad de La Venta, Municipio de Juchitán de Zaragoza, Oaxaca, dentro de una matriz del paisaje

transformada donde se pueden identificar elementos naturales que pueden estar jugando un papel importante en el mantenimiento de la biodiversidad local y regional. La hipótesis de trabajo es que los elementos de paisaje, tanto naturales como antropogénicos, contribuyen a la retención de diversidad de murciélagos, basados en su distribución espacial y sus características ecológicas intrínsecas. Para probar la hipótesis anterior, se plantearon los siguientes objetivos: 1) Realizar la caracterización cuantitativa del paisaje antropizado y determinar la importancia de cada elemento de paisaje en términos de porcentajes de cobertura, tamaño de fragmentos, nivel de aislamiento, entre otras métricas del paisaje; 2) Estimar la diversidad vegetal en los elementos predominantes del paisaje; 3) Estimar la diversidad de murciélagos y describir las características del ensamblaje de especies en los elementos predominantes del paisaje y, 4) Explorar la relación de cobertura de los elementos del paisaje y su diversidad vegetal asociada como factores de conservación de la diversidad de murciélagos.

## LITERATURA CITADA

- Barragán, F., C. Lorenzo, A. Morón, M. A. Briones-Salas, and S. López. 2010. Bat and rodent diversity in a fragmented landscape on the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, México. *Tropical Conservation Science* **3**:1-16.
- Bernard, E. and M. Fenton. 2007. Bats in a fragmented landscape: Species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarém, Central Amazonia, Brazil. *Biological Conservation* **134**:332-343.
- Bobrowiec, P. D. and R. Gribel. 2010. Effects of different secondary vegetation types on bat community composition in Central Amazonia, Brazil. *Animal Conservation* **13**:204-216.
- Brown, S. 1991. Conservation of Neotropical environments: insects as indicators. Pags. 349-404 in N. M. Collins and A. J. Thomas, editors. *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press, London.
- Castro-Arellano, I., S. J. Presley, M. R. Willig, J. M. Wunderle, and L. N. Saldanha. 2009. Reduced-impact logging and temporal activity of understory bats in lowland Amazonia. *Biological Conservation* **142**:2131-2139.
- Castro-Luna, A., V. J. Sosa, and G. Castillo-Campos. 2007. Quantifying phyllostomid bats at different taxonomic levels as ecological indicators in a disturbed tropical forest. *Acta Chiropterologica* **9**:219-228.
- Challenger, A. and R. Dirzo. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad. Pags. 37-73 *Capital Natural de México*. CONABIO, México, D. F.
- Chapin III, F. S. et al. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* **404**:234-242.
- Clarke, F. M., L. V. Rostant, and P. a. Racey. 2005. Life after logging: post-logging recovery of a neotropical bat community. *Journal of Applied Ecology* **42**:409-420
- Cleveland, C. J. et al. 2006. Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. *Frontiers in Ecology and the Environment*:238-243.
- Crutzen, P. J. 2002. Geology of mankind. *Nature* **415**:23.

- Duffy, J. E. 2003. Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology Letters* **6**:680-687.
- Elliott, D., M. Schwartz, G. Scott, S. Haymes, D. Heimiller, and R. George. 2004. Atlas de Recursos Eólicos del Estado de Oaxaca. Pags. 138. Oak Ridge, TN.
- Estrada, A, and R. Coates-Estrada. 2002. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation* **103**:237-245.
- Fischer, J., D. B. Lindenmayer, and A. D. Manning. 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment* **4**:80-86.
- Fleming, T. H., and V. J. Sosa. 1994. Effects of nectarivorous and frugivorous mammals on reproductive success of plants. *Journal of Mammalogy* **75**:845-851.
- Foley, J. A. 2005. Global consequences of land use. *Science* **309**:570-574.
- Franklin, J. F., and D. B. Lindenmayer. 2009. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *PNAS* **106**:349-350.
- Galindo-González, J., S. Guevara, and V. J. Sosa. 2000. Bat- and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* **14**:1693-1703.
- Galindo-González, J., and V. J. Sosa. 2003. Frugivorous bats in isolated trees and riparian vegetation associated with human-made pastures in a fragmented tropical landscape. *The Southwestern Naturalist* **48**:579-589.
- García-Morales, R., E. I. Badano, and C. E. Moreno. 2013. Response of neotropical bat assemblages to human land use. *Conservation Biology* **27**:1096-106.
- Gardner, T. A., J. Barlow, R. Chazdon, R. M. Ewers, C. A. Harvey, C. A. Peres, and N. S. Sodhi. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* **12**:561-582.

- Goncalves da Silva, A., O. Gaona, and R. A. Medellín. 2008. Diet and trophic structure in a community of fruit-eating bats in Lacandon forest, México. *Journal of Mammalogy* **89**:43-49.
- Gorresen, P. M. and M. R. Willig. 2004. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in atlantic forest of Paraguay. *Journal of Mammalogy* **85**:688-697.
- Guevara, S., J. D. Laborde, and G. Sánchez-Rios. 2004a. Rain forest regeneration beneath the canopy of fig trees isolated in pastures of Los Tuxtlas, Mexico. *Biotropica* **36**:99-108.
- Guevara, S., J. D. Laborde, and G. Sánchez-Rios. 2004b. Los Tuxtlas: el paisaje de la tierra. Page 287. Instituto de Ecología, A. C., Xalapa.
- Gómez-Pompa, A., C. Vásquez-Yanes, and S. Guevara. 1972. The tropical rain forest: a nonrenewable resource. *Science* **177**:762-765.
- Halffter, G. 1984. Las Reservas de la Biosfera: conservación de la naturaleza para el hombre. *Acta Zoologica Mexicana* **5**:1-50.
- Hanski, I. and D. Simberloff. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation. Pags. 5-26 in I. Hanski and M. E. Gilpin, editors. *Metapopulation biology-ecology, genetics and evolution*. Academic Press, San Diego.
- Harvey, C. A. et al. 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation Biology* **22**:8-15.
- Hobbs, R. J. et al. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*:1-7.
- Hobbs, R. J., E. Higgs, and J. A. Harris. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* **24**:599-605.
- Hooper, D. S. et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* **75**:3-35.
- Jenkins, C. N., and L. Joppa. 2010. Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation* **142**:2166-2174.

- Jones, G., D. Jacobs, T. Kunz, M. Willig, and P. Racey. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research* **8**:93-115.
- Klingbeil, B. T. and M. R. Willig. 2009. Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *Journal of Applied Ecology* **46**:203-213.
- Kunz, T. H., E. Braun de Torrez, D. Bauer, T. Lobova, and T. H. Fleming. 2011. Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences* **1223**:1-38.
- Kunz, T. H. and M. Fenton. 2003. *Bat ecology*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Laurance, W. 2009. Habitat destruction: death by a thousand cuts. Pags. 73-87 in N. S. Sodhi and P. R. Ehrlich, editors. *Conservation Biology for all*. Oxford University Press, New York.
- Lindenmayer, D. et al. 2008a. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology letters* **11**:78-91.
- Lindenmayer, D. B., and J. Fischer. 2006. *Habitat fragmentation and landscape chance. An ecological and conservation synthesis*. Page 329. Island Press, Washington, Covelo, London.
- Lindenmayer, D., J. Richard, R. Montague, J. Alexandra, A. Bennett, P. Cale, V. Cramer, D. Driscoll, and J. Fischer. 2008b. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters* **11**:78-91.
- Liu, J. et al. 2007. Coupled human and natural systems. *Ambio* **36**:639-649.
- López, J. A., C. Lorenzo and F. Barragán. 2009. Mamíferos terrestres de la zona lagunar del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca , México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*:491-505.
- MEA. 2005. *Ecosystems and human well-being. Synthesis*. Page 155 World Health. Island Press, Washington, D. C.
- MacArthur, R. H., and E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*.. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

- Medellín, R. A. and O. Gaona. 1999. Seed dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats in Chiapas, Mexico. *Biotropica* **31**:478-485.
- Moreno, C. E., and G. Halffter. 2001. Spatial and temporal analysis of alpha, betha and gamma diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation* **10**:367-382.
- Muscarella, R. and T. H. Fleming. 2007. The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* **82**:573-90.
- Perfecto, I. and J. Vandermeer. 2002. Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: Ants in coffee plantations in Southern Mexico. *Conservation Biology* **16**:174-182.
- Pimm, L. S. and C. N. Jenkins. 2009. Extinctions and the practice of preventing them. Page 344 in S. Navjot S. and P. R. Ehlich, editors. *Conservation biology for All*. Oxford University Press.
- Primack, R. B., R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo, and F. Massardo. 2000a. Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas. Page 797. Fondo de Cultura Económica.
- Primack, R., R. Rozzi, and P. Feinsinger. 2000b. Diseño de áreas protegidas. Pages 477-495 in R. B. Primack, R. Rozzi, P. Feinsinger, D. Dirzo, and F. Massardo, editors. *Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Santos-Moreno, A., García-Orozco, S. and Pérez Cruz, E. 2010. Records of bats from Oaxaca, Mexico. *The Southwestern Naturalist* **55**:454-456.
- Schipper, J., J. S. Chanson, and F. Chiozza. 2008. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science* **322**:225-230.
- Tilman, D. 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* **405**:2008-2011.
- Tscharntke, T., A. M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter, and C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecology Letters* **8**:857-874.



UNFPA. 2011. 7 mil millones de personas su mundo, sus posibilidades. Page 132. Fondo de Población de las Naciones Unidas.

Vandermeer, J. and I. Perfecto. 2007. The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology* **21**:274-7.

Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, and J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's Ecosystems. *Science* **277**:494-499.

## **CAPÍTULO II**

### **COMPOSICIÓN Y CONFIGURACIÓN DE UN PAISAJE ANTROPIZADO EN EL ISTMO DE TEHUANTEPEC, OAXACA**

## INTRODUCCIÓN

El futuro de una gran parte de la biodiversidad del planeta se encontrará en elementos del paisaje, cuya matriz principal, ha sido modificada por el hombre (Gardner et al. 2009, Kareiva y Marvie 2011). Esta afirmación se basa en la acelerada transformación de los paisajes naturales. Se ha estimado que el 83% de la superficie terrestre está impactada en algún grado por el ser humano (Hobbs et al. 2009), y que el 73% del total (sin considerar los casquetes polares) presenta evidencia de perturbación humana cuyos principales factores directos de cambio son la actividad productiva como el cultivo de alimentos, ganadería y urbanización (Sánchez et al. 2009; Hobbs et al. 2009). Estos procesos de transformación se han intensificado en los últimos 50 años, originando la actual crisis ambiental que enfrentamos y que tiene como una de las principales consecuencias la pérdida de la biodiversidad y de sus servicios ambientales asociados, impactando de manera negativa el bienestar humano (MEA 2005).

De manera paralela a la pérdida de diversidad, en las últimas dos décadas se ha recabado evidencia de la importancia que tiene la biodiversidad sobre los procesos y funciones de los ecosistemas (Tilman 2000; Hooper et al. 2005). Estos hallazgos han demostrado que la biodiversidad produce y mantiene los servicios ambientales necesarios para la sobrevivencia de la especie humana y por tanto su conservación y mantenimiento debería ser una de las principales prioridades de cara al nuevo milenio (Chapin III et al. 2000; MEA 2005). Entre los servicios ambientales más importantes para el bienestar humano están los de proveer alimentos, agua, madera, fibras pero también le ofrecen a la humanidad servicios de regulación climática, control de vectores de enfermedades, la regulación de los procesos de la erosión del suelo, entre otros (ver Balvanera & Cotler 2009). La pérdida de diversidad y su evidente repercusión sobre el bienestar humano que impone un nuevo desafío para lograr su conservación para las siguientes generaciones. Una alternativa viable para lograr lo anterior es el revalorizar a los sistemas alterados por el hombre como reservorios importantes de biodiversidad (Chazdon 2003; MEA 2005; Tscharrntke et al. 2005; Hobbs et al. 2006, 2009; Vandermeer & Perfecto 2007; Harvey et al. 2008; Franklin & Lindenmayer 2009; Gardner et al. 2009). Sin embargo, para poder revalorar estos sistemas degradados, es necesario reconocer los principales factores de

cambio y cuantificar en términos de área y del estado actual del paisaje de las zonas que resulten de nuestro interés. En este contexto, el cambio de uso del suelo para el desarrollo de actividades productivas se constituye como el principal factor de pérdida de diversidad en todo el mundo (MEA 2005; FAO 2009).

Si bien los procesos de transformación de cobertura vegetal pueden ser producto de fenómenos naturales (*e. gr.* incendios, inundaciones, sequías), la mayor magnitud de estos cambios son de origen antropogénico, principalmente por el desarrollo de la agricultura, ganadería o la minería (Lindenmayer & Fischer 2006) que en regiones como Latinoamérica se intensifican porque la agricultura y la ganadería extensiva han predominado como motores de desarrollo constituyéndose así como las dos causas principales de pérdida de cobertura vegetal, las cuales desencadenan una serie de eventos como la eliminación y fragmentación de hábitat, la introducción de especies exóticas-invasoras y agentes contaminantes cuyo efectos solos o en sinergia causan la extinción de cientos de especies anualmente (Challenger & Dirzo 2009, Primack et al. 2000a). A pesar de lo anterior, existen procesos biológicos que resisten estos cambios, aún ante elevados niveles de modificación.

Recientemente se han comenzado a estudiar los patrones de transformación de los paisajes así como su funcionalidad y retención de procesos biológicos con base en su nueva composición y configuración (Fahrig 2003; Fischer et al. 2006; Fischer & Lindenmayer 2007). En un escenario típico de antropización, los paisajes están dominados por una gran superficie modificada para la producción de algún bien o servicio, denominada matriz, donde se encuentran inmersos elementos que mantienen en diferentes grados la vegetación original. Se han propuesto modelos que tratan de explicar cómo se modifican los ecosistemas, cómo son los patrones de cambio dentro de estos y cómo estos cambios repercuten en el mantenimiento de la biodiversidad (Forman 1995; McIntyre & Hobbs 1999). Por ejemplo, el “modelo de islas” se basa en conceptualizar a los fragmentos de la vegetación original rodeados por áreas fuertemente modificadas (*e. g.* pastizales) como análogos a las islas oceánicas en un mar inhóspito (Haila 2002). Por otra parte, el modelo parche-matriz-corredor (Forman 1995) en el cual el paisaje es concebido como un mosaico de tres componentes: parches, corredores y la matriz, donde la matriz es seccionada por los

corredores o perforada por los parches; en cualquier paisaje se pueden distinguir estos componentes y de acuerdo a su arreglo espacial, forma y conectividad se pueden entender ciertos patrones de composición y abundancia de los organismos que los habitan (Forman 1995). Estos dos modelos han tenido una fuerte influencia en el desarrollo del marco conceptual de la ecología de paisaje y han sentado las bases para el diseño de estrategias de conservación y manejo (Lindenmayer & Fischer 2006).

Existen estudios que demuestran que el proceso de pérdida y fragmentación del hábitat conlleva graves consecuencias para la funcionalidad de los ecosistemas y para los organismos que los habitan, ya que la pérdida / fragmentación de la cobertura vegetal ocasiona cambios en los patrones físico-químicos (luz, temperatura, humedad, viento, suelo) que afectan a las especies que han evolucionado bajo condiciones previas a las perturbaciones (Turner 1989). La fragmentación del hábitat origina otros procesos igualmente impactantes como el efecto de borde, aislamiento, efecto barrera, entre otros (Benítez-Malvido & Arroyo-Rodríguez 2008). Pero sin duda, la consecuencia directa es la pérdida / fragmentación de hábitat poniendo en riesgo las poblaciones naturales e interacciones de plantas y animales (Fahrig 2003).

Las aproximaciones clásicas para la conservación de especies han explorado la posibilidad de establecer un umbral de extinción de la especie relacionado con la cantidad de hábitat mínima que debe existir en el paisaje para que una población de una especie en particular pueda persistir (Hanski et al. 1996). Por ejemplo Andrén (1994), realizó una revisión de estudios sobre aves y mamíferos analizando los tamaños poblacionales y riqueza de especies con relación a la proporción de las áreas de vegetación en diferentes grados de conservación. En este estudio se encontró que estas variables declinaban proporcionalmente con la cobertura vegetal hasta aproximadamente el 30% de los remanentes de vegetación. Por debajo de este umbral de cobertura vegetal, las dos variables evaluadas declinaban más rápidamente que lo que predice una relación lineal (Andrén 1994). Este 30% de hábitat, ha sido recurrentemente ilustrado (Fahrig 2002), por lo cual se comenzó a tomar como base para el manejo y conservación de la biodiversidad en varias regiones del mundo. Sin embargo, como lo señalan Lindenmayer & Fischer (2006), estas estimaciones están basadas en categorizar a los hábitats como una combinación binaria, es

decir, catalogando como hábitat y no hábitat, cuando se sabe que en la realidad pocas especies (sólo las consideradas rarezas biológicas), pueden ser estrictas a un tipo de hábitat, sino más bien la mayoría aprovecha la totalidad de los elementos del paisaje, ya sean naturales o antropogénicos, creando un nuevo escenario en donde la mayoría de las especies, dada cierta configuración y cantidad de hábitat dentro de los paisajes puedan subsistir (Franklin & Lindenmayer 2009). Esta resiliencia y adaptabilidad de muchas de las poblaciones naturales ha sido objeto de un nuevo enfoque de estudio de este proceso, dando nuevas líneas en el pensamiento conservacionista contemporáneo (Fahrig 2003; Fischer & Lindenmayer 2007, Kareiva & Marvier 2011).

El nuevo enfoque de estudio está basado más desde una perspectiva humana de configuración del paisaje que de especies (Lindenmayer & Fischer 2006; Lindenmayer et al. 2008a; Kareiva & Marvier 2011) donde se evalúa el grado de conservación de los ecosistemas y sus perspectivas de conservación de la biodiversidad de acuerdo a la composición y configuración del paisaje. Este nuevo enfoque, más realista, puede aportar soluciones prácticas de manejo y conservación de poblaciones naturales planteadas en el corto y mediano plazo, complementando aquellos esfuerzos basados en proteger la biodiversidad sólo en aquellas regiones donde las perturbaciones humanas sean mínimas o inexistentes. Este enfoque es totalmente compatible a la realidad del trópico mexicano, ya que actualmente no se cuenta con alternativas de conservación que consideren entender el funcionamiento de los ecosistemas modificados para lograr la conservación de la biodiversidad, esto se enfatiza si consideramos que más del 70% del territorio nacional está dominado por vegetación secundaria (Challenger & Dirzo 2009).

En México, a pesar de trabajos clásicos que plantearon documentar el grave proceso de pérdida de cobertura vegetal en el trópico mexicano y las consecuencias sobre la biodiversidad (*e. g.* Gómez-Pompa et al. 1972) se ha avanzado poco en términos del reconocimiento de los elementos del paisaje alterados como factores de retención de procesos biológicos. Estos estudios se han limitado a descripciones sobre el estado actual del paisaje y su cambio espacio temporal en términos de cobertura vegetal (Mendoza et al. 2005). Asimismo algunos estudios se han centrado en los efectos del proceso de la fragmentación sobre la flora y fauna de la región (Williams-Linera et al. 1998; Guevara et

al. 2005), la importancia de los elementos de paisaje en la funcionalidad del ecosistema (Arroyo-Rodríguez et al. 2009), y estudios detallados de la respuesta de diversos taxa a los procesos de pérdida y fragmentación del hábitat (Urbina-Cardona et al. 2006; Estrada et al. 2009; Pineda & Rodríguez-Mendoza 2010; Ruiz-Guerra et al. 2010).

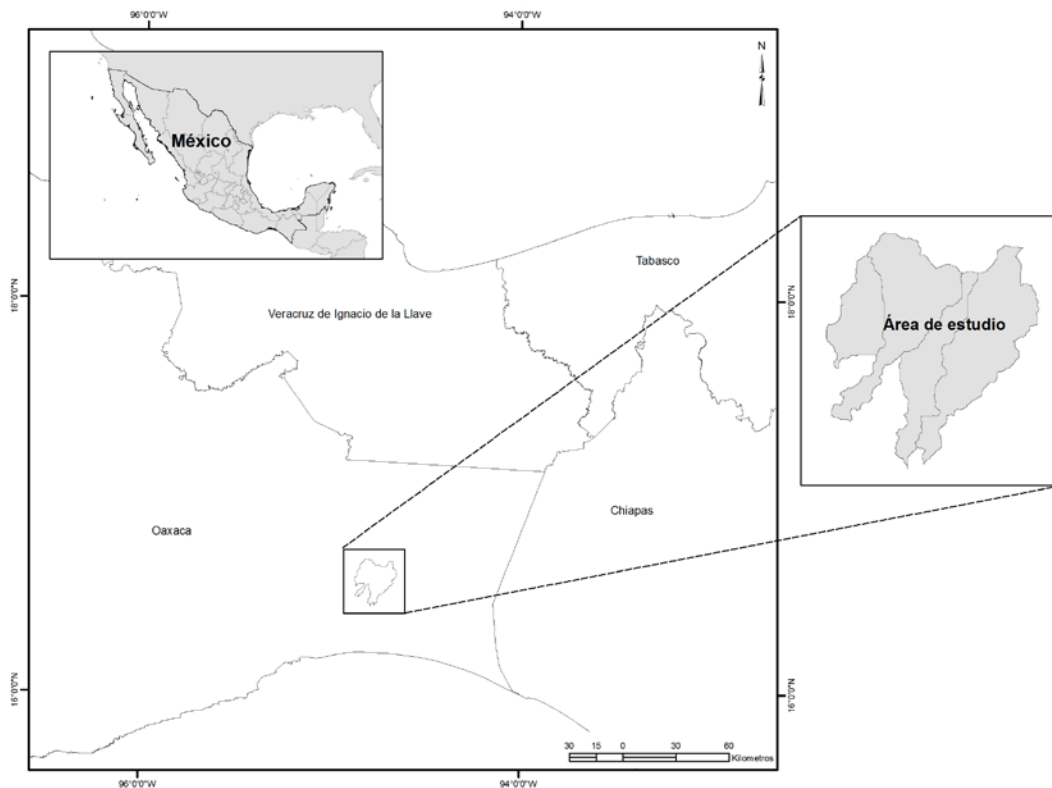
Este enfoque de complementariedad del paisaje y su potencial efecto en el mantenimiento de poblaciones naturales ha sido poco empleado, sobretodo en ecosistemas tropicales secos, con fuerte presión antrópica como lo es la región de La Venta, Oaxaca, en donde, a pesar de su alto potencial de retención de diversidad biológica (García-Mendoza et al. 2004), los esfuerzos se limitan a inventarios aislados que no dan esta idea de la dualidad paisaje antropizado-diversidad biológica. Asimismo el paisaje de La Venta ha tenido cambios fisonómicos importantes sobre todo por la instalación de proyectos de generación de electricidad cuya infraestructura rompe con el patrón espacial de las selvas secas en México.

En este estudio se realizó una descripción de la composición y configuración del paisaje antropizado de la región de La Venta, Oaxaca, en la región del Istmo de Tehuantepec, cuya vegetación original correspondía a selva baja caducifolia. Los objetivos principales fueron: 1) Obtener una clasificación de la vegetación y usos del suelo en una escala del paisaje; 2) Determinar las métricas del paisaje para hacer una descripción de su composición y configuración y 3) Describir la contribución de los proyectos eólicos como un elemento del paisaje antropizado. Cabe señalar que la generación de energía eólica ha sido un importante factor de cambio en la zona y desde el 2007 se han instalado aerogeneradores para la producción de energía eléctrica utilizando la energía cinética del viento. Desde entonces, la fisonomía del paisaje se ha modificado significativamente y ha contribuido al proceso de antropización, cuyos efectos van más allá del impacto visual.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Área de estudio*

El presente trabajo se realizó en la región de La Venta, municipio de Juchitán de Zaragoza, Oaxaca, en la región florístico-faunística Istmo de Tehuantepec (García-Mendoza & Torres-Colin 1999). El área de estudio se localiza entre las coordenadas 94°52'41" y 94°38'30" de longitud oeste y 16°41'37" y 16°26'45" de latitud norte; forma parte de la provincia fisiográfica Sierra Madre de Chiapas. El área de estudio está delimitada por cuatro microcuencas que abarcan una superficie total de 34,017 hectáreas (Figura II-1).



**Figura II-1.** Localización del área de estudio en el Istmo de Tehuantepec, en la planicie costera de Oaxaca, México..

El clima es cálido subhúmedo, con régimen de lluvias en verano (García 1988), con temperatura media anual superior a los 26° C, y la temperatura media del mes más frío



nunca inferior a 18° C. La precipitación media anual es de 823 mm; la precipitación media mensual varía considerablemente entre las temporadas de secas y de lluvias, con valores medios que van de los 1.1 mm en enero a los 201 mm en septiembre, siendo agosto y septiembre los meses con mayor precipitación (CONAGUA 2010a).

Un rasgo importante que caracteriza a la región es su patrón de vientos. En el área de estudio se pueden presentar vientos con velocidades que frecuentemente exceden los 20 ms<sup>-1</sup> (72 km/h) y ráfagas de hasta más de 30 ms<sup>-1</sup> (108 km/h). La frecuencia, velocidad y densidad del viento característico de la región la han ubicado como una de las regiones con mayor potencial eólico en el Mundo (Elliott et al. 2004), lo que ha propiciado el inicio de un ambicioso proyecto para aprovechar el recurso eólico para la generación de energía eléctrica. El proyecto tiene como meta producir 3 mil MW anualmente, lo que significa instalar más de cinco mil aerogeneradores. Esto ha venido a reconfigurar el paisaje Istmeño el cual va desde la realización de caminos, tendido de líneas de transmisión, construcción de subestaciones eléctricas hasta la modificación del relieve por la extracción de materiales pétreos para la construcción.

Actualmente lo que predomina en el paisaje son las actividades agropecuarias en extensas superficies donde se pueden observar fragmentos de vegetación, principalmente de acahuales derivados de selva baja caducifolia (SBC), que fue la vegetación que originalmente se distribuía por toda la planicie costera oaxaqueña (Miranda & Hernández 1963; Rzedowski 1978). Lo anterior como producto del proceso de transformación del paisaje que comenzó a finales del siglo XVIII, con la construcción de vías de comunicación, como el ferrocarril transistmico (Rodríguez 2010) y se intensificó a mediados del siglo XX, con la implementación de proyectos de infraestructura hidroagrícola que detonó procesos de cambio de uso del suelo para la creación de parcelas agrícolas (Binford 1992).

## *Métricas de composición y configuración del paisaje*

### **Pre-proceso de imagen de satélite**

Para identificar los diferentes elementos del paisaje presentes en las 34,017 hectáreas del área definida, se utilizó una escena obtenida por el satélite SPOT 5 tomada el 28 de abril del 2011. Los datos incluyeron bandas pancromáticas de 2.5 m de resolución espacial y bandas multi-espectrales (verde, roja y dos infra-rojas) con resolución espacial de 10 m.

Para minimizar los efectos de distorsión y desplazamiento ocasionados por el relieve, la imagen fue orto-rectificada. Para la orto-rectificación de las escenas SPOT se utilizaron en total 56 puntos de control distribuidos en las escenas, 29 para la imagen multiespectral y 27 para la pancromática.

Con la finalidad de incrementar el detalle espacial, sin perder la información multi-espectral de la imagen SPOT 5, se llevó a cabo la fusión de las bandas pancromáticas con las bandas multi-espectrales con el método Modified Intensity Hue (MIHS). La eficiencia de éste método para preservar los atributos multi-espectrales (menor resolución espacial) una vez fusionados con la banda pancromática (mayor resolución espacial) ha sido comprobada estadísticamente en otros estudios (Nikolakopoulos 2008) y para su uso en la cartografía de la cubierta vegetal (Muñoz-Robles et al. 2011). Todo este pre-procesamiento de la imagen se llevó a cabo utilizando el programa PCI Geomatica 2012.

### **Clasificación de la imagen de satélite**

La clasificación de la imagen SPOT se realizó por medio de un árbol de regresión (CART: classification and regression trees) usando como puntos de entrada 116 puntos que se verificaron directamente en el campo. Estos puntos fueron ubicados al azar dentro del paisaje. Con la ayuda de un GPS se localizó en campo cada punto seleccionado y se verificó el tipo de vegetación a la cual correspondía, verificando la clasificación realizada utilizando la percepción remota en los cuatro puntos cardinales. Adicionalmente se registraron observaciones sobre el estado de conservación y si pertenecía o no a la clase

establecida previamente. Las variables con las cuales se construyó el CART fueron: Banda 4 (infra-rojo), Banda 2 (rojo), Banda 3 (infra-rojo), Banda 1 (verde), Índice Normalizado de Variación de la Vegetación (NDVI por sus siglas en inglés), elevación, pendiente y exposición. El árbol de regresión generado se implementó en el programa ENVI 4.0.

Como resultado de la ejecución del CART descrito anteriormente, se obtuvo una primera clasificación del paisaje. Con la información generada sobre el tipo de cobertura vegetal durante las visitas de verificación se observó que el CART incluía en una misma clase a elementos que en la realidad pertenecían a otra. Por ejemplo, a la vegetación cercana a los caminos y a la que se encuentra asociada a los canales de riego presentes en el área de estudio con la vegetación riparia; el CART también clasificaba algunos fragmentos de acahuales maduros (presentes en la planicie del paisaje) como selva mediana subperennifolia (la cual se encuentra restringida a las zonas de mayor altitud del paisaje, >100 msnm). Ecológicamente hablando, estos tres elementos se consideran diferentes en estructura y composición por lo que, para obtener una clasificación más precisa, se procedió con la corrección que a continuación se describe.

Para lograr que el CART discriminara entre la vegetación a la orilla de los caminos, franjas de vegetación y la vegetación riparia, también llamada bosque de galería, en pantalla se digitalizaron manualmente la franjas de vegetación, los canales y los ríos y arroyos presentes dentro de área de estudio. Para la digitalización de estos elementos del paisaje se utilizaron como referencias las imágenes del Google Earth. Posteriormente se midieron los anchos en líneas aleatoriamente seleccionadas para determinar un ancho promedio de franjas de vegetación y bosque de galería. Con estos valores se construyeron *buffers* y se sobrepusieron a la primera clasificación, de tal manera, que la clase asignada en la primera clasificación fuera sustituida por la clase correspondiente (franja o bosque de galería) si existía vegetación leñosa dentro del *buffer*.

Para el caso de la selva mediana subperennifolia se aplicó una restricción tomando como principal criterio una cota altitudinal mayor a 100 msnm, para indicarle al algoritmo que aquellas firmas espectrales asociadas con este tipo de vegetación pero que estuvieran por debajo de esta cota, la clasificara como acahual de SBC. Una vez ajustada la clasificación se realizó una verificación en campo para medir el grado de certeza

desarrollado por el CART. Como resultado de la clasificación se obtuvo una imagen clasificada en formato ráster.

### **Descripción de las métricas de paisaje**

Una vez que se realizó la clasificación de la imagen SPOT 5 y haber obtenido la imagen del paisaje en formato ráster, se procedió a caracterizar la composición y la configuración espacial del mosaico de elementos de paisaje. Existen una gran cantidad de métricas e índices para caracterizar un paisaje, varias de ellas son redundantes por lo que se tiene que tener especial cuidado a la hora de su elección (Turner 2005). Las métricas se pueden determinar en tres escalas dependiendo del enfoque de estudio: a nivel de fragmento, de clases del paisaje ó del paisaje en general (Mcgarigal & Marks 1995). En este sentido, considerando los alcances del presente estudio, la información se obtuvo a nivel de clase o elemento de paisaje. La composición y configuración de todos los elementos de paisaje es lo que se denomina patrón del paisaje y su cuantificación es uno de los requisitos básicos en el análisis de la correlación entre la heterogeneidad del paisaje y los procesos ecológicos (Turner et al. 2001)

Para la composición de paisaje se determinó:

Abundancia proporcional de cada elemento de paisaje que se logró delimitar con el proceso anteriormente descrito. ese calculó mediante la proporción de cada elemento (clase) respecto al paisaje total estudiado (Mcgarigal & Marks 1995).

Riqueza: Expresada como la cantidad de clases o elementos presentes en el paisaje.

Para la configuración espacial se determinó: a) número de clases, b) superficie total por clase, c) número de fragmentos por clase, d) Densidad de fragmentos y e) índice del fragmento más grande, que cuantifica el porcentaje del total de área de paisaje que ocupa el fragmento más grande de cada clase, como tal, se puede considerar como una medida de dominancia (Mcgarigal & Marks 1995).

Para determinar las métricas de paisaje se utilizó el *software* Fragstat ver. 3.1.

### *Distribución del área total de cada clase del paisaje entre los fragmentos*

Para describir los patrones de variación en los tamaños de los fragmentos de cada clase se construyeron curvas de Lorenz y se calculó el Coeficiente de Gini (Mendoza et al. 2005). Las curvas de Lorenz permiten una inspección visual del alejamiento de los fragmentos de una distribución perfecta del área entre todos los fragmentos y que se representa en el gráfico por una diagonal, que se conecta con los valores 0,0 y 100, 100 coordenadas en una gráfica de área por fragmentos. Es decir, entre más cercana se encuentre la curva de la diagonal, las distribuciones de las variables medidas serán más equitativas y entre más alejadas de la diagonal la distribución de los valores de las variables medidas estarán más concentradas en pocos elementos de la población. El coeficiente de Gini provee una estimación cuantitativa de alejamiento observado con las curvas de Lorenz con respecto a una distribución perfectamente equilibrada. El coeficiente de G presenta un mínimo valor de 0 cuando todos los individuos reciben de manera equitativa un recurso, y un máximo teórico de 1 cuando todos, excepto uno de los individuos, tienen cero contribuciones a los recursos.

### *Contribución de los parques eólicos al proceso de antropización del paisaje*

Para hacer una estimación sobre la contribución de los parques eólicos en el proceso de antropización dentro del área de estudio, se procedió a la búsqueda de información referente a los parques eólicos instalados hasta agosto de 2012. Para conseguir información sobre el tipo y la superficie que ocupan los parques construidos se visitó la página de la SEMARNAT ([www.semarnat.gob.mx](http://www.semarnat.gob.mx)) para consultar los estudios de Manifestación de Impacto Ambiental con el propósito de: 1) obtener información sobre las características técnicas de los parques eólicos y 2) obtener las coordenadas geográficas de los polígonos que comprenden dichos parques. Una vez obtenida esta información espacial, éstos fueron desplegados en la imagen clasificada sobre uso del suelo y tipos de vegetación para calcular los porcentajes de tipos de vegetación que abarcan cada uno de los parques incluidos. Lo anterior se realizó con el software Arc Map versión 9.3.

## RESULTADOS

### *Composición y configuración del paisaje*

Se obtuvo una imagen clasificada sobre los usos del suelo y tipos de vegetación presentes en el área de estudio. Según las estimaciones y corroboraciones se logró un 92% de nivel de confiabilidad. De acuerdo con la clasificación obtenida por medio de técnicas de percepción remota y su respectiva verificación en campo, se determinó que el paisaje está compuesto por siete clases o elementos del paisaje (Figura II-2). El elemento del paisaje con mayor extensión fue el área agropecuaria (AGRO), seguida del acahual de selva baja caducifolia (ASBC) y la selva baja caducifolia (SBC) (Figura II-3).

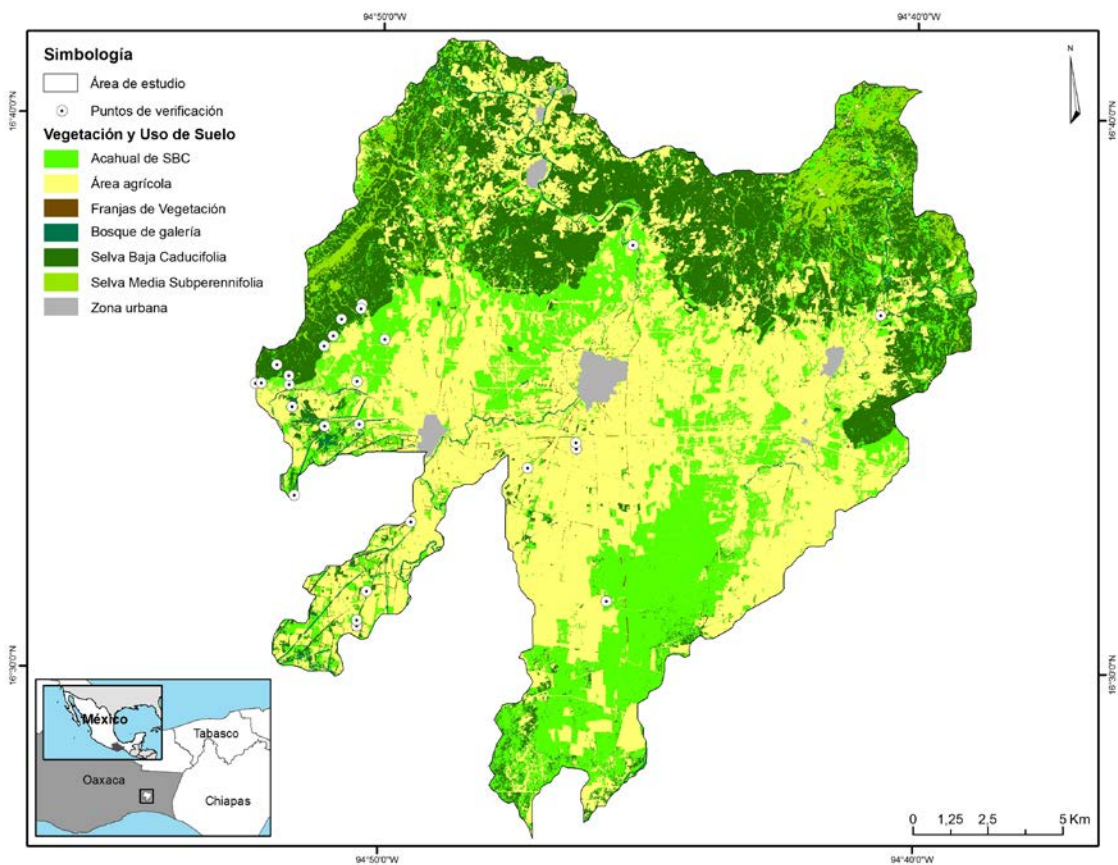


Figura II-2. Imagen clasificada por tipos de vegetación y usos de suelo identificados en el área de estudio.

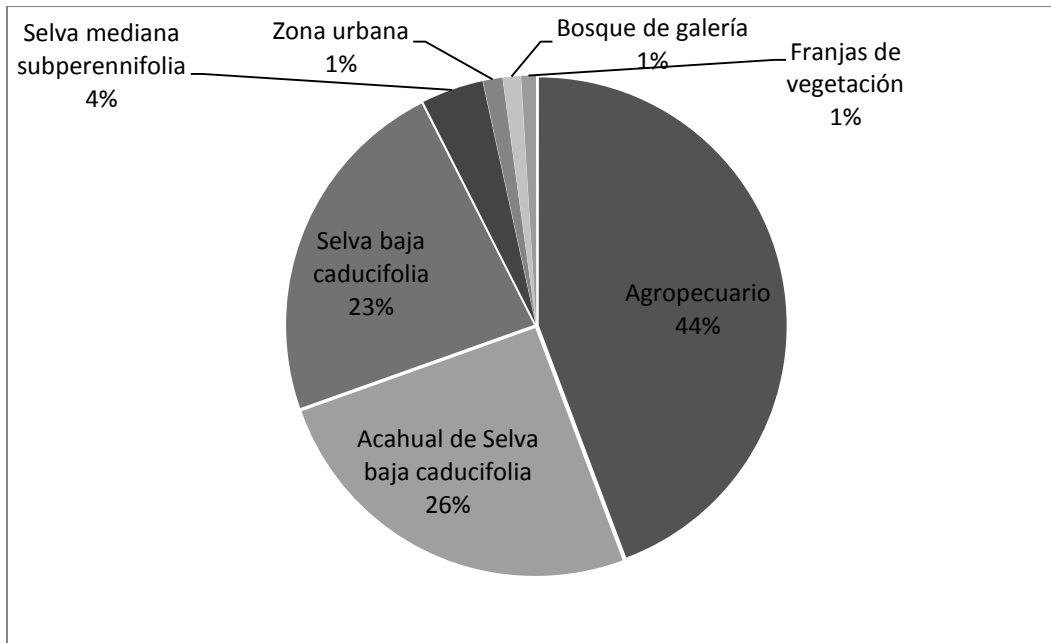


Figura II-3. Porcentaje de superficie cubierta por cada uno de los elementos identificados en el paisaje por medio de percepción remota y visitas de verificación en campo dentro de área de estudio.

### *Métricas del paisaje*

En total se definieron 38,987 fragmentos, de los cuales el 43.12% (n=16,812) corresponden a fragmentos de ASBC (Cuadro II-1). El tamaño de los fragmentos comprende un rango de 0.01 de hectárea hasta un fragmento de 11,242 hectáreas perteneciente a la clase área agropecuaria (AGRO). Los otros elementos de SBC y la selva mediana subperennifolia (SMS) están representados por casi seis mil fragmentos cada uno (Cuadro II-1).

Con relación al tamaño de los fragmentos por clase se puede observar que, sin considerar las clases AGRO (matriz) y urbana, la SBC es la que presenta en promedio los fragmentos más grandes ( $x= 1.32$  ha, SD 39.99) pero una mayor dispersión estadística que la SMS ( $x=0.23$  ha, SD 0.063), que en promedio presenta los fragmentos más pequeños. Los tamaños de los fragmentos de las otras clases promedian casi menos de media hectárea (Cuadro II-1).

Cuadro II-1. Superficies totales y métricas a escala de fragmento (en hectáreas) por cada elemento del paisaje. SD= Desviación Estándar. DP= Densidad de parches, IPG= Índice del Parche más Grande. AGRO=Área Agropecuaria; ASBC= Acahual de Selva Baja Caducifolia; SBC Selva Baja Caducifolia; SMS= Selva Mediana Subperennifolia; ZU=Zona Urbana; BG= Bosque de Galería; FV= Franjas de Vegetación.

Elementos del paisaje	Superficie Total (ha)	Número de Fragmentos	Tamaño de Fragmentos (ha)					DP	IPG
			Promedio	Mínimo	Máximo	SD	Error SD		
AGRO	15,050.98	7906	1.9	0.01	11,242.26	126.59	1.42		
ASBC	8,604.24	16812	0.51	0.01	2,231.55	18.94	0.14	6.56	46.7
SBC	7,819.25	5937	1.32	0.01	2,538.95	39.99	0.51	7.51	15.89
SMS	1,381.06	5971	0.23	0.01	333.97	4.9	0.063	0.99	16.5
ZU	428.52	10	42.85	2.01	216.78	67.12	21.22		
BG	403.41	861	0.46	0.01	50.37	2.23	0.076	0.15	2.4
FV.	329.62	1490	0.22	0.01	16.53	0.69	0.01	0.01	3.71
<b>Total</b>	<b>34,017</b>	<b>38,987</b>	<b>0.87</b>	<b>0.0006</b>	<b>11,242</b>	<b>60.44</b>			



## Distribución de la proporción de cada uno de los elementos del paisaje

Con base en los parámetros de inequidad, la curva de Lorenz y el Coeficiente de G, utilizados en el análisis se observó que la SBC se presentó un valor muy cercano ( $G=0.93$ ) al valor que indica una mayor inequidad (1.0). El ASBC presentó un valor alto ( $G=0.799$ ) y la SMS un valor medio ( $G: 0.55$ ). Mientras que el elemento donde el área se distribuyó con una mayor equidad dentro de todos sus fragmentos fue FV ( $G: 0.30$ ) (Figura II-4)

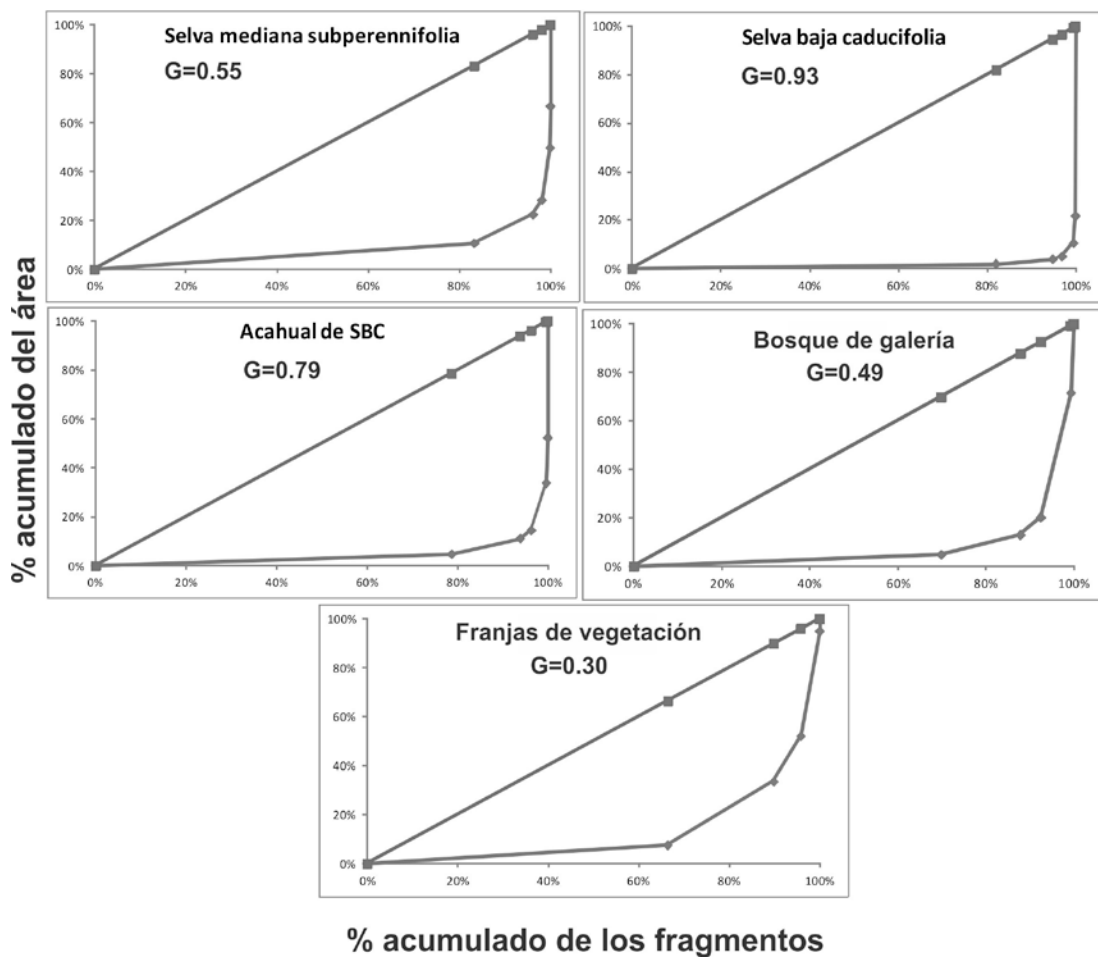


Figura II-4. Curvas de Lorenz e índice de Gini (G) que describen la desigualdad del área distribuida entre los fragmentos por cada uno de los elementos del paisaje identificados dentro de área de estudio.

### *Descripción de los parques eólicos como elementos del paisaje antropizado*

En el área de estudio se registraron ocho parques eólicos de acuerdo con la base de datos de la SEMARNAT: cinco en la etapa de operación, uno autorizado (pero aún no construido) y dos programados (en trámite administrativo). Los parques eólicos presentan dos tipos de aerogeneradores, el primero con una capacidad nominal de 850 KW y el segundo, de última generación, de una capacidad nominal de 2 MW (Cuadro II-2). En su conjunto los parques que están en operación suman 622 aerogeneradores ya instalados, cantidad que aumentará a 804 si se considera al parque eólico autorizado (80) y los dos parques que están en la etapa de programación (102). Con lo anterior se tendrá una capacidad instalada de aproximadamente 1239 MW (Cuadro II-2) dentro del área de estudio.

La superficie ocupada por los parques eólicos representa el 21% (7269 ha) del área de estudio. El mayor porcentaje de la superficie ocupada por los parques eólicos corresponde al área agropecuaria (65%, 4726 ha) y sólo cinco ha (0.068 %) de la SMS (Cuadro II-2). Los aerogeneradores están dispuestos en las áreas en forma de líneas paralelas que corren de Este a Oeste, por lo que su arreglo es uniforme en el paisaje (Figura II-5).

Cuadro II-2. Parques eólicos que se encuentran operando, autorizados o programados para su construcción y la superficie que ocupan por tipo de vegetación dentro del área de estudio. Significado de los acrónimos ver Cuadro 1. La generación de energía eléctrica por unidad y la capacidad instalada de cada parque está en Mega Watts (MW).

Parque eólico	Estado actual	Aerogeneradores			Capacidad instalada (MW)	Superficie utilizada (ha)						
		Cantidad	Altura (m)	Producción MW		SBC	ASBC	SMS	BG	FV	Agropecuaria	Total
CE La Venta II	Operando	98	75	0.85	85	0	241	0	0.8	6.48	733.7	981.89
PE Eurus	Operando	247	120	2	494	75	269	0	98	33.94	847.18	1323.54
CE La Venta III	Operando	120	120	2	240	0	198	0	0	2.75	698.86	900.06
CE Oaxaca I	Operando	52	120	2	102	0.1	375	0	6.5	0.66	578.74	960.55
CE Oaxaca IV	Operando	105	120	2	210	20	311	0.36	0	2	229.03	562.21
CE Santo Domingo	Autorizado	80	120	2	160	9.1	264	0	1.2	5.49	984.68	1264.82
CE Oaxaca II	Programado	51	120	2	101	38	264	1.04	0	1.24	348.06	652.37
CE Oaxaca III	Programado	51	120	2	101	221	87.1	3.35	0	6.19	306.31	624.19
<b>Total</b>		<b>804</b>			<b>1239</b>	<b>364</b>	<b>2009</b>	<b>4.75</b>	<b>107</b>	<b>58.75</b>	<b>4726.56</b>	<b>7269.63</b>

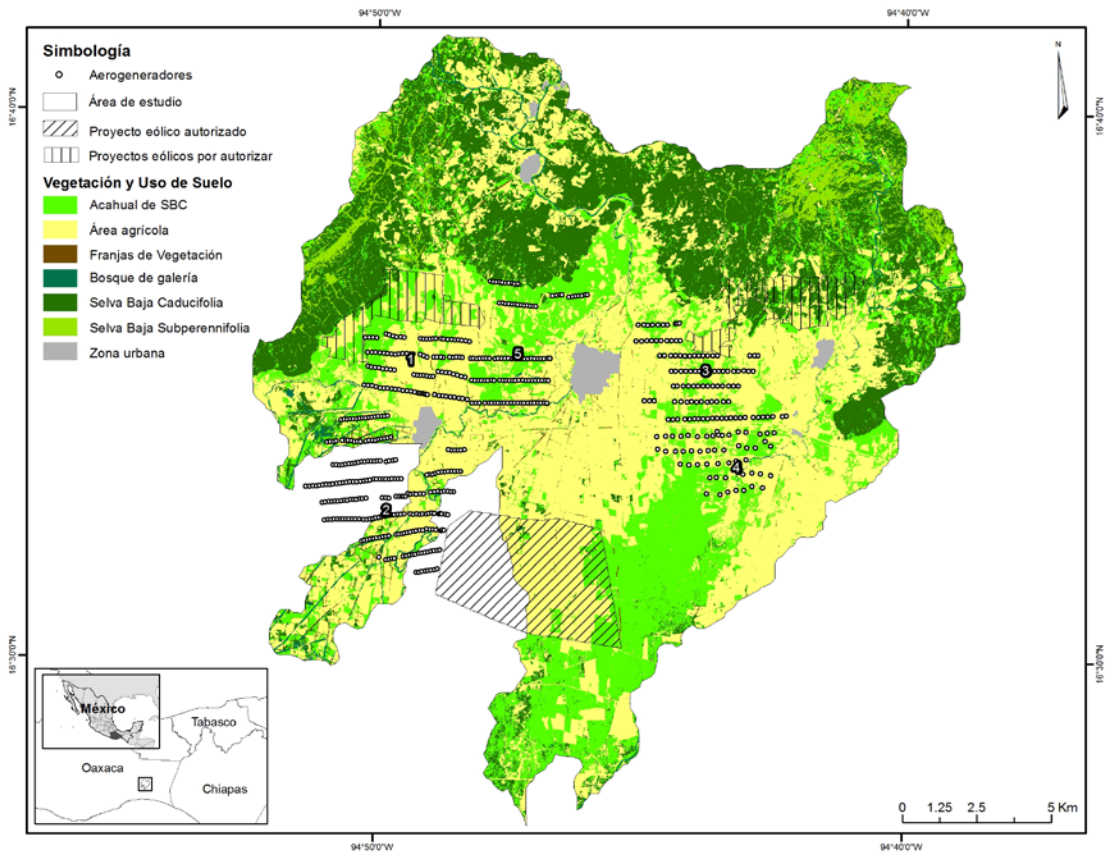


Figura II-5. Ubicación de los parques eólicos que se encuentran operando, autorizados y programados en el área de estudio. Los parques eólicos que ya se encuentran en operación se enumeraron de acuerdo a como fueron construidos dentro del paisaje, siendo el 1 el primer parque construido en la región: 1) CE La Venta II, 2) PE Eurús, 3) CE La Venta III, 4) CE Oaxaca I y CE Oaxaca IV.

## DISCUSIÓN

En el presente estudio se describió la composición y configuración del paisaje en la región de La Venta, Oaxaca. Entre los elementos naturales identificados se incluyen a la selva mediana subperennifolia (SMS), selva baja caducifolia (SBC), acahual de selva baja caducifolia (ASBC), bosque de galería (BG) y franjas de vegetación (FV), los cuales albergan a la flora y fauna silvestres que se distribuyen en la región.

Con base en mis resultados, el paisaje estudiado está dominando por áreas agropecuarias, las cuales constituyen la matriz del paisaje. En esta matriz se encuentran esparcidos fragmentos de vegetación pertenecientes a SBC y ASBC, que en conjunto cubren 49% del paisaje. En total se identificaron 38,987 fragmentos, un valor que resulta del alto nivel de detalle proporcionado por la imagen SPOT de alta resolución, y que evidencia el grado de fragmentación en el que se encuentra el paisaje. Un patrón similar de fragmentación también se ha documentado en el Istmo de Tehuantepec pero en la porción del Golfo de México (Mendoza et al. 2005) sólo que en aquella región la vegetación afectada es la selva alta perennifolia.

La superficie de cada elemento del paisaje esta inequitativamente repartida entre los fragmentos. Esto quiere decir que casi todos los fragmentos cubren una superficie pequeña y que existen muy pocos fragmentos que contienen la mayor área de cada uno de los elemento del paisaje. Lo anterior principalmente se observa en la SBC y la SMS. De hecho estos dos elementos son los que presentaron los valores más altos del Índice del Fragmento más Grande (IPG 46.7 y 16.5 respectivamente) siendo al mismo tiempo las áreas con mayor presión antrópica, y que, en terrenos planos son eliminadas para su uso agropecuario o conversión a parques eólicos. Un patrón similar de la inequidad en la distribución entre los fragmentos se registró en un paisaje antropizado en la región de Los Tuxtlas (Mendoza et al. 2005), donde pocos fragmentos, generalmente presentes en las partes altas, retuvieron la mayor superficie de área forestal.

En contraste, las FV y el BG son los elementos que mostraron mayor equidad en la distribución de sus áreas dentro de sus correspondientes fragmentos, aunque estos dos elementos son los que cubren una menor área dentro del paisaje (en ambos casos alrededor

del 1% de la superficie total). Las FV son mayormente de origen antrópico, es decir favorecidos localmente para la delimitación de predios por lo cual las áreas son bastante pequeñas y parecidas en superficie, pero con un alto potencial de retención y conectividad de especies.

Se sabe que los procesos de transformación del paisaje causados por el hombre no se presentan de manera aleatoria (Lindenmayer & Fischer 2006). Por lo regular, las partes mejor conservadas de un paisaje se presentan en las zonas más inaccesibles como lo son montañas, barrancas, riscos, lechos de ríos y donde los suelos son poco aptos para la producción de alimentos o para el mantenimiento de la ganadería (Lindenmayer & Fischer 2006). Son áreas donde al humano se le dificulta establecer sus sistemas productivos o porque no son de fácil acceso (McConnell et al. 2004; Lindenmayer & Fischer 2006). En el área de estudio observé que las partes mejor conservadas en términos de cobertura vegetal se presentan en las laderas de la Sierra de Tolistoque principalmente en las zonas de pendientes pronunciadas (mayores a 30°).

De acuerdo con la imagen clasificada que se generó, se observa que los remanentes de vegetación en mejor estado de conservación se concentran en la Sierra de Tolistoque que corre de noroeste a noreste dentro de área de estudio, en rangos del altitud que van de los 50 a los 500 msnm. Además, el tipo de suelo en elevaciones mayores a los 100 metros sobre el nivel del mar es del tipo litosol, un suelo no apto para la agricultura. Estos dos factores (el relieve y el tipo de suelo) determinan que las áreas con mayor cobertura vegetal se localicen en la Sierra de Tolistoque y sin duda actúen como reservorios e inóculo de diversidad vegetal y animal para la zona.

Asimismo, la SMS sólo se localiza en zonas > de 100 msnm, es decir en la Sierra de Tolistoque y dentro de ésta, se puede notar por medio de la imagen clasificada y las visitas de verificación, que este tipo de vegetación se establece en la zona de cañadas, con inclinaciones mayores a los 70°, probablemente relacionada con los patrones de humedad que generan los arroyos temporales que forman la red de drenaje natural (Pennington & Sarukhán 2005). La SMS también fue descrita en condiciones similares en un paisaje contiguo a mi área de estudio, (en la región de Nizandía a 10 km al noroeste) donde fue localizada también en las porciones de cañadas (Pérez-García et al. 2001). La presencia de

la SMS se puede observar claramente durante la temporada de seca del año (noviembre a marzo) donde el verdor de las áreas de cañadas contrasta fuertemente con la vegetación caducifolia de las áreas adyacentes (Figura II-6). Las SMS, como ya se mencionó, se restringe a las zonas de cañada dentro de la Sierra de Tolistoque y por lo tanto puede tener poca presión de cambio de uso del suelo; la principal amenaza lo constituye el potencial riesgo de incendios forestales, y en menor medida, la extracción de madera para diversos fines (*obs. pers.*).



**Figura II-6.** La SMS establecida en las partes de las cañadas de la Sierra de Tolistoque. Los elementos perennifolios de la Selva sobreviven por las condiciones de humedad que durante la época de secas aún prevalecen en estas partes de serranías. La imagen fue tomada en plena temporada de secas en marzo del 2012. (Foto: José O. Díaz)

Aunque en el presente estudio predominaron fragmentos pequeños menores de una hectárea, se puede notar que existen fragmentos individuales de SBC y de ASBC que cubren más de mil hectáreas. Estas áreas, en conjunto con las áreas mejor conservadas dentro de la Sierra de Tolistoque pueden estar jugando un papel importante en el mantenimiento de la biodiversidad regional y depende de la conectividad que aun exista en el paisaje dominado por la matriz agropecuaria.

En este sentido, otros dos elementos identificados, el BG y las FV, contribuyen con la conectividad a pesar de su baja representatividad dentro de paisaje (< 1%) (Estrada &

Coates-Estrada 2001; Harvey et al. 2004; Fischer et al. 2006; Benítez-Malvido & Arroyo-Rodríguez 2008; Collinge 2009). El BG se presenta en los arroyos perennes y temporales que constituyen la red hidrológica que vierte sus aguas a la Laguna Superior, situada aproximadamente a cinco km al sur del área de estudio. Destaca el bosque de galería que se establece en el margen de los ríos Espíritu Santo y La Blanca. El primero es el principal afluente en el paisaje en estudio y prácticamente lo cruza de sur a norte. Este BG contribuye de manera importante a la conectividad del paisaje, ya que los organismos podrían utilizarlo como corredor para desplazarse de la Sierra de Tolistoque hacia la planicie costera.

Las franjas de vegetación (FV) son producto del manejo asociado al sistema de riego establecido para las áreas agrícolas. Es un elemento que cubre una pequeña superficie del paisaje que sin embargo, dada su composición y configuración espacial, también contribuyen en la conectividad del paisaje, aunque en menor proporción que el BG. Las FV se caracterizan por tener formas rectangulares con una anchura no mayor de 20 metros y de diferentes longitudes. Se establecen siguiendo la red de canales de riego, que es lo que los diferencia del BG. Aunque en apariencia podrían ser considerados como cercos vivos, no lo son porque su origen, arreglo y manejo son distintos; aunque estas franjas de vegetación funcionan similarmente como los cercos vivos, descritos en otros paisajes antropizados, en el trópico mexicano (Guevara et al. 2004b, 2005; Benítez-Malvido & Arroyo-Rodríguez 2008; Dirzo et al. 2009). Numerosos estudios han demostrado que este tipo de componentes del paisaje son importantes para resguardar a la biodiversidad en un paisaje transformado, dado que pueden funcionar como corredores biológicos para la flora y fauna silvestre (Wu & Hobbs 2007; Benítez-Malvido & Arroyo-Rodríguez 2008; Dirzo et al. 2009; Estrada et al. 2009; Arroyo-Rodríguez et al. 2009). De hecho, con base en el conocimiento generado en este tipo de estudios se han recomendado formas de manejo que promueven la conservación y el establecimiento de componentes del paisaje, tanto naturales y como antropogénicos, para darle una mayor heterogeneidad a los paisajes en producción para el resguardo de la biodiversidad (Fischer et al. 2006; Diemont et al. 2006; Lindenmayer et al. 2008a; Chazdon 2008; Hobbs et al. 2009).



Por otra parte, el establecimiento de los parques eólicos ha contribuido poco (al menos en término de superficie) al proceso de pérdida de cobertura vegetal. La mayoría de ellos se han establecido en áreas degradadas, principalmente destinadas a la agricultura de sorgo, maíz y para la ganadería. Los parques ocupan el 21.3% del paisaje total (34 017 ha), y de estos, la mayor parte (65%) corresponde a área agropecuarias. La superficie puede ser menor debido a que el análisis se hizo considerando todos los polígonos que conforman las tierra arrendadas por las empresas y que actualmente no se ocupa en su totalidad. Una de las virtudes de los parques eólicos es que sólo se utilizan las área donde se establecen los aerogeneradores, por lo general de 60 m × 60 m por cada aerogenerador, lo que significa que no afecta toda el área arrendada para el establecimiento de los parques. En el presente estudio no se pudo acceder a la información a la superficie real afectada por el establecimiento de los parques para hacer una estimación más precisa. Lo anterior es importante que se evalúe para determinar el costo ambiental de generar energía por medio del de la fuerza del viento.

Los parques eólicos generan otros impactos que sí pueden contribuir al proceso de degradación de los ecosistemas. Uno de ellos, es el fuerte impacto visual, que prácticamente transforma toda la composición de paisaje (Ledec et al. 2011). Otro, tal vez con mayor significancia biológica y ecológica, es la afectación sobre aves y murciélagos por colisiones (NRC 2007; Kunz et al. 2007b, 2007a; Atienza et al. 2009). De acuerdo con los datos que se han publicado sobre este tema, se presentan más colisiones de murciélagos que de aves (Kunz et al. 2007b; Ledec et al. 2011). Una estimación reciente sobre el impacto acumulativo de las muertes de murciélagos por colisión con aerogeneradores (Arnett & Baerwald 2013) arrojó el dato de que en siete años se han producido entre 650 mil a un millón trescientos mil colisiones de murciélagos en los parques eólicos de Estados Unidos y Canadá. En México, los primeros resultados del monitoreo de aves y murciélagos están arrojando un patrón similar, obteniéndose más registros de cadáveres de murciélagos que de aves dentro de los parques eólicos (Villegas-Patracá, datos sin publicar). En este sentido se deberían implementar protocolos de investigación para evaluar el impacto de estas colisiones sobre las poblaciones de las especies de murciélagos en regiones de gran potencial eólico como lo es el Istmo de Tehuantepec.

Mi interés principal en este estudio fue describir las métricas básicas de composición y configuración de paisaje como un primer paso para evaluar la importancia de un paisaje antropizado en el Istmo de Tehuantepec en la retención de biodiversidad. Los elementos descritos en este estudio pueden representar hábitat para las especies de flora y fauna de la región. Tomando en cuenta que hablar de hábitat puede ser ambiguo a la hora de interpretar las métricas de composición y configuración de paisaje, porque el hábitat es un concepto centrado en las especies (Fahrig 2002) sí se puede inferir que entre mayor cantidad de elementos naturales mayor disponibilidad de hábitat para éstas. En este sentido si tomamos en cuenta el umbral teórico del 30% de hábitat que debe conservar un paisaje para mantener su funcionalidad ecológica (Andrén 1994, pero ver Fahrig 2002) y que la cobertura vegetal puede ser un buen indicador de hábitat entonces podemos inferir que el paisaje en estudio basa su funcionalidad en la cantidad de hábitat con el que aún cuenta. Si consideramos los porcentajes de superficie que ocupan dentro del paisaje la SMS (4%), la SBC (23%), el ASBAC (25%), el BG (1%) e inclusive a las FG (1%) en conjunto suman 54% de la superficie total del paisaje donde las especies de flora y fauna pueden encontrar las condiciones de cobertura vegetal para su sobrevivencia. La otra parte de la explicación tiene que ver en cómo ésta cantidad de vegetación se encuentra distribuida espacialmente dentro de paisaje.

Este estudio pone de manifiesto la necesidad de hacer una descripción más detallada de los elementos del paisaje. Lo anterior para determinar su estado de conservación dada su riqueza, composición, estructura y diversidad. Por ejemplo, aún los elementos menos representados dentro de paisaje, como las FV y el BG, pueden estar reteniendo una biodiversidad de plantas importante para el mantenimiento de la conectividad del paisaje (Dirzo et al. 2009). Esta descripción también podrá ayudar a entender la importancia de las áreas mejor conservadas para el resguardo de las especies de flora y fauna que sean menos tolerantes a los disturbios, como el caso de la SMS. Esta complementariedad es la que explicaría la importante biodiversidad que aun un paisaje tan altamente antropizado como el del presente estudio puede mantener y proporciona pautas para su conservación a largo plazo, conciliándolo con las actividades humanas.

## LITERATURA CITADA

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscape with different proportion of suitable habitat: a review. *Oikos* **71**:340-346.
- Arnett, E. B. and E. F. Baerwald. 2013. Impacts of wind energy development on bats: implications for conservation. Page 572 in R. Adams and S. Pedersen, editors. *Bat evolution, ecology, and conservation*. Springer, New York.
- Arroyo-Rodríguez, V., E. Pineda, F. Escobar, and J. Benítez-Malvido. 2009. Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. *Conservation Biology* **23**:729-39.
- Atienza, J. C., O. Infante, and J. Valls. 2009. Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos. Page 50 *SEO/BirdLife*, Ed. Madrid.
- Balvanera, P. and H. Cotler. 2009. Estado y tendencias de los servicios ecosistémicos. Pages 185-245 *Capital natural de México Vol II: estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México.
- Benítez-Malvido, J. and V. Arroyo-Rodríguez. 2008. Habitat fragmentation, edge effects and biological corridors in tropical ecosystems. Pages 1-11 in O. P. Del Claro K et al., editors. *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*. International Commission on Tropical Biology and Natural Resources. UNESCO, EOLSS Publishers, Oxford, UK.
- Binford, L. 1992. Peasants and petty capitalists in Southern Oaxacan sugar cane production and processing , 1930-1980. *Journal of Latin American Studies* **24**:33-55.
- CONAGUA. 2010. Normales climatológicas 1971-2000 del Estado de Oaxaca. Comisión Nacional del Agua. Page 77.
- Challenger, A., and R. Dirzo. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad. Pags. 37-73 *Capital Natural de México*. CONABIO, México, D. F.
- Chapin III, F. S. et al. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* **404**:234-242.
- Chazdon, R. L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **6**:51-71.
- Chazdon, R. L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* **320**:1458-60.
- Collinge, S. 2009. Animal and plant movement. Pags. 119-141 in S. Collinge, editor. *Ecology of fragmented landscape*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.

- Diemont, S. A. W., J. F. Martin, S. I. Levy-Tacher, R. B. Nigh, P. R. Lopez, and J. D. Golicher. 2006. Lacandon Maya forest management: Restoration of soil fertility using native tree species. *Ecological Engineering* **28**:205-212.
- Dirzo, R., A. Aguirre, and J. C. López. 2009. Diversidad florística de las selvas húmedas en paisajes antropizados. *Investigación Ambiental* **1**:17-22.
- Elliott, D., M. Schwartz, G. Scott, S. Haymes, D. Heimiller, and R. George. 2004. Atlas de Recursos Eólicos del Estado de Oaxaca. Page 138. Oak Ridge, TN.
- Estrada, A., and R. Coates-Estrada. 2001. Bat species richness in live fences and in corridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* **24**:94-102.
- Estrada, A., R. Coates-Estrada, and D. Meritt. 2009. Non flying mammals and landscape changes in the tropical rain forest region of Los Tuxtlas , Mexico. *Ecography* **17**:229-241.
- FAO. 2009. Situación de los bosques del mundo 2009. Page 176. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma.
- Fahrig, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications* **12**:346-353.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**:487-515.
- Fischer, J., and D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*:1-16.
- Fischer, J., D. B. Lindenmayer, and A. D. Manning. 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes.
- Forman, R. T. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, New York.
- Franklin, J. F., and D. B. Lindenmayer. 2009. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *PNAS* **106**:349-350.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Page 217. México.
- García-Mendoza, A., M. Ordoñez, and M. A. Briones-Salas. 2004. Biodiversidad de Oaxaca. Page 609. Instituto de Biología-UNAM, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund.

- García-Mendoza, A., and R. Torres-Colin. 1999. Estado actual sobre el conocimiento sobre la flora de Oaxaca, México. Pags. 50-86 in M. A. Vázquez-Dávila, editor. Sociedad y naturaleza en Oaxaca 3. Instituto Tecnológico de Oaxaca., Oaxaca, México.
- Gardner, T. a., J. Barlow, R. Chazdon, R. M. Ewers, C. a. Harvey, C. a. Peres, and N. S. Sodhi. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* **12**:561-582.
- Guevara, S., J. D. Laborde, and G. Sánchez-Rios. 2004. Los Tuxtlas: el paisaje de la tierra. Page 287. Instituto de Ecología, A. C., Xalapa.
- Guevara, S., J. Laborde, and G. Sánchez-Rios. 2005. Los árboles que la selva dejó atrás. *Interciencia* **30**:595-601.
- Gómez-Pompa, A., C. Vazquez-Yanes, and S. Guevara. 1972. The tropical rain forest: a nonrenewable resource. *Science* **177**:762-765.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation reserch: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* **12**:321-334.
- Hanski, I., A. Moilanen, and M. Gyllenberg. 1996. Minimum viable metapopulation size. *Amercan Naturalist* **147**:527-541.
- Harvey, C., N. Tucker, and E. Estrada. 2004. Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. Pages 261-289 in G. Schroth, A. da Fonseca, C. Harvey, C. Gascon, H. Vasconcelos, and Izaca. editors. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Island Press, Washington, D.C.
- Harvey, C. a et al. 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation Biology* **22**:8-15.
- Hobbs, R. J. et al. 2006. Novel ecosystems : theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*:1-7.
- Hobbs, R. J., E. Higgs, and J. a Harris. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in ecology & evolution* **24**:599-605.
- Hooper, D. S. et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a concensus of current knowledge. *Ecological Monographs* **75**:3-35.
- Kareiva, P., and M. Marvier. 2011. Conservation science. Balancing the needs of people and nature. Page 523Prinera. Roberts and Company, Greenwood Village, Colorado.

- Kunz, T. H., E. B. Arnett, B. M. Cooper, W. P. Erickson, R. P. Larkin, T. Mabee, M. L. Morrison, M. D. Strickland, and J. M. Szewczak. 2007a, 2007. Assessing impacts of wind-energy development on nocturnally active birds and bats: A guidance document.
- Kunz, T. H., E. Arnett, W. Erickson, A. Hoar, G. Johanson, R. Larkin, M. Strickland, R. Thresher, and M. Tuttle. 2007b. Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs, and hypotheses. *Frontiers in Ecology and the Environment* **5**:315-324.
- Ledec, G. C., R. W. Kennan, and R. G. Aiello. 2011. Greening the wind: environmental and social considerations for wind power development in Latin America and beyond. Page 170. World Bank.
- Lindenmayer, D. et al. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology letters* **11**:78-91.
- Lindenmayer, D. B., and J. Fischer. 2006. Habitat fragmentation and landscape chance. An ecological and conservation synthesis. Page 329. Island Press, Washington, Covelo, London.
- MEA. 2005. Ecosystems and human well-being. Synthesis. Page 155 World Health. Island Press, Washington, D. C.
- McConnell, W. J., S. P. Sweeney, and B. Mulley. 2004. Physical and social access to land: spatio-temporal patterns of agricultural expansion in Madagascar. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **101**:171-184.
- McIntyre, S., and R. J. Hobbs. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* **8**:521-531.
- Mcgarigal, K., and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service, Portland.
- Mendoza, E., J. Fay, and R. Dirzo. 2005. A quantitative analysis of forest fragmentation in Los Tuxtlas, Southeast Mexico: patterns and implications for conservation. *Revista Chilena de Historia Natural* **78**:451-467.
- Miranda, F., and E. Hernández. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Bol. Soc. Bot. Mex.* **28**:29-179.
- Muñoz-Robles, C., P. Frazier, M. Tighe, N. Reid, S. Briggs, and B. Wilson. 2011. Assessing ground cover at patch and hillslope scale in semi-arid woody vegetation and pasture using fused Quickbird data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **14**:94-102.

- NRC. 2007. Ecological impacts of wind-energy projects. Page 250. National Research Council. National Academics Press, Washington, D. C.
- Nikolakopoulos, K. 2008. Comparison of nine fusion techniques for very high resolution data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* **74**:647-659.
- Pennington, D., and J. Sarukhán. 2005. Árboles tropicales de México. Page 523. UNAM-Fondo de Cultura Económica, México.
- Pineda, E., and C. A. Rodríguez-Mendoza. 2010. Distribución y abundancia de *Craugastor vulcani*: una especie de rana en riesgo de Los Tuxtlas , Veracruz , México:133-141.
- Primack, R. B., R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo, and F. Massardo. 2000. Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas. Page 797. Fondo de Cultura Económica.
- Pérez-García, E., J. Meave, and C. Gallardo. 2001. Vegetación y flora de la región de Nizanda, Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Acta Botanica Mexicana*:19-88.
- Rodríguez, J. N. 2010. Istmo de Tehuantepec: de lo regional a la globalización (o apuntes para pensar un quehacer). Programa Universitario México Nación Multicultural, México.
- Ruiz-Guerra, B., R. Guevara, N. A. Mariano, and R. Dirzo. 2010. Insect herbivory declines with forest fragmentation and covaries with plant regeneration mode: evidence from a Mexican tropical rain forest. *Oikos* **119**:317-325.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Page 431. Editorial Limusa, S. A.
- Sánchez, S., C. Arturo, F. Martínez, and I. Leyva A. Velázquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. Pages 75-129 *Capital Natural de México Vol II: estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México.
- Tilman, D. 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* **405**:2008-2011.
- Tscharntke, T., A. M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter, and C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters* **8**:857-874.
- Turner, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **20**:171-197.
- Turner, M. G. 2005. Landscape ecology: What Is the State of the Science? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **36**:319-344.

- Turner, M. G., R. Gardner, and R. O'Neill. 2001. Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. Page 401. Springer-Verlag New York Inc., New York.
- Urbina-Cardona, J. N., M. Olivares-Pérez, and V. H. Reynoso. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture–edge–interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* **132**:61-75.
- Vandermeer, J., and I. Perfecto. 2007. The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology* **21**:274-7.
- Williams-Linera, G., V. Dominguez-Gastelu, and M. E. Garcia-Zurita. 1998. Microenvironments and floristic of different edges in a fragmented tropical rainforest. *Conservation Biology* **12**:1091-1102.
- Wu, J., and J. R. Hobbs. 2007. Key topics in landscape ecology. Page 314. J. Wu and R. J. Hobbs,(Eds). *Landscape*. Cambridge University Press.



### **CAPÍTULO III**

## **DIVERSIDAD VEGETAL EN UN PAISAJE ANTROPIZADO EN EL ISTMO DE TEHUANTEPEC, OAXACA**

## INTRODUCCIÓN

Actualmente vivimos en un mundo modificado casi en su totalidad por el humano (Vitousek et al. 1997; Hobbs et al. 2009). La principal causa de esta modificación es la destrucción de hábitats por el cambio de uso del suelo, motivado por el aumento de la frontera agropecuaria (Primack et al. 2000a; Challenger & Dirzo 2009; Laurance 2009). Particularmente el cambio de uso del suelo en las regiones tropicales ha ocasionado una reducción drástica de los hábitats naturales y la diversidad florística asociada a ellos (Foley 2005). Cada vez más lo que predomina son grandes extensiones de cultivos y pastizales donde se encuentran inmersas pequeñas áreas de vegetación original, la cual tiene el potencial de resguardar al menos parte de la biodiversidad.

Se ha estimado que en un futuro no muy lejano, la mayor parte de la biodiversidad se encontrará en paisajes con algún grado de perturbación o en elementos bien conservados pero aislados (Vandermeer & Perfecto 2007; Gardner et al. 2009). Lo anterior está perfectamente representado en las regiones tropicales del mundo, como en el caso de México, donde desde la década de los 70 se comenzó a documentar el proceso de degradación de las selvas tropicales por el impulso de un modelo de producción basado en el establecimiento de monocultivos y de la proliferación de la ganadería (Gómez-Pompa et al. 1972).

El enfocar los esfuerzos de conservación y reconocimiento de la biodiversidad en ambientes alterados es una perspectiva real en un escenario de degradación contemporánea (Foley 2005; Lindenmayer & Fischer 2006; Wu & Hobbs 2007; Hobbs et al. 2009; Kareiva & Marvier 2011). Este enfoque realza las características que debe tener el paisaje antropizado para que los procesos y funciones del ecosistema se mantengan y por lo tanto generen los servicios ambientales importantes para el mantenimiento de todas las formas de vida, incluyendo como elemento fundamental al humano. Es un hecho que un paisaje con mayor complejidad estructural (dada por la presencia de fragmentos de vegetación en diferente estado de sucesión, áreas de cultivo, zonas riparias, entre otros), podrá mantener una mayor biodiversidad (Lindenmayer & Fischer 2006). Por lo menos tres beneficios se pueden mencionar de lo anterior: proveer de hábitat para algunas especies, permitir una

mayor conectividad en el paisaje y reducir el efecto de borde (Fischer et al. 2006). Esta heterogeneidad del paisaje permitirá que tenga una mayor biodiversidad y por lo tanto exista una mayor redundancia ecológica que permita el mantenimiento de las funciones principales del ecosistema y como consecuencia tenga una mayor resiliencia (Chazdon 2003; Fahring 2003; Fischer & Lindenmayer 2007; Fischer et al. 2006; Gardner et al. 2009; Vandermeer & Perfecto 2007).

Por otra parte, la proporción de territorio cubierta por vegetación original y su estado de conservación aportan pistas para entender la capacidad que tiene un paisaje antropizado en la retención de biodiversidad. Funcionalmente hablando, las plantas representan el sustrato ecológico para que las demás formas de vida se establezcan debido, entre otros aspectos, a que conforman el primer eslabón de las cadenas tróficas, por lo que la evaluación del grado de su conservación para entender patrones de biodiversidad es prioritaria (Díaz & Cabido 2001). Inclusive se ha llegado a postular que un paisaje puede mantener los procesos y funciones fundamentales, aun cuando su cobertura vegetal lo constituyan especies exóticas o introducidas con fines, por ejemplo, de producción de materias primas, como la madera. A estos ecosistemas se les ha denominado Ecosistemas Nuevos (*sensu* Hobbs et al., 2006) y actualmente en muchas regiones del mundo pueden representar la única manera de mantener la funcionalidad de los ecosistemas. Sin embargo, lo ideal es mantener paisajes en producción con remanentes de vegetación original en una cantidad y arreglo espacial tal que permitan el mantenimiento de la biodiversidad y de las funciones de los ecosistemas (Chazdon 2003, 2008; Fischer et al. 2006; Lindenmayer et al. 2008a; Gardner et al. 2009). A esta combinación se les ha denominado Ecosistemas Híbridos (Hobbs et al. 2009) que por lo menos en las regiones tropicales de Latinoamérica, pueden representar la única salvaguarda del capital natural de la región. Obviamente, la mejor estrategia de conservación de la biodiversidad es la de proteger grandes extensiones de vegetación original pero desafortunadamente esto cada vez es menos factible, sobre todo ante el aumento en la demanda de recursos por la población humana (Primack et al. 2000b).

En este sentido diversos trabajos se han enfocado en estudiar a las selvas tropicales húmedas por su reconocida importancia en albergar una alta biodiversidad y menos atención se le ha prestado a las selvas tropicales secas a pesar de que es un ecosistema con

mayor distribución geográfica y que alberga a un alto grado de endemismos (Gillespie et al. 2000; Miles et al. 2006; Challenger & Soberón 2008; Griscom & Ashton 2011). Su distribución original se ha disminuido drásticamente, principalmente porque las condiciones físicas y biológicas donde se desarrollan favorecen el establecimiento de poblaciones humanas (Miles et al. 2006; Griscom & Ashton 2011).

De acuerdo con la clasificación más reciente sobre los tipos de vegetación en México se tiene que son siete las comunidades que aún existen y que dentro de ellas agrupan a 50 tipos diferentes de vegetación (INEGI 2005; Challenger & Soberón 2008). Entre las siete comunidades se tienen a los bosques tropicales caducifolios, que incluye a las selvas bajas y medianas caducifolias y subcaducifolias y las selvas espinosas (Challenger & Soberón 2008). La selva baja caducifolia es un ecosistema que tiene un componente endémico importante, 25% a nivel de género y en 40% a nivel de especies. En conjunto contribuyen con unas 6000 especies, 20% de la flora de México (Rzedowski 1998).

México es el país que aún conserva la mayor parte de la selva tropical seca a nivel continental, cerca del 38% (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa 2010), pero al mismo tiempo este tipo de ecosistemas está subrepresentado en el Sistema de Áreas Naturales Protegidas (SINAP) del país (CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA-FCF-UANL. 2007), por lo que lo convierte en uno de los ecosistemas más vulnerables. Es evidente que su estudio se hace prioritario para diseñar estrategias de conservación efectivas (Nassar et al. 2005).

La selva tropical seca se distribuye principalmente por toda la costa del Pacífico Mexicano, y se extiende por Centroamérica hasta llegar a Panamá. En nuestro país se distribuye desde Sonora hasta Chiapas. Particularmente en la planicie costera de Oaxaca, en donde, hasta hace 50 años constituía el principal tipo de vegetación (Miranda & Hernández 1963; Rzedowski 1978; Challenger 1998). Sin embargo, fuertes procesos de transformación del hábitat han reducido este ecosistema a fragmentos de vegetación esparcidos en una matriz antrópica, dominada principalmente por áreas destinadas a la agricultura y ganadería. En la región de la Venta, Oaxaca, se ha estimado que hasta el 2011, la selva

tropical seca cubría el 27% del paisaje (ver Capítulo II), restringida principalmente en las áreas de la Sierra de Tolistoque.

A nivel local se han descrito otras asociaciones vegetales que incrementan la heterogeneidad de paisaje. Estas asociaciones cubren un menor porcentaje de superficie pero su contribución a la riqueza de plantas de la región es importante. Por ejemplo Pérez-García et al. (2001) describen para la región de Nizanda, Oaxaca siete tipos de vegetación: selva baja espinosa, bosque de galería, selva baja caducifolia, matorral espinoso, sabana, selva mediana y matorral xerófilo. Un estudio posterior se enfocó en la descripción de la sabana por considerarlo un elemento interesante, florísticamente hablando (López-Olmedo et al. 2006). Estos dos estudios son los primeros que han descrito de manera completa la vegetación de la planicie costera de Oaxaca, ya que anteriormente la región sólo fue visitada por expediciones botánicas con fines de realizar inventarios de plantas (Pérez-García et al. 2001). Sin embargo, la información recabada sólo se enfoca en la parte de vegetación sin relacionar los resultados con patrones de biodiversidad que albergan los diferentes elementos del paisaje.

El presente estudio se desarrolló en la región de La Venta, Oaxaca que presenta una heterogeneidad del paisaje producto de un proceso de transformación que se ha intensificado en los últimos 60 años. El objetivo principal fue estimar la diversidad vegetal de especies leñosas en los elementos predominantes de paisaje para inferir como cada elemento aporta recursos para la retención de biodiversidad. En este sentido, para cada elemento definido en este estudio se realizó: 1) Una descripción de la riqueza y composición de especies vegetales; 2) la estimación de la diversidad alfa y beta, y 3) se describió la estructura de la vegetación por medio de la determinación de los valores de importancia. Estos objetivos están orientados a reconocer a cada uno de los elementos del paisaje como importantes sitios de retención de diversidad vegetal capaces de mantener procesos ecológicos relevantes para la funcionalidad del ecosistema.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Área de estudio*

El presente trabajo se realizó en la región de La Venta municipio de Juchitán de Zaragoza, Oaxaca, en la región florístico-faunística Istmo de Tehuantepec (García-Mendoza & Torres-Colin 1999). El área de estudio se localiza entre las coordenadas 94°52'41" y 94°38'30" de latitud norte y 16°41'37" y 16°26'45" longitud oeste; forma parte de la provincia fisiográfica Sierra Madre Madre de Chiapas. El área de estudio está delimitada por cuatro microcuencas que abarcan una superficie total de 34,017 hectáreas (Figura III-1).

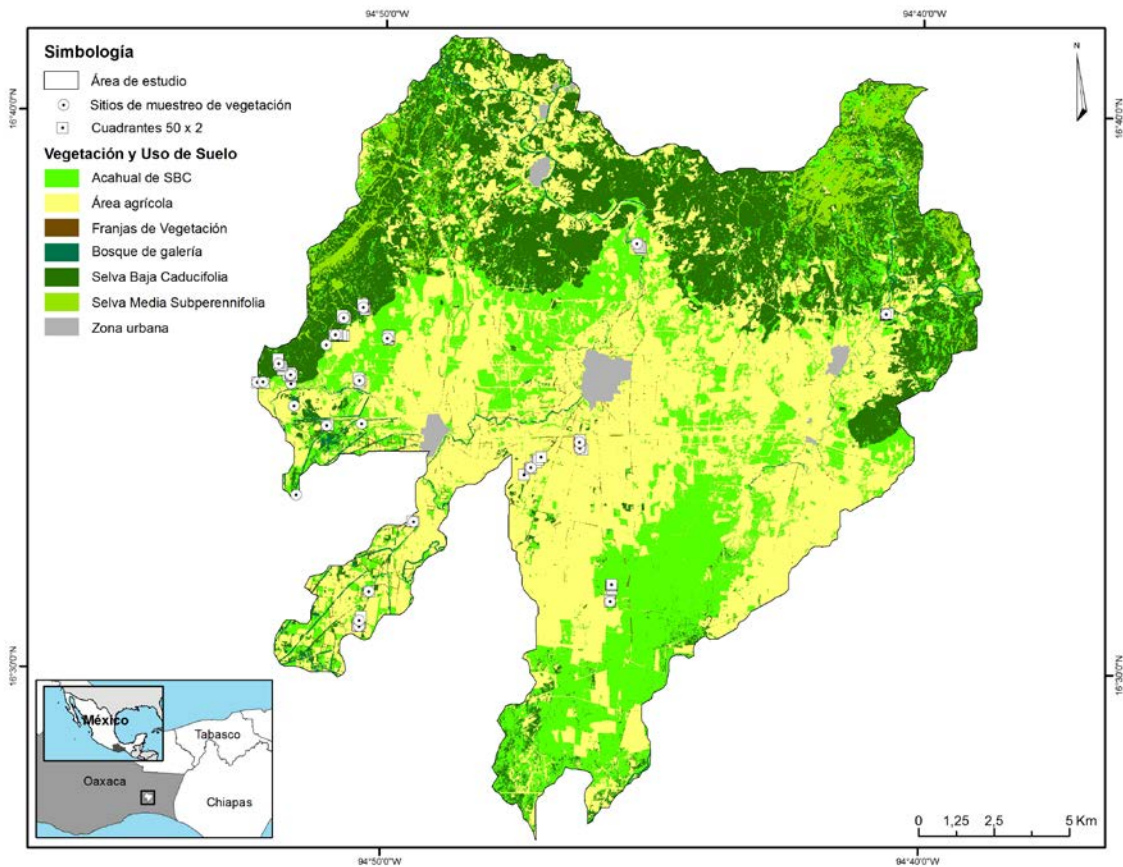


Figura III-1. Área de estudio en la planicie costera de Oaxaca. Se señalan los sitios de muestreo seleccionados en cada elemento del paisaje donde se establecieron los cuadrantes de 50 x 2 metros.

El clima es cálido subhúmedo, con régimen de lluvias en verano (García 1988), con temperatura media anual superior a los 26 °C, y la temperatura media del mes más frío nunca inferior a 18 °C. La precipitación media anual es de 823 mm; la precipitación media mensual varía considerablemente entre la temporada de seca y de lluvias, con valores medios que van de los 1.1 mm en enero a los 201 mm en septiembre, siendo agosto y septiembre los meses con mayor precipitación (CONAGUA 2010a).

Actualmente lo que predomina en el paisaje son las actividades agropecuarias en extensas superficies donde se pueden apreciar fragmentos de vegetación, principalmente de acahuales de selva baja caducifolia, que fue la vegetación que originalmente se distribuía por toda la planicie costera oaxaqueña (Miranda & Hernández 1963; Rzedowski 1978; Challenger 1998), detalles sobre la cobertura de los diferentes elementos del paisaje ver el Capítulo II.

### *Selección de sitios*

La selección de los sitios para evaluar la diversidad vegetal del paisaje antropizado se realizó con la ayuda de una imagen de satélite clasificada y validada en campo (ver Capítulo II). La imagen de satélite utilizada fue de alta resolución (10 m en pancromática y 2.5 m en pancromática) tomada por el satélite SPOT 28 de abril de 2011. Con el análisis espectral de la imagen y con visitas de verificación en campo se logró identificar siete clases o elementos del paisaje: Selva Mediana Subperennifolia (SMS), Selva Baja Caducifolia (SBC), Acahual de SBC (ASBC), Bosque de Galería (BG), Franjas de Vegetación (FV), Área Agropecuaria (AGRO) y Zona Urbana (ZU), ésta última fue excluida de los análisis posteriores.

De manera sistemática se seleccionaron tres sitios (réplicas) por cada elemento de vegetación, verificando una distancia mínima de 1.5 kilómetros entre cada sitio para lograr una independencia estadística (Figura III-1).

## *Muestreo de la vegetación*

Con la finalidad de determinar la composición, riqueza y diversidad de la vegetación presente en cada elemento de paisaje y en cada sitio de muestreo, se establecieron cinco transectos de  $50 \times 2$  metros dentro de los cuales, cada planta  $\geq 1$  cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) fue contabilizada, registrando la especie y el DAP. El inicio de cada transecto fue seleccionado al azar y los transectos adyacentes tuvieron una separación de 20 metros, con esto se logra la representatividad de la heterogeneidad del terreno que puede existir en un sitio (Gentry 1982, 1988). Para la SMS, SBC y ASBC los transectos de muestreo se establecieron por lo menos a 30 m de distancia del borde hacia el interior de la vegetación. Para el caso de la FV y el BG por lo estrecho de sus formas y porque presentan marcados límites con respecto a la matriz que los rodea, los transectos fueron establecidos siguiendo la orilla de los cauces de los canales y arroyos respectivamente, dejando 20 m entre el final de un transecto y el inicio del siguiente. En total, en cada elemento del paisaje se establecieron 15 transectos (3 replicas por 5 transectos por replica) totalizando un área de 0.1 ha que es un parámetro recomendado para describir la vegetación con un buen grado de representatividad. Este método ha sido aplicado principalmente en las regiones Neotropicales más que en cualquier otra parte del mundo y ha sido empleado para comparar los patrones de diversidad de especies (Phillips & Miller 2002). Se realizaron colectas científicas para verificar la identidad taxonómica de las especies. Todos los especímenes colectados fueron depositados en el herbario XAL del Instituto de Ecología, A. C. Una vez identificado todo el material botánico, se procedió a integrar un listado de especies en donde las familias, los géneros y especies se encuentran ordenados alfabéticamente; sin embargo, se sigue el sistema de clasificación por Cronquist (1981).

## *Análisis de datos*

### **Estimación de la diversidad alfa y beta**

Con los muestreos señalados se obtuvo una base de datos que contenía el total de especies / individuos en 0.15 ha de cada elemento del paisaje. El esfuerzo de muestreo fue evaluado usando curvas de acumulación de especies y estimadores de riqueza de especies. Las



especies registradas en cada evento de muestreo fueron reordenadas aleatoriamente 50 veces para suavizar las curvas. El potencial déficit de los inventarios se calculó utilizando la riqueza observada (SobsMao Tao) con la riqueza predicha por el estimador no paramétrico Chao 1, que utiliza datos de abundancia de las especies (Colwell & Coddington 1994; Escalante 2003). La construcción de las curvas de acumulación de especies y las estimaciones de la riqueza se realizó con el Programa Estimate 7.52 (Colwell 2000).

Para cada elemento de paisaje se calculó la diversidad de especies utilizando el índice de Shannon-Wiener. Éste índice expresa la uniformidad de los valores de la abundancia de todas las especies de la muestra, es decir, mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Magurran 2005). Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de  $S$  (número total de especies en la muestra) cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran 2005), dada la siguiente fórmula:

$$H' = -\sum P_i * (\ln P_i)$$

donde:

$p_i$ : es la proporción del total de la muestra que corresponde a la especie  $i$

$\ln p_i$ : logaritmo natural de  $p_i$ .

Los datos que se utilizaron para obtener el índice fue el número de individuos registrados en cada muestra. Para probar diferencias significativas entre la diversidad calculada para cada elemento del paisaje se utilizó el método desarrollado por Hutchetson (1970) citado por Magurran (2005) que utiliza el estadístico  $t$ -student. Este procedimiento se desarrolló utilizando la Calculadora de la Biodiversidad (Danoff-Burg & Chen 2005).

Para describir la composición de la comunidad vegetal presente en cada elemento de paisaje se calculó el índice de valor de importancia (I.V.I.) de cada especie. Esta función se obtuvo mediante la siguiente fórmula:

$$I.V.I. = DR + FR + DoR$$

dónde:

DR = número de individuos/1000 m<sup>2</sup> x 100

FR = número de transectos en los que aparece la especie/ número total de transectos x 100;

DoR =  $\Sigma$  Área Basal de todos los individuos de la especie /  $\Sigma$  Área Basal de toda la comunidad x 100.

En consecuencia, al valor máximo de importancia para el contingente de especies con DAP  $\geq 1$  cm será 300%. Para fines de presentación de las gráficas el I.V.I se relativizó de nuevo a 100%.

La diversidad beta que resguarda el paisaje antropizado en estudio se calculó por medio del índice de disimilitud de Bray-Curtis. Éste índice es una medida de distancia y toma valores de 0 cuando un par de objetos (muestras) comparten las mismas especies hasta infinito cuando los objetos no comparten a ninguna. Los valores del índice están dados por la siguiente fórmula:

$$BC_{ij} = \frac{2C_{ij}}{S_i + S_j}$$

Dónde:

C<sub>ij</sub>: Suma de las menos abundancias encontradas en ambos sitios.

S<sub>i</sub> y S<sub>j</sub>: El número total de individuos encontrados en ambos sitios

Para el cálculo del índice se utilizaron los valores de abundancia. El cálculo y la representación gráfica de las distancias (dendrograma) entre los elementos del paisaje, fueron realizados utilizando el Programa MVSP 3.1 seleccionando el algoritmo de agrupación llamado Centroides o Punto Medio No Ponderado (UPGMA por sus siglas en inglés) que es el más utilizado en estudios de comunidades vegetales (Zar 1998).

## RESULTADOS

### *Riqueza y composición florística*

Un total de 305 especies fueron registradas en los seis elementos que comprenden el paisaje antropizado (Apéndice 1). De estas, 235 fueron identificadas hasta nivel de especie, 38 a nivel de género y 32 se catalogaron como morfoespecies debido a dificultades en la identificación taxonómica. La SMS fue el elemento con mayor riqueza a todos los niveles taxonómicos mientras que AGRO fue la más pobre con sólo 10 especies registradas pertenecientes a siete géneros y cuatro familias (Cuadro III-1).

**Cuadro III-1. Resumen de la riqueza florística de plantas con DAP  $\geq 1$  cm en el muestreo de 0.1 ha y promedio de especies por transecto (100m<sup>2</sup>) en los seis elementos de paisaje. DE: Desviación Estándar.**

Elemento	superficie (ha)	superficie %	Núm. de familias	Núm. de géneros	Núm. de especies	Promedio de especies por 100m <sup>2</sup>	DE +/-
SMS	1,381.06	5	46	94	150	23	4
SBC	7,819.25	23	32	76	123	22	5
BG	403.41	1	28	64	97	12	5
ASBC	8,604.24	26	28	51	84	16	7
FV	329.62	1	24	36	49	11	3
AGRO	15,050.98	44	4	7	10	4	5
<b>Total</b>	<b>34,017.00</b>	<b>100.00</b>	<b>54</b>	<b>156</b>	<b>305</b>	<b>15</b>	<b>8</b>

SMS= selva mediana subperennifolia; SBC=selva baja caducifolia; BG= bosque de galería; ASBC= achual de selva baja caducifolia; FV= franjas de vegetación; AGRO: área agropecuaria.

A escala del paisaje la familia Fabacea fue la mejor representada con el 19% de las especies registradas en total. Le siguieron las familias Euphorbiaceae (11%), Bignoniaceae (6%), Malpighiaceae (6%) y Rubiaceae (5.5%). La familia Fabacea también fue la mejor representada dentro de cada uno de los elementos del paisaje, excepto en la SMS donde ocupó el segundo lugar (Cuadro III-2). Considerando a las 10 familias mejor representadas en cada elemento, destaca una composición diferencial, siendo el único elemento en común la familia Fabacea (Cuadro III-2).

**Cuadro III-2. Las diez familias mejor representadas en cada uno de los elementos del paisaje. Selva Mediana Subperennifolia (SMS), Selva Baja Caducifolia (SBC), Bosque de Galería (BG), Acahual de SBC (ASBC), Franjas de Vegetación (FV), Área Agropecuaria (AGRO). Entre paréntesis se reporta el número de especies registradas por cada una de las familias.**

No.	SMS Familia	SBC Familia	BG Familia	ASBC Familia	FV Familia	AGRO Familia
1	Euphorbiaceae (18)	Fabaceae (20)	Fabaceae (22)	Fabaceae (22)	Fabaceae (8)	Fabaceae (7)
2	Fabaceae (17)	Euphorbiaceae (16)	Euphorbiaceae (9)	Bignoniaceae (5)	Sapindaceae (6)	Arecaceae (1)
3	Malpighiaceae (8)	Bignoniaceae (8)	Malpighiaceae (6)	Primulaceae (5)	Boraginaceae (3)	Cannabaceae (1)
4	Annonaceae (7)	Rubiaceae (8)	Boraginaceae (5)	Apocynaceae (4)	Cannabaceae (3)	Malvaceae (1)
5	Amaranthaceae (6)	Boraginaceae (5)	Sapindaceae (5)	Celastraceae (4)	Euphorbiaceae (3)	
6	Anacardiaceae (5)	Malpighiaceae (5)	Apocynaceae (3)	Rubiaceae (4)	Celastraceae (2)	
7	Bignoniaceae (5)	Apocynaceae (4)	Combretaceae (3)	Sapindaceae (4)	Malvaceae (2)	
8	Sapindaceae (5)	Burseraceae (4)	Polygonaceae (3)	Boraginaceae (3)	Myrtaceae (2)	
9	Capparaceae (4)	Polygonaceae (4)	Annonaceae (2)	Polygonaceae (3)	Nyctaginaceae (2)	
10	Moraceae (4)	Primulaceae (4)	Bignoniaceae (2)	Salicaceae (3)	Primulaceae (2)	

Considerando las formas de vida en cada uno de los elementos el grupo de los árboles es el mejor representado a escala del paisaje. Para las especies de SBC y SMS los árboles estuvieron representados el 45% y 44% respectivamente. Esta tendencia se repitió para el BG donde se encontró que el 45% de las especies fueron árboles. También en el ASBC los árboles estuvieron ampliamente representados (34%), sin embargo los arbustos estuvieron muy cercanos en su representatividad por especie (30%). Para la FV y AGRO la forma arbustiva fue la mejor representada (Figura III-2).

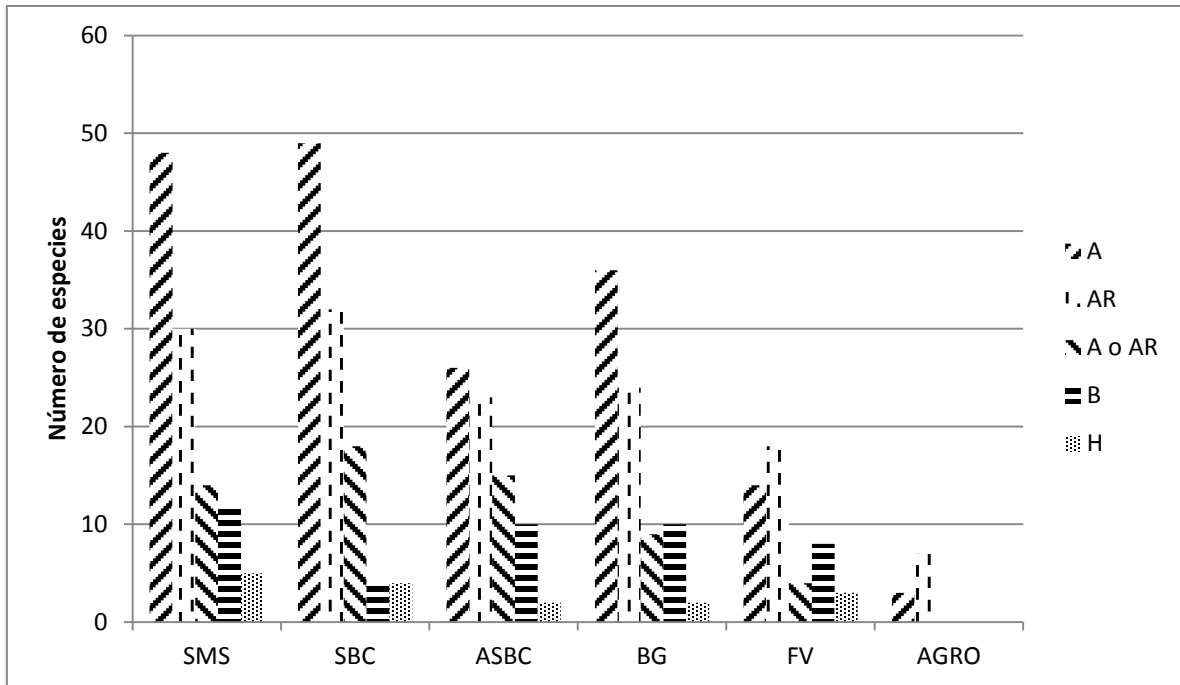


Figura III-2. Formas de vida registradas en cada uno de los elementos de paisaje. Siglas del eje X igual que en el Cuadro III-2. A= árboles; AR= arbustos; B= bejucos; H= hierbas (>a 1cm DAP).

### *Estimación de la diversidad $\alpha$*

En las curvas de acumulación de especies se obtuvieron valores por debajo de los esperados del estimador Chao 1 (Cuadro III-3). Sin embargo, se observó una tendencia general cercana a la asíntota para la mayoría de los elementos muestreados, excepto SBC en la cual se obtuvo un déficit del 49% de especies según el estimador Chao 1 y la curva no alcanzó la asíntota (Figura III-3). Los tipos de vegetación donde los muestreos fueron más completos, de acuerdo a los estimadores, fueron la FV (84% de las especies), SMS y ASBC (79% de las especies en ambos casos).

Cuadro III-3. Complementariedad de especies en los seis elemento del paisaje con respecto al estimador Chao 1 y sus Intervalos de Confianza (CI).

Elemento	Especies Observadas	Estimador		
		95% CI (Límite inferior)	Chao 1	95% CI (Límite Superior)
<b>Selva mediana subperenifolia</b>	150	170	191	230
% registrado			79	
<b>Selva baja caducifolia</b>	123	176	241	385
% registrado			51	
<b>Bosque de galería</b>	97	118	142	195
% registrado			68	
<b>Acahual de SBC</b>	84	92	106	140
% registrado			79	
<b>Franjas de vegetación</b>	49	52	58	81
% registrado			84	
<b>Área agropecuaria</b>	10	11	13	32
% registrado			77	

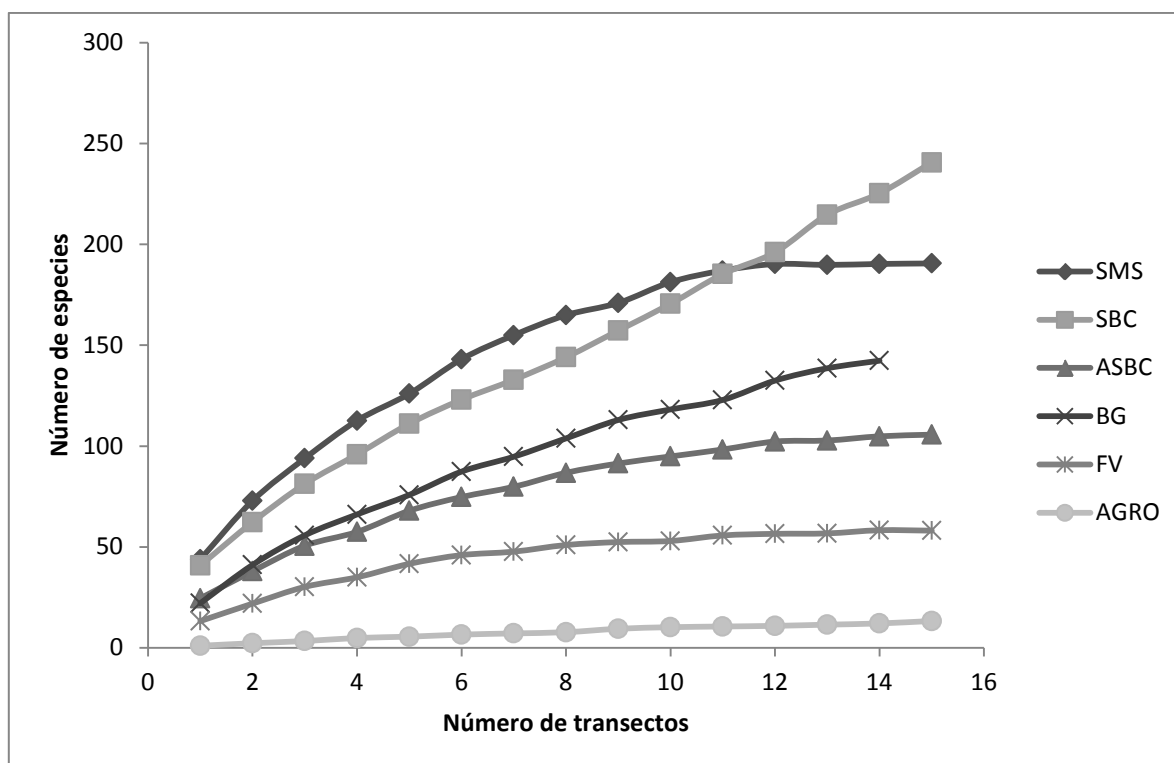


Figura III-3. Curvas de acumulación de especies de plantas en los seis elementos del paisaje. Siglas igual que en el Cuadro III-2.

La riqueza específica aumentó conforme la vegetación se presenta en mejor estado de conservación: la dirección del gradiente fue riqueza de especies en SMS>SBC>BG>ASBC>FV>AGRO (Cuadro III-4). La SMS presentó 18% más especies que el siguiente elemento conservado (SBC), el elemento que menos especies presentó fue el AGRO con sólo 10 especies, es decir 15 veces menos que el elemento con mayor riqueza específica (Cuadro III-4).

En términos de diversidad se repitió el mismo gradiente. De acuerdo con los valores obtenidos del índice de Shannon-Wiener, la SMS fue el elemento que albergo mayor diversidad ( $H' = 4.47$ ) y el AGRO fue el elemento con menor diversidad ( $H' = 1.31$ ). Así mismo el BG registró una notable riqueza específica (97) y diversidad ( $H' = 3.68$ ) a pesar de que ocupa una superficie reducida dentro de paisaje. Finalmente, también se observó el mismo gradiente para los valores de Equidad en donde la SMS presentó valores de equidad cercanos a 1 mientras que el AGRO mostró la menor equidad con valores de 0.5721 (Cuadro II-4).

Al comparar los índices de diversidad mediante la prueba de *t* de Hutchentson, encontramos que el AGRO fue el elemento con menor diversidad mostrando diferencias significativas con todos los elementos (Cuadro III-4). Por otro lado la SMS muestra diferencias con todos los elementos excepto con el ASBC. Cabe resaltar que la SBC no difiere en términos de diversidad ni con el BG ni con el ASBC (Cuadro III-4).

**Cuadro III-4. Valores de riqueza y diversidad de especies de acuerdo con el índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y de Equitatividad (E) en cada elemento de paisaje. Letras superíndices diferentes asume diferencias estadísticamente significativas a  $p < 0.05$ .**

Elemento del paisaje	Riqueza	Núm. de Individuos	Índice de Shannon-Wiener		
			$H'$	E	Varianza
SMS	150	617	4.47 <sup>a</sup>	0.8938	0.00152739
SBC	123	946	3.90 <sup>b</sup>	0.8108	0.00164713
BG	97	432	3.68 <sup>b,d</sup>	0.8048	0.0045233
ASBC	84	729	3.60 <sup>a,b,c</sup>	0.8126	0.00179401
FV	49	609	3.01 <sup>c,d</sup>	0.7737	0.00187761
AGRO	10	66	1.31 <sup>e</sup>	0.5721	0.02066245

### Análisis de los índices de valores de importancia (I.V.I)

#### Selva Mediana Subperennifolia (SMS)

En este elemento encontré que la especie más importante fue *Phyllostylon* sp., la cual aporta el 11% del I.V.I. de toda la SMS; este alto valor está determinado principalmente en términos de área basal debido a que son árboles de gran envergadura. La siguiente especie en importancia fue *Jacaratia mexicana* (8%) seguida de *Pterocarpus hayesii* (6%) en conjunto estas tres especies suman el 25% del I.V.I. total. Otras especies que contribuyen cada una con el 3% del valor total son *Ficus cotinifolia*, *Allophylus cominia* y *Recchia mexicana*, todas ellas presentan valores altos de área basal. En este elemento de paisaje encontramos 135 especies que de manera individual contribuyen con menos del 3% de I.V.I total y en conjunto suman el 49% (ver Figura III-4). En general, las 15 especies mejor representadas en la zona están asociadas a área de vegetación primaria, con excepción de *Sapium* sp., la cual generalmente se asocia a zonas perturbadas.

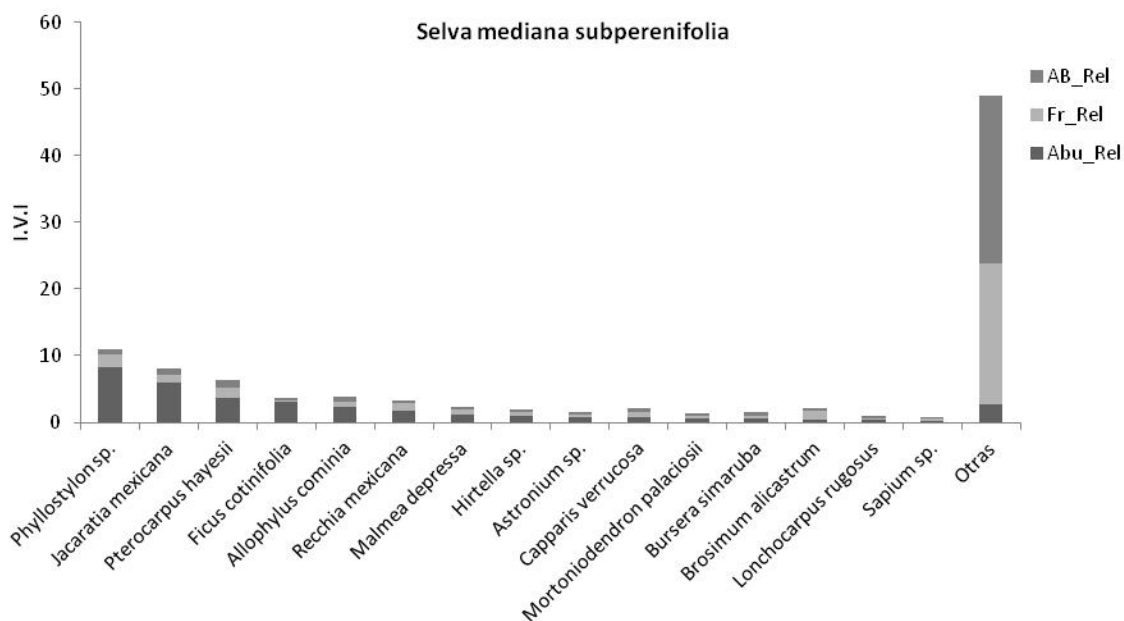


Figura III-4. Índice de Valor de Importancia calculado para las especies de plantas registradas en el SMS.



### Selva Baja Caducifolia (SBC)

En este elemento del paisaje encontré que la especie más importante fue *Allophylus cominia* quien por si sola aporta el 19% del I.V.I. total de toda el área muestreada para este elemento; este alto valor está determinado principalmente en términos de área basal (Figura III-5). La siguiente especie en importancia fue *Simira rhodoclada*, cuyo 7% de I.V.I. está determinado tanto por sus valores de área basal como de su abundancia relativa. Por su parte, *Croton ovalifolius* y *Allophylus* sp. presentaron un I.V.I. de 6 y 5% respectivamente. En total estas cuatro especies suman el 37% del I.V.I. total. Resalta como un componente estructural y fisonómico *Acanthocereus* sp. la cuál es una cactácea columnar típica de selvas bajas; su contribución al I.V.I. (2%) fue principalmente en términos de área basal.

Otras especies que contribuyeron con entre el 3 y 2% con el I.V.I. total fueron *Acacia pennatula*, *Erythroxylum areolatum*, *Chione chiapasensis*, *Lonchocarpus rugosus* y *Croton arboreus*. En general todas las especies están asociadas a bosques primarios excepto *Cnidocolus multilobus* que está asociada a ambientes modificados. Resalta que dentro de las primeras 15 especies, cuatro de ellas son arbustivas logrando sumar el 18% del I.V.I. total. Esta forma de vida resulta estructuralmente importante en este elemento de paisaje.

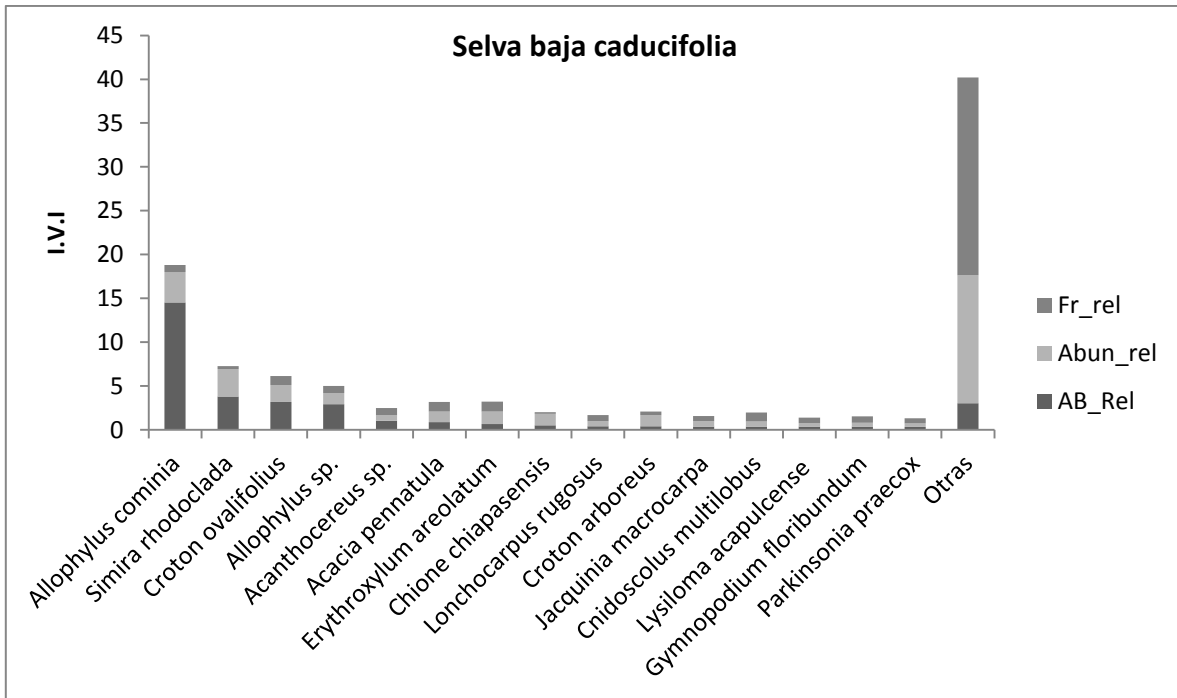


Figura III-5. Índice de Valor de Importancia calculado para las especies de plantas registradas en el SBC.

#### Bosque de Galería (BG)

En este elemento encontré que la especie más importante fue *Guazuma ulmifolia* quien por si sola aporta el 12% del I.V.I. total en este elemento, este alto valor está determinado principalmente en términos de área basal; esta especie es de carácter heliófilo y es compatible con la apertura que pueden llegar a tener este tipo de vegetación. Las siguientes especies en importancia fueron *Matayba oppositifolia* y *Astianthus viminalis* con 11 y 10% respectivamente, cuyo I.V.I. determinado tanto por sus valor de área basal como de su abundancia relativa (Figura 6). Por su parte, *Exothea paniculata* y *Pithecellobium dulce* presentaron un I.V.I. de 7 y 4% respectivamente. En total estas cinco suman el 45% del valor de I.V.I. Las 82 especies restantes que fueron registradas en este elemento de paisaje contribuyeron con el 36% del I.V.I. total.

Como era de esperarse, en el grupo de las primeras 15 resaltan especies propias de vegetación ribereña tales como *Matayba* spp., *Exothea paniculata*, *Astianthus viminalis* y *Ficus yoponensis* quienes aportan el 31.5% del I.V.I. total en este elemento de paisaje.

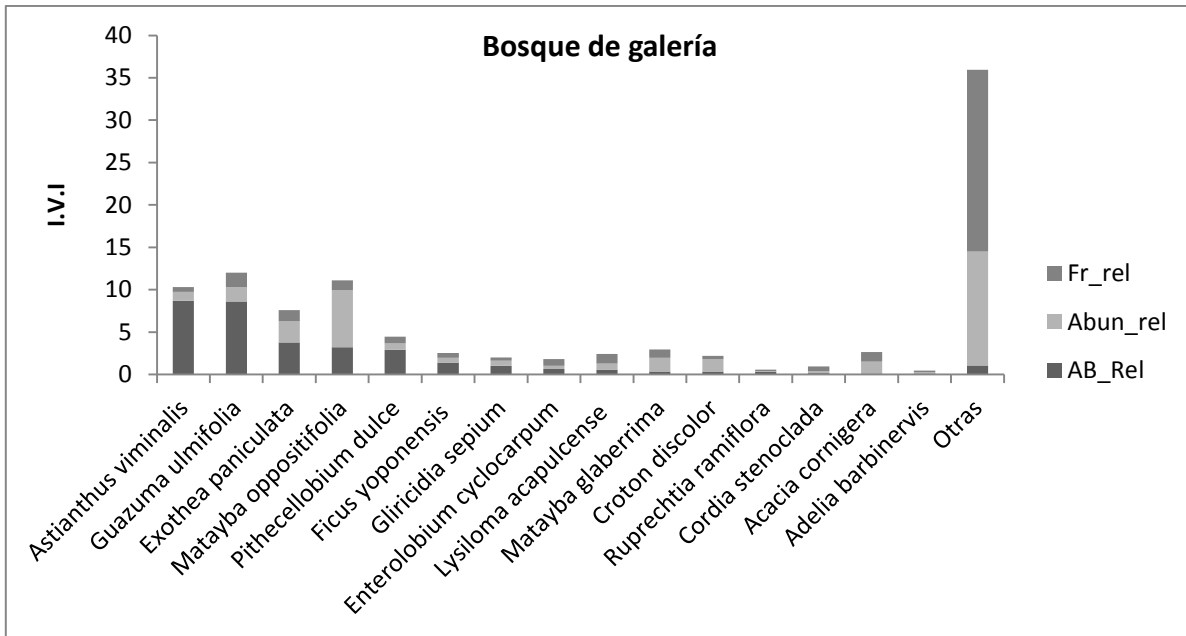


Figura III-6. Índice de Valor de Importancia calculado para las especies de plantas registradas en el BG.

#### Acahual de Selva Baja Caducifolia (ASBC)

En este elemento encontré que la especie más importante fue *Acacia pennatula* la cual aporta el 17% del I.V.I. del total calculado para el ASBC; este alto valor está determinado principalmente en términos de área basal. La siguiente especie en importancia es *Lysiloma microphylla* (8%) seguida de *Croton ovalifolius* y *Gliricidia sepium* con el 6% del I.V.I. cada una. En conjunto estas cuatro especies suman el 32% del I.V.I. total. En este elemento del paisaje encontramos 69 especies que de manera individual contribuyen con menos del 1% de I.V.I. total y en conjunto suman el 33%, la mayoría de estas especies contribuyen por efecto de su frecuencia y abundancia debido a que poseen poca área basal (Figura III-7). Dentro de las primeras 15, ocho especies son características de vegetación alterada y representan el 48% del I.V.I. total. No obstante también se registraron especies con afinidades de zonas conservadas por ejemplo *Erythroxylum havanense*. Además, también se registró a *Sabal mexicana* una especie con afinidad al disturbio la cual puede cambiar la fisonomía de este tipo de sitios.

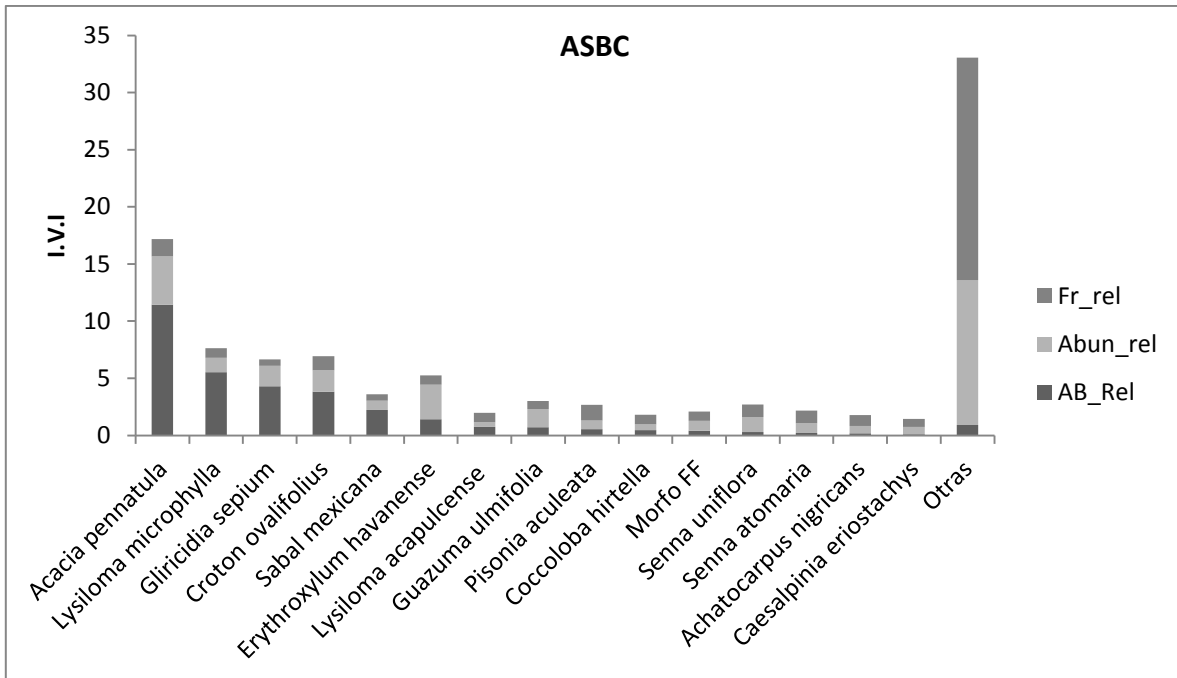


Figura III-7. Índice de Valor de Importancia calculado para las especies de plantas registradas en el ASBC.

### Franjas de Vegetación (FV)

En este elemento encontré que la especie más importante fue *Guazuma ulmifolia* la cual aporta el 20.5% del I.V.I. de toda la zona; este alto valor está determinado principalmente en términos de área basal. La siguiente especie en importancia es *Pithecellobium dulce* (11%) seguida de *Croton ovalifolius* y *Enterolobium cyclocarpum* con el 8% del I.V.I. cada una. En conjunto estas cuatro especies suman el 47.6% del I.V.I. total. En este elemento de paisaje encontré 34 especies que de manera individual contribuyen con menos del 1% de I.V.I. total y en conjunto suman el 16%, la mayoría de estas especies contribuyen por efecto de área basal (Figura III-8). Debido a su origen (bandas alteradas por el manejo de canales de riego) las especies presentes tienen una afinidad heliófila y muchas de ellas resistentes al ramoneo (*Pithecellobium dulce*, *P. lanceolatum* y *Sabal mexicana*).

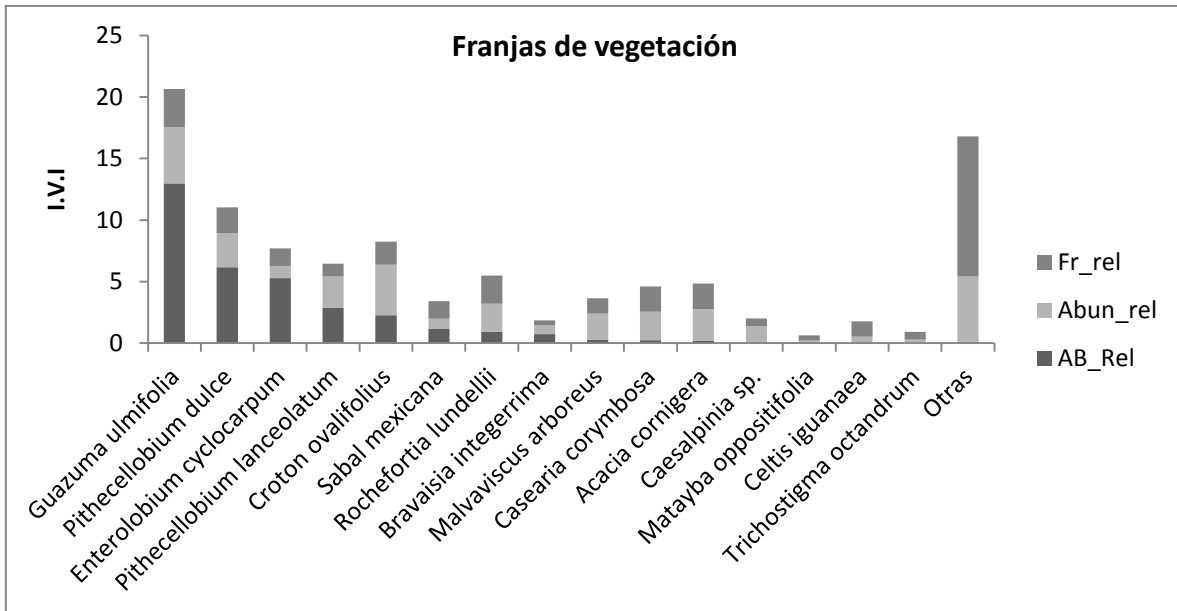


Figura III-8. Índice de Valor de Importancia calculado para las especies de plantas registradas en la FV.

### Área Agropecuaria (AGRO)

En este elemento encontré que la especie más importante fue *Sabal mexicana* la cual aporta 42% del I.V.I. de toda el área agropecuaria; este valor está determinado principalmente en términos de área basal. La siguiente especie en importancia fue *Acacia farnesiana* (35%) y en tercer lugar *A. pennatula* aportó con el 5% de en su valor de importancia (Figura III-9). Las especies restantes (7= sólo contribuyen con el 23% del I.V.I. total). Todas las especies registradas en este elemento están se ven favorecidas por los disturbios.

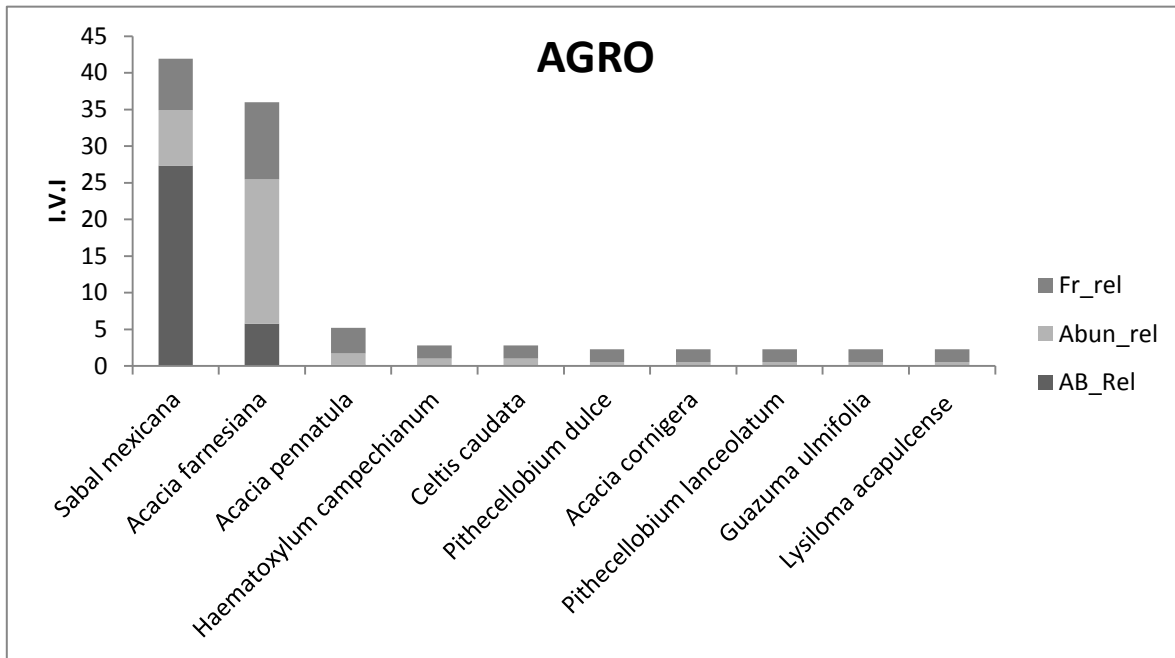


Figura III-9. Índice de Valor de Importancia calculado para las especies de plantas registradas en la AGRO.

### *Estimación de la diversidad $\beta$*

Los valores calculados con el índice de Bray-Curtis en todos los casos resultaron valores cercanos a 1, lo que indica que en el paisaje en estudio existe un marcado recambio de especies entre los seis elementos del paisaje (Cuadro III-4). Los elementos que presentaron menores valores de disimilitud fueron ASBC y FV (IBC: 0.744) que comparten 24 especies, seguidos de la SMS y SBC (IBC: 0.784) y que compartieron 57 especies (Cuadro 4, Figura 10). El BG presentó más afinidad de especies con el ASBC y FV, aunque con bajos valores de disimilitud (IBC: 0.816). El BG compartió 27 especies con el ASBC y 22 con la FV (Cuadro III-4). El AGRO fue el elemento del paisaje que presentó una composición distinta con todos los elementos del paisaje (IBC: 0.988) compartiendo pocas especies con cada uno de ellos (Cuadro III-4).

Cuadro III-5. Matriz con los valores de disimilaridad de Bray-Curtis (de la diagonal hacia a la izquierda y hacia abajo) y especies compartida entre cada uno de los elementos del paisaje (diagonal a la derecha y hacia arriba), la diagonal en negritas indica el número de especies en cada elemento del paisaje. Siglas iguales que en el Cuadro III-2.

Elemento del paisaje	SMS	SBC	ASBC	BG	FV	AGRO
SMS	<b>150</b>	57	30	34	12	3
SBC	0.784	<b>123</b>	42	35	17	4
ASBC	0.899	0.798	<b>84</b>	27	24	8
BG	0.888	0.897	0.812	<b>97</b>	22	6
FV	0.943	0.9	0.744	0.819	<b>49</b>	7
AGRO	0.982	0.988	0.93	0.968	0.929	<b>10</b>

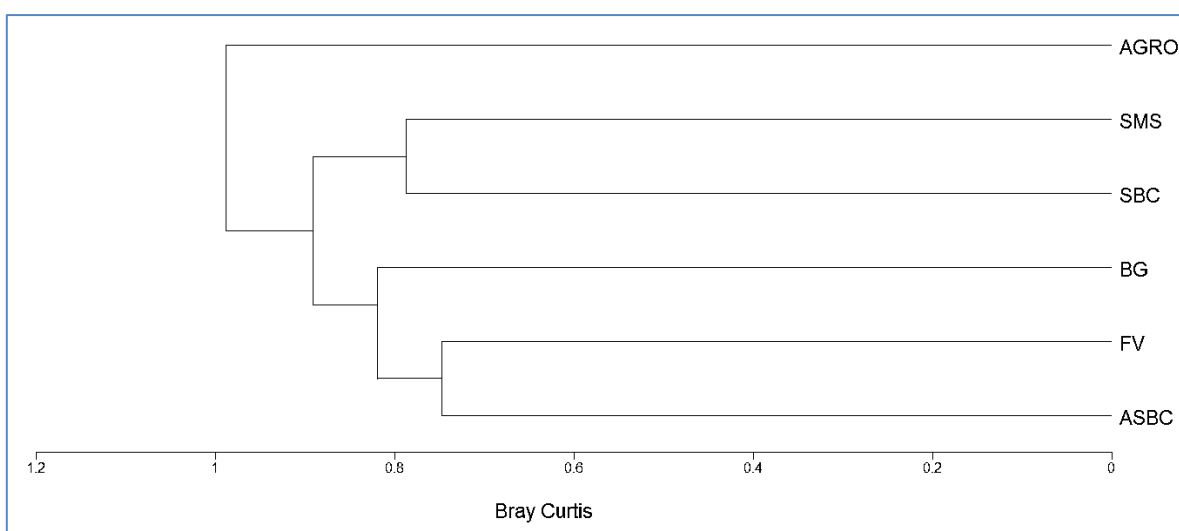


Figura III-10. Dendrograma de disimilitud entre los elementos del paisaje de acuerdo a los valores del índice de Bray-Curtis. Siglas iguales que en el Cuadro III-2.

## DISCUSIÓN

La historia de transformación de La Venta, Oaxaca, que se ha intensificado en los últimos 60 años, ha resultado en la pérdida de cobertura vegetal original, principalmente de la selva baja caducifolia, lo cual puede significar una pérdida de riqueza y diversidad de especies vegetales. Mis resultados demuestran que pese a la alteración de la zona, en el paisaje todavía se puede encontrar una diversidad vegetal importante: cerca de 300 especies, concentradas principalmente en las serranías, cubiertas por selva baja caducifolia y en las partes de las cañadas por selva mediana subperennifolia, ésta última resultando el elemento del paisaje más diverso. La riqueza global de especies de plantas fue 60% (n=746) reportada para la región de Ninzanda, localizada a 10 km al oeste del área de estudio, (López-Olmedo et al. 2006) pero 38% (n=204) mayor a la registrada en bosques tropicales secos de Centroamérica (Gillespie et al. 2000).

La diversidad de plantas también se distribuye en acahuales, bosque de galería e inclusive en pequeñas franjas de vegetación que a pesar de cubrir un bajo porcentaje de paisaje (< 1%), aportan una cantidad notable de especies de plantas. Principalmente el bosque de galería que alberga a 94 especies de plantas leñosas, riqueza usualmente ignorada en términos de conservación.

Los patrones de composición, estructura, riqueza y diversidad reportados en este estudio concuerdan con lo descrito para los bosques tropicales secos que se caracterizan por presentar una alta densidad especies por cada 100m<sup>2</sup>, una variación de la riqueza y diversidad entre sitios y un alto valor de recambio o diversidad  $\beta$  (Gillespie et al. 2000; Kalacska et al. 2004). Con excepción de la familia Fabacea que fue la familia mejor representada en todos los elementos del paisaje (excepto en SMS), las familias de plantas registradas cambian en su presencia y representatividad. La Familia Fabacea se reconoce como la familia dominante en los bosques tropicales secos de México y Centroamérica (Rzedowski 1978). Considerando los valores de importancia de la especie en cada elemento del paisaje no se observó una dominancia de alguna especie común entre los elementos. La dominancia específica cambia en todos los elementos de paisaje. Ni siquiera



las especies del género *Bursera* obtuvieron los mayores valores de importancia a pesar de que suelen ser las especies dominantes en las selvas tropicales secas de México.

El análisis de la diversidad  $\beta$  obtuvo un alto valor, lo cual sugiere que los elementos de paisaje comparten poco la composición de especies y de hecho es característico de las selvas secas, donde se ha reportado una alta variación de la composición de especies entre sitios (Rzedowski 1998; Balvanera et al. 2002; Kalacska et al. 2004; Nassar et al. 2005; Miles et al. 2006). Lo anterior se ha asociado a la heterogeneidad ambiental característica de las regiones donde se establece la selva baja caducifolia. También se pudo observar una clara distinción de las especies asociadas a SBC del resto de los componentes del paisaje. Este dato es contrario a lo esperado, ya que se hipotetizaba que la SBC sería el inóculo de diversidad vegetal que “provee” de propágulos a las zonas alteradas dentro del paisaje. Es decir las zonas alteradas son nichos nuevos para especies pioneras o invasoras que logran establecerse y detonar procesos de sucesión natural.

Por otro lado, es indudable la capacidad de resguardo de diversidad que tienen las zonas bien conservadas, por ejemplo la gran mayoría de las especies en la SMS y SBC representan valores bajos de I.V.I. (90 y 87% respectivamente) lo cual está asociado con alta resiliencia del sistema que se incrementa en las siguientes etapas sucesionales como en los ASBC. Esta capacidad es compartida en el bosque de galería en donde el 84% de las especies tienen valores de importancia menores al 3%. Esta reserva de especies se va perdiendo en zonas totalmente antrópicas ya que para las FV el 69% de las especies tiene valores pequeños de I.V.I. (aumentando la dominancia de pocas especies) y para la AGRO no hay especies que contribuyen en poca proporción.

La zona con vegetación mejor conservada por los atributos ecológicos medidos en el presente estudio se concentra principalmente en la Sierra de Tolistoque. La Sierra de Tolistoque está cubierta principalmente por SBC y en las partes de las cañadas por la SMS. Esta misma configuración de estos dos elementos del paisaje fueron descritos en la región de Nizandía. Se debe resaltar que a pesar de que la SMS ocupa un porcentaje pequeño del paisaje antropizado alberga la mayor riqueza florística, además de caracterizarse por una mayor complejidad estructural que debe estar creando condiciones microambientales propicias para el mantenimiento de biodiversidad.

Tomando en cuenta la riqueza específica registrada en cada elemento de paisaje se puede establecer un gradiente que va de las partes mejor conservadas en la Sierra de Tolistoque a las partes más perturbadas representadas por las áreas agropecuarias. Entre estos dos extremos destacan el bosque de galería y las franjas de vegetación por su importancia en el mantenimiento de la funcionalidad y mantenimiento de los procesos del ecosistemas, que han sido ampliamente estudiados principalmente para las selvas húmedas (Harvey et al. 2004). Se ha documentado que aún elementos que proporcionalmente cubren un bajo porcentaje del paisaje, pueden albergar una alta riqueza de especies de plantas, por ejemplo, en la Región de los Tuxtlas, los cercos vivos, similares en forma a las franjas de vegetación descritas en este estudio, albergan un importante componente de especies de la vegetación original (Dirzo et al. 2009). Más allá de la riqueza que se reporta en las cercas vivas, está la composición, registrándose especies propias de la vegetación primaria, que provee de recursos (alimento y refugio) a la vida silvestre, haciendo de la matriz de paisaje menos inhóspita para la fauna silvestre que aún se registra por esa región (Harvey et al. 2004; Pejchar et al. 2008; Pulido Santa Cruz & Renfijo 2011). Es probable que el bosque de galería y las franjas de vegetación descritas en este estudio estén jugando una función similar a la descrita en esa región de trópico mexicano.

La diversidad florística reportada en el presente trabajo puede explicar la biodiversidad que aún se puede registrar en el área de estudio a pesar de los fuertes procesos de transformación que ha estado configurando el paisaje istmeño de la planicie costera oaxaqueña. Anteriormente se había descrito que en el paisaje aún se podía encontrar áreas cubiertas de vegetación que podrían representar hábitat para las especies de animales y que sumaban cerca del 45% (ver Capítulo II), con los resultados de presente estudio se puede concluir que gran parte de los elementos del paisaje, exceptuando el área agropecuaria, están constituidos por especies que originalmente conformaban el ensamble de la vegetación original. Aunque es probable que las especies presentes dentro de bosque de galería y las franjas de vegetación estén dominadas por aquellas que se ven favorecidas por los disturbios.

Cada uno de los elementos del paisaje descritos probablemente estén jugando un papel importante en la retención de biodiversidad. Por un lado, los elementos como la SMS

y la SBC, pueden estar funcionando como fuentes de alimentación y refugio de especies de flora y fauna más asociadas a hábitats conservados, mientras que el BG y las FV pueden estar contribuyendo a la conectividad del paisaje, al funcionar como corredores biológicos o puntos de relevo (*stepping stone*; ver Capítulo II). Entre tanto, la presencia de acahuales de varias edades pueden representar refugio de las especie con menos movilidad presentes en la planicie y que por lo tanto su mantenimiento dentro del paisaje se hacen prioritario para la conservación de la biodiversidad regional.

## LITERATURA CITADA

- Balvanera, P., Lott, E., Segura, G., Siebe, C., & Islas, A. (2002). Patterns of b-diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of vegetation Science*, **13**, 145-158.
- CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA-FCF-UANL. (2007). Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies. Comisión Nacional para el Uso y Conservación de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy, PRONATURA, Universidad Autónoma de Nuevo León (Eds.). (p.128). México.
- CONAGUA. (2010). Normales climatológicas 1971-2000 del Estado de Oaxaca. (p. 77).
- Challenger, A. (1998). Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro. (p. 847). México, D. F.: Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad.
- Challenger, A., & Dirzo, R. (2009). Factores de cambio y estado de la biodiversidad. *Capital Natural de México* (pp. 37-73). México, D. F. CONABIO.
- Challenger, A., & Soberón, J. (2009). Los ecosistemas terrestres. *Capital Natural de México Vol II: estado de conservación y tendencias de cambio*. (Vol. I, pp. 87-108). México. CONABIO.
- Chazdon, R. L. (2003). Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **6**(1, 2), 51-71.
- Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, **320**(5882), 1458-60.
- Colwell, R. K. (2000). Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Storrs: University of Connecticut. Retrieved from [www.viceroy.eeb.uconn.edu/estimates](http://www.viceroy.eeb.uconn.edu/estimates)
- Colwell, R. K., & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B*, **345**, 101-118.
- Cronquist, A. (1981). An integrated system of classification of flowering plants (p. 1262). New York: Columbia University Press.
- Danoff-Burg, J., & Chen, C. (2005). Biodiversity Calculator. Descargable en: [www.columbia.edu/itc/cerc/danoff-burg/Biodiversity\\_Calculator.xls](http://www.columbia.edu/itc/cerc/danoff-burg/Biodiversity_Calculator.xls)
- Dirzo, R., Aguirre, A., & López, J. C. (2009). Diversidad florística de las selvas húmedas en paisajes antropizados. *Investigación ambiental*, **1**(1), 17-22.
- Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, **16**(11), 646-655.

- Escalante, T. (2003). ¿Cuántas especies hay? los estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos: ciencia y cultura*, **52**, 53-56.
- Fischer, J., Lindenmayer, D. B., & Manning, A. D. (2006). Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **4**(2), 80-86.
- Foley, J. A. (2005). Global consequences of land use. *Science*, **309**, 570-574.
- García, E. (1988). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (p. 217). México.
- García-Mendoza, A., & Torres-Colin, R. (1999). Estado actual sobre el conocimiento sobre la flora de Oaxaca, México. In M. A. Vázquez-Dávila (Ed.), *Sociedad y naturaleza en Oaxaca 3*. (pp. 50-86). Oaxaca, México: Instituto Tecnológico de Oaxaca.
- Gardner, T. A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R. M., Harvey, C. a., Peres, C. a., & Sodhi, N. S. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*, **12**(6), 561-582.
- Gentry, A. H. (1982). of Neotropical plant species diversity. *Evol. Biol.*, **15**, 1-84.
- Gentry, A. H. (1988). Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Ann. Missouri Bot. Garden*, **75**, 1-34.
- Gillespie, T. W., Grijalva, A., Farris, C. N., Hall, D., Florida, S., & Petersburg, S. (2000). Diversity , composition , and structure of tropical dry forests in Central America, (1995), 37-47.
- Griscom, H. P., & Ashton, M. S. (2011). Restoration of dry tropical forests in Central America: A review of pattern and process. *Forest Ecology and Management*, **261**(10), 1564-1579.
- Gómez-Pompa, A., Vazquez-Yanes, C., & Guevara, S. (1972). The tropical rain forest: a nonrenewable resource. *Science*, **177**, 762-765.
- Harvey, C., Tucker, N., & Estrada, E. (2004). Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. In G. Schroth, A. da Fonseca, C. Harvey, C. Gascon, H. Vasconcelos, & IzacA. (Eds.), *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes* (pp. 261-289). Washington, D.C.: Island Press.
- Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Cramer, V. A., Epstein, P. R., Ewel, J. J., et al. (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 1-7.
- Hobbs, R. J., Higgs, E., & Harris, J. a. (2009). Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution*, **24**(11), 599-605.
- INEGI. (2005). Conjunto de datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación: escala 1:250 000. Serie III (continuo nacional). Aguascalientes, México.

- Kalacska, M., Sanchez-Azofeifa, G. A., Calvo-Alvarado, J. C., Quesada, M., Rivard, B., & Janzen, D. H. (2004). Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management*, **200**(1-3), 227-247.
- Kareiva, P., & Marvier, M. (2011). *Conservation science. Balancing the needs of people and nature* (p. 523). Greenwood Village, Colorado: Roberts and Company.
- Laurance, W. (2009). Habitat destruction: death by a thousand cuts. In N. S. Sodhi & P. R. Ehrlich (Eds.), *Conservation biology for all.* (pp. 73-87). New York: Oxford University Press.
- Lindenmayer, D. B., & Fischer, J. (2006). Habitat fragmentation and landscape change. An ecological and conservation synthesis. (p. 329). Washington, Covelo, London: Island Press.
- Lindenmayer, D., Hobbs, R. J., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M., Cale, P., et al. (2008). A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology letters*, **11**(1), 78-91.
- López-Olmedo, L., Pérez-García, E., & Meave, J. (2006). Estructura y composición florística de las sabanas de la región de Nizanda, Istmo de Tehuantepec (Oaxaca), México. *Acta Botánica Mexicana*, **77**, 41-67.
- Magurran, A. (2005). *Measuring biological diversity* (p. 70). Oxford, UK: Blackwell Science Ltd.
- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., et al. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, **33**(3), 491-505.
- Miranda, F., & Hernández, E. (1963). Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Bol. Soc. Bot. Mex.*, **28**, 29-179.
- Nassar, J. M., Stoner, K. E., Castillo, A., Arturo, G. S., Zent, L., Calvo-Alvarado, J. C., Kalacska, M. E. R., et al. (2005). Research Priorities for Neotropical Dry Forests, **37**(4), 477-485.
- Pejchar, L., Pringle, R. M., Ranganathan, J., Zook, J. R., Duran, G., Oviedo, F., & C., D. (2008). Birds as agents of seed dispersal in a human-dominated landscape in southern Costa Rica. *Biological Conservation*, **141**, 536-544.
- Phillips, O., & Miller, J. (2002). Global patterns of plant diversity: Alwyn H. Gentry's forest transect data set (p. 560). St. Louis, Missouri: Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden.
- Portillo-Quintero, C. A., & Sánchez-Azofeifa, G. A. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, **143**(1), 144-155.

- Primack, R. B., Rozzi, R., Feinsinger, P., Dirzo, R., & Massardo, F. (2000). *Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas*. (p. 797). Fondo de Cultura Económica.
- Primack, R., Rozzi, R., & Feinsinger, P. (2000). Diseño de áreas protegidas. In R. B. Primack, R. Rozzi, P. Feinsinger, D. Dirzo, & F. Massardo (Eds.), *Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas*. (pp. 477-495). México: Fondo de Cultura Económica.
- Pulido Santa Cruz, P., & Renfijo, L. (2011). Live fences as tools for biodiversity conservation: a study case with birds and plants. *Agroforest Syst.*, **81**, 15-30.
- Pérez-García, E., Meave, J., & Gallardo, C. (2001). Vegetación y flora de la región de Nizanda, Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Acta Botanica Mexicana*, (56), 19-88.
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México* (p. 431). Editorial Limusa, S. A.
- Rzedowski, J. (1998). Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. In R. P., R. Bye, A. Lott, & J. Fa (Eds.), *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución*. (pp. 129-145). México, D. F.: Instituto de Biología, UNAM.
- Vandermeer, J., & Perfecto, I. (2007). The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology*, **21**(1), 274-7.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's Ecosystems. *Science*, **277**, 494-499.
- Wu, J., & Hobbs, J. R. (2007). Key topics in landscape ecology. (J. Wu & R. J. Hobbs, (Eds.). *Landscape* (p. 314). Cambridge University Press.
- Zar, J. H. (1998). *Biostatistical Analysis* (4th ed.). Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.

APÉNDICE 1. Listado taxonómico de plantas registradas en cada uno de los elementos del paisaje.

FAMILIA	ESPECIE AUTOR	ASBC	FV	AGRO	BG	SBC	SMS	FORMA DE VIDA	TOTAL
Acanthaceae	<i>Aphelandra sp.</i>						1	Ar	1
	<i>Bravaisia integerrima (Spreng.) Standl.</i>		13					A	13
	<i>Ruellia pringlei Fernald</i>						1	H	1
Achatocarpaceae	<i>Achatocarpus nigricans Triana</i>	14			3	1	2	A	20
Amaranthaceae	<i>Chamissoa altissima (Jacq.) Kunth</i>		9					Ar	9
	<i>Gomphrena globosa L.</i>						9	H	9
	<i>Gomphrena mendocina australis Pedersen</i>						1	H	1
	<i>Iresine angustifolia Euphrasén</i>					13		B	13
	<i>Iresine interrupta Benth.</i>					2		Ar	2
	<i>Iresine sp.</i>						6	H	6
	<i>Iresine diffusa Humb. &amp; Bonpl. ex Willd.</i>					1	2	Sunarbusto	3
	Morfo A						1	-	1
	Morfo H						3	H	3
Anacardiaceae	<i>Amphipterygium adstringens (Schltdl.) Schiede ex Standl.</i>					1		A	1
	<i>Astronium sp.</i>						7	A	7
	<i>Astronium conzattii S.F.Blake</i>						1	A	1
	<i>Astronium graveolens Jacq.</i>						8	A	8
	<i>Comocladia macrophylla (Hook. &amp; Arn.) L.Riley</i>					4		A	4
	Morfo X				2		1	A	3
	Morfo Y						1	A	1
	<i>Pseudosmodingium multifolium Rose</i>					4		A	4
Annonaceae	<i>Annona longiflora S. Watson</i>						1	A	1
	<i>Annona membranacea R.E. Fr.</i>					1	1	A	2
	<i>Annona reticulata L.</i>				2			A	2
	<i>Desmopsis trunciflora (Schltdl. &amp; Cham.) G.E.Schatz ex Maas, E.A.Mennega &amp; Westra</i>						7	Ar	7



FAMILIA	ESPECIE AUTOR	ASBC	FV	AGRO	BG	SBC	SMS	FORMA DE VIDA	TOTAL
Apiaceae	<i>Malmea depressa</i> (Baill.) R.E. Fr.						16	Ar o A	16
	Morfo B						3	Ar	3
	<i>Rollinia</i> sp.						3	A o Ar	3
	<i>Tridimeris hahniana</i> Baill.		1		3		3	Ar	7
Apocynaceae	<i>Diatropa</i> sp.						3	H	3
	Morfo CC						1	H	1
Aquifoliaceae	<i>Aspidosperma megalocarpon</i> Müll.Arg.						7	A	7
	<i>Cascabela gaumeri</i> (Hemsl.) Lippold					4		Ar	4
	<i>Cascabela ovata</i> (Cav.) Lippold	2			3	3		A o Ar	8
	<i>Plumeria rubra</i> L.	1				8	4	A o Ar	13
	<i>Stemmadenia</i> sp.		2			1		Ar	3
	<i>Stemmadenia tomentosa</i> Greenm.	1			1		1	A	3
	<i>Tabernaemontana alba</i> Mill.	2			1			A o Ar	3
Arecaceae	<i>Ilex</i> sp.						1	A o Ar	1
	<i>Ilex discolor</i> Hemsl.					2		Ar	2
Arecaceae	<i>Sabal mexicana</i> Mart.	18	15	15				Pa	48
Bignoniaceae	<i>Verbesina</i> sp.						5	Ar	5
	<i>Verbesina trilobata</i> B.L.Rob. & Greenm.	1						Ar	1
Bignoniaceae	<i>Astianthus viminalis</i> (Kunth) Baill.				14			A	14
	<i>Crescentia alata</i> Kunth	4						A	4
	<i>Fridericia floribunda</i> (Kunth) L.G.Lohmann	8					2	B	10
	<i>Fridericia patellifera</i> (Schltdl.) L.G.Lohmann	6	1			1		B	8
	<i>Fridericia pubescens</i> (L.) L.G.Lohmann	4				1		B	5
	<i>Fridericia schumanniana</i> (Loes.) L.G.Lohmann						1	B	1
	<i>Godmania aesculifolia</i> (Kunth) Standl.	1				7	2	A	10
	<i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.) S.O.Grose					7	1	A	8
	<i>Handroanthus guayacan</i> (Seem.) S.O.Grose				3			A	3
	Morfo C						2	-	2
	<i>Parmentiera aculeata</i> (Kunth) Seem.					1		A	1
	<i>Roseodendron donnell-smithii</i> (Rose)					6		A	6

FAMILIA	ESPECIE AUTOR	ASBC	FV	AGRO	BG	SBC	SMS	FORMA DE VIDA	TOTAL
	<b>Miranda</b>								
	<i>Tabebuia obovata</i> Urb.					3		A	3
	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth					3		A o Ar	3
Boraginaceae									
	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	1	1		1	1		A	4
	<i>Cordia elaeagnoides</i> A.DC.	25				1		A	26
	<i>Cordia podocephala</i> Torr.		1			3		Suf o H	4
	<i>Cordia</i> sp.						3	Ar	3
	<i>Cordia stenoclada</i> M. Johnst.				3			Ar	3
	<i>Cordia boissieri</i> A.DC.					1		A o Ar	1
	<i>Cordia curassavica</i> (Jacq.) Roem. & Schult.				1	7		Ar	8
	<i>Cordia diversifolia</i> Pav. ex A.DC.				2			A	2
	<i>Morfo</i> Z						1	A o Ar	1
Burseraceae									
	<i>Rochefortia lundellii</i> Camp	8	42		1			Ar	51
	<i>Bursera excelsa</i> (Kunth) Engl.	1				5	1	A o Ar	7
	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.					12	9	A	21
	<i>Bursera</i> sp.	2				7	1	A	10
	<i>Bursera instabilis</i> McVaugh & Rzed.	3				3		A o Ar	6
	<i>Bursera morelensis</i> Ramírez					2	1	A	3
Cactaceae									
	<i>Acanthocereus</i> sp.				1	18		Ar	19
	<i>Morfo</i> N					2		Ar	2
	<i>Stenocereus</i> sp.					7	2	A	9
Cannabaceae									
	<i>Celtis ehrenbergiana</i> (Klotzsch) Liebm.		1			1		Ar	2
	<i>Celtis</i> sp.				1			Ar	1
	<i>Celtis caudata</i> Planch.	3	4	2	1		2	Ar	12
	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	2	9		8			A o Ar	19
Capparaceae									
	<i>Capparis baducca</i> L.						8	Ar o A	8
	<i>Capparis</i> sp.					1		A	1
	<i>Capparis verrucosa</i> Jacq.						14	Ar	14
	<i>Capparis flexuosa</i> (L.) L.					3		A	3
	<i>Crataeva tapial</i>		2					A	2
	<i>Forchhammeria trifoliata</i> Radlk. ex Millsp.					3	10	A	13
	<i>Morfo</i> E						8	-	8

FAMILIA	ESPECIE AUTOR	ASBC	FV	AGRO	BG	SBC	SMS	FORMA DE VIDA	TOTAL
Caricaceae	<i>Morfo I</i>				1			-	1
Celastraceae	<i>Jacaratia mexicana</i> <b>A.DC.</b>				2	3	22	A	27
	<i>Cuervea kappleriana</i> ( <b>Miq.</b> ) <b>A.C.Sm.</b>	14						B	14
	<i>Hippocratea volubilis</i> <b>L.</b>	3					2	B	5
	<i>Hippocratea andina</i> ( <b>Miers</b> ) <b>J.F.Macbr.</b>	1	4					B	5
	<i>Zinowiewia rubra</i> <b>Lundell</b>				1	1		A	2
	<i>Zinowiewia tacanensis</i> <b>Lundell</b>		1		2			A	3
	<i>Zinowiewia concinna</i> <b>Lundell</b>	3						Ar	3
Chrysobalanaceae									
	<i>Hirtella</i> <i>sp.</i>						9	Ar	9
	<i>Licania arborea</i> <b>Seem.</b>				1			A	1
Clusiaceae									
Combretaceae	<i>Chrysochlamys nicaraguensis</i> ( <b>Oerst.</b> ) <b>Hemsl.</b>	16						A	16
	<i>Combretum argenteum</i> <b>Bertol.</b>				1		1	B	2
	<i>Combretum laxum</i> <b>Jacq.</b>	2			4		2	B	8
	<i>Combretum rovirosae</i> <b>Exell</b>				1			Ar o B	1
Convolvulaceae									
	<i>Ipomoea wolcottiana</i> <b>Rose</b>					1		A	1
Dilleniaceae									
	<i>Doliocarpus dentatus</i> ( <b>Aubl.</b> ) <b>Standl.</b>				1			B	1
Erythroxylaceae									
	<i>Erythroxylum areolatum</i> <b>L.</b>	6			4	41	4	Ar	55
	<i>Erythroxylum havanense</i> <b>Jacq.</b>	66				1	3	Ar	70
Euphorbiaceae									
	<i>Acalypha polystachya</i> <b>Jacq.</b>					1	8	H	9
	<i>Acalypha</i> <i>sp.</i>					5	3	H	8
	<i>Adelia barbinervis</i> <b>Cham. &amp; Schltdl.</b>				2			A	2
	<i>Cnidoscolus multilobus</i> ( <b>Pax</b> ) <b>I.M. Johnst.</b>				5	17	4	A	26
	<i>Cnidoscolus spinosus</i> <b>Lundell</b>					13	2	Ar	15
	<i>Croton arboreus</i> <b>Millsp.</b>					36	1	A	37

FAMILIA	ESPECIE AUTOR	ASBC	FV	AGRO	BG	SBC	SMS	FORMA DE VIDA	TOTAL
	<i>Croton discolor</i> Willd.				19	1	2	Ar	22
	<i>Croton glabellus</i> L.				1	4	2	Ar	7
	<i>Croton glandulosus</i> L.						3	Ar	3
	<i>Croton hirtus</i> L'Hér.		2		5			H	7
	<i>Croton ovalifolius</i> Vahl	41	75		2	55	7	Ar	180
	<i>Croton reflexifolius</i> Kunth		1					A	1
	<i>Croton</i> sp.				1	13	3	Ar	17
	<i>Euphorbia</i> sp.						1	H	1
	<i>Euphorbia thymifolia</i> L.				5	1		H	6
	<i>Euphorbia tuberosa</i> L.	5				3	5	H	13
	<i>Gymnanthes lucida</i> Sw.				2			A	2
	<i>Jatropha gaumeri</i> Greenm.					7		Ar o A	7
	<i>Jatropha standleyi</i> Steyerem.					3		A	3
	<i>Manihot salicifolia</i> Pohl					1		SuBARBUSTO	1
	Morfo AA					18	4	Ar	22
	Morfo BB				1	3		Ar	4
	Morfo DD						1	H	1
	Morfo GG						1	H	1
	Morfo Ñ					1		Ar	1
	Morfo O					8		Ar	8
	Morfo W						12	H	12
	<i>Sapium lateriflorum</i> Hemsl.						2	A	2
	<i>Sapium</i> sp.						5	A	5
Fabaceae									
	<i>Acacia cornígera</i> (L.) Willd.	23	47	1	18	1		Ar	90
	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	4		39				Ar	43
	<i>Acacia pennatula</i> (Schltdl. & Cham.) Benth.	93	4	3	4	34	10	A	148
	<i>Acacia pringlei</i> Rose	2						A	2
	<i>Acacia</i> sp.				1			Ar	1
	<i>Acacia glandulosa</i> Guill.	1						Ar	1
	<i>Apoplanesia paniculata</i> C. Presl				1	19	15	Ar	35
	<i>Balizia leucocalyx</i> (Britton & Rose) Barneby & J.W.				2			A	2
	<i>Bauhinia divaricata</i> L.				1	1	1	Ar o A	3
	<i>Bauhinia glabra</i> Jacq.				1			B	1
	<i>Caesalpinia cacalaco</i> Humb. & Bonpl.					3		A o Ar	3
	<i>Caesalpinia eriostachys</i> Benth.	14				2	1	A o Ar	17

FAMILIA	ESPECIE AUTOR	ASBC	FV	AGRO	BG	SBC	SMS	FORMA DE VIDA	TOTAL
	<i>Caesalpinia gaumeri</i> <b>Greenm.</b>	4						A o Ar	4
	<i>Caesalpinia platyloba</i> <b>S. Watson</b>				3			A	3
	<i>Caesalpinia</i> sp.		24				4	Ar	28
	<i>Cercidium microphyllum</i> ( <b>Torr.</b> ) <b>Rose &amp; I.M. Johnst.</b>				1	3		Ar	4
	<i>Cynometra oaxacana</i> <b>Brandege</b>				1			A	1
	<i>Diphysa americana</i> ( <b>Mill.</b> ) <b>M.Sousa</b>					3	3	A	6
	<i>Diphysa floribunda</i> <b>Peyr.</b>				1	6	3	Ar	10
	<i>Enterolobium cyclocarpum</i> ( <b>Jacq.</b> ) <b>Griseb.</b>		18		5			A	23
	<i>Erythrina lanata</i> <b>Rose</b>						1	A o Ar	1
	<i>Gliricidia sepium</i> ( <b>Jacq.</b> ) <b>Walp.</b>	39			8			A	47
	<i>Haematoxylum campechianum</i> <b>L.</b>			2				Ar	2
	<i>Inga</i> sp.						4	Ar	4
	<i>Inga vera</i> <b>Willd.</b>				3			A	3
	<i>Leucaena leucocephala</i> ( <b>Lam.</b> ) <b>de Wit</b>				8			A	8
	<i>Leucaena</i> sp.				2			A	2
	<i>Lonchocarpus eriocarinalis</i> <b>Micheli</b>	10				7		A	17
	<i>Lonchocarpus monilis</i> ( <b>L.</b> ) <b>A.M.G.Azevedo</b>	1				1	2	Ar o A	4
	<i>Lonchocarpus rugosus</i> <b>Benth.</b>	1			4	16	6	Ar o A	27
	<i>Lonchocarpus</i> sp.				1		7	A	8
	<i>Lysiloma acapulcense</i> ( <b>Kunth</b> ) <b>Benth.</b>	9		1	9	12	2	A	33
	<i>Lysiloma aurita</i> ( <b>Schltl.</b> ) <b>Benth.</b>	2						A	2
	<i>Lysiloma microphylla</i> <b>Benth.</b>	28				5	6	A	39
	<i>Lysiloma</i> sp.				4			A	4
	<i>Morfo EE</i>						1	-	1
	<i>Morfo FF</i>	19				1		Ar	20
	<i>Morfo J</i>				3			Ar	3
	<i>Morfo M</i>	1						Ar	1
	<i>Morfo V</i>	2						A o Ar	2
	<i>Myroxylon balsamum</i> ( <b>L.</b> ) <b>Harms</b>					1		A	1
	<i>Parkinsonia praecox</i> ( <b>Ruiz &amp; Pav.</b> ) <b>Hawkins</b>	4			2	11	1	A	18
	<i>Piscidia piscipula</i> ( <b>L.</b> ) <b>Sarg.</b>	1				1	1	A	3
	<i>Pithecellobium dulce</i> ( <b>Roxb.</b> ) <b>Benth.</b>	1	51	1	10			Ar	63
	<i>Pithecellobium lanceolatum</i> ( <b>Willd.</b> ) <b>Benth.</b>		46	1		2		Ar	49
	<i>Prosopis laevigata</i> ( <b>Willd.</b> ) <b>M.C.Johnst.</b>				3			A	3
	<i>Pterocarpus rohrii</i> <b>Vahl</b>				1		30	A	31
	<i>Senna atomaria</i> ( <b>L.</b> ) <b>H.S. Irwin &amp; Barneby</b>	19	10					A	29

FAMILIA	ESPECIE AUTOR	ASBC	FV	AGRO	BG	SBC	SMS	FORMA DE VIDA	TOTAL
	<i>Senna cobanensis</i> (Britton & Rose) <b>H.S. Irwin &amp; Ba</b>		3					Suf o H	3
	<i>Senna fruticosa</i> (Mill.) <b>H.S. Irwin &amp; Barneby</b>					1		Ar	1
	<i>Senna sp.</i>				2			Ar	2
	<i>Senna uniflora</i> (Mill.) <b>H.S. Irwin &amp; Barneby</b>	29						H o Suf	29
Hernandiaceae	<i>Gyrocarpus sp.</i>						1	A	1
Hypericaceae	<i>Vismia baccifera</i> (L.) <b>Planch. &amp; Triana</b>	1						Ar	1
Lauraceae	<i>Nectandra leucantha</i> <b>Nees &amp; Mart.</b>						1	A o Ar	1
	<i>Ocotea sp.</i>						1	A o Ar	1
Malpighiaceae	<i>Bunchosia canescens</i> (Aiton) <b>DC.</b>	1			1	6	2	Ar	10
	<i>Bunchosia lindeniana</i> <b>A. Juss.</b>					10	6	Ar	16
	<i>Bunchosia odorata</i> (Jacq.) <b>Juss.</b>					1		Ar o A	1
	<i>Hiraea reclinata</i> <b>Jacq.</b>						2	B	2
	<i>Hiraea fagifolia</i> (DC.) <b>A. Juss.</b>				1			B	1
	<i>Malpighia glabra</i> <b>L.</b>				2		13	Ar	15
	<i>Malpighia mexicana</i> <b>A. Juss.</b>					1	3	Ar	4
	<i>Niedenzuella sericea</i> (A. Juss.) <b>W.R. Anderson.</b>		1					Ar o B	1
	<i>Stigmaphyllon ellipticum</i> (Kunth) <b>A. Juss.</b>				1			B	1
	<i>Stigmaphyllon lindenianum</i> <b>A. Juss.</b>				2		2	B	4
	<i>Stigmaphyllon retusum</i> <b>Griseb.</b>				1			B o Ar	1
	<i>Tetrapteryx discolor</i> (G. Mey.) <b>DC.</b>					1		B	1
	<i>Tetrapteryx mexicana</i> <b>Hook. &amp; Arn.</b>						1	B	1
	<i>Tetrapteryx schiedeana</i> <b>Schlttdl. &amp; Cham.</b>						1	B	1
Malvaceae	<i>Carpodiptera cubensis</i> <b>Griseb</b>					2		A	2
	<i>Guazuma ulmifolia</i> <b>Lam.</b>	35	83	1	22			Ar	141
	<i>Malvaviscus arboreus</i> <b>Cav.</b>	3	39			1		Ar	43
	<i>Morfo F</i>				1			-	1
	<i>Mortoniendron palaciosii</i> <b>Miranda</b>						8	A	8
	<i>Pavonia malacophylla</i> (Link & Otto) <b>Garcke</b>						2	Ar	2
	<i>Pseudobombax ellipticum</i> (Kunth) <b>Dugand</b>						2	A	2

FAMILIA	ESPECIE AUTOR	ASBC	FV	AGRO	BG	SBC	SMS	FORMA DE VIDA	TOTAL
Meliaceae	<i>Swietenia humilis</i> <b>Zucc.</b>	2						A	2
	<i>Trichilia havanensis</i> <b>Jacq.</b>		6		1			Ar	7
	<i>Trichilia minutiflora</i> <b>Standl.</b>				2			A	2
	<i>Trichilia trifolia</i> <b>L.</b>						1	A	1
	<i>Trichilia martiana</i> <b>C.DC.</b>						1	Ar	1
Menispermaceae	<i>Hyperbaena laurifolia</i> ( <b>Poir.</b> ) <b>Urb.</b>						3	Ar	3
	<i>Hyperbaena mexicana</i> <b>Miers</b>						1	Ar	1
Moraceae	<i>Brosimum alicastrum</i> <b>Sw.</b>						24	A	24
	<i>Ficus cotinifolia</i> <b>Kunth</b>					1	5	A	6
	<i>Ficus insípida</i> <b>Willd.</b>				1		1	A	2
	<i>Ficus yoponensis</i> <b>Desv.</b>				7			A	7
	<i>Maclura tinctoria</i> ( <b>L.</b> ) <b>D.Don ex Steud.</b>					1	3	A	4
Myrtaceae	<i>Eugenia acapulcensis</i> <b>Steud.</b>		1				2	Ar	3
	<i>Eugenia winzerlingii</i> <b>Standl.</b>		2		4			A	6
	<i>Psidium friedrichsthalianum</i> ( <b>O. Berg</b> ) <b>Nied.</b>					1		A	1
Nyctaginaceae	<i>Neea belizensis</i> <b>Lundell</b>	1				2		A	3
	<i>Neea stenophylla</i> <b>Standl.</b>		2		4	1	2	A	9
	<i>Pisonia aculeata</i> <b>L.</b>	17	8		2			B	27
Peraceae	<i>Pera barbellata</i> <b>Standl.</b>						5	A	5
Phytolaccaceae	<i>Trichostigma octandrum</i> ( <b>L.</b> ) <b>H. Walter</b>		5					B	5
Picramniaceae	<i>Alvaradoa amorphoides</i> <b>Liebm.</b>						1	Ar	1
	<i>Picramnia</i> <b>sp.</b>						1	Ar	1
Piperaceae	<i>Piper schiedeanum</i> <b>Steud.</b>						2	a	2
Polygalaceae	<i>Polygala</i> <b>sp.</b>				1			B	1
Polygonaceae	<i>Coccoloba barbadensis</i> <b>Jacq.</b>	3						A o Ar	3
	<i>Coccoloba hirtella</i> <b>Lundell</b>	11			5	1		A o Ar	17

FAMILIA	ESPECIE AUTOR	ASBC	FV	AGRO	BG	SBC	SMS	FORMA DE VIDA	TOTAL
Primulaceae	<i>Coccoloba montana</i> Standl.					1		A	1
	<i>Coccoloba pubescens</i> L.	2						A	2
	<i>Gymnopodium floribundum</i> Rolfe				1	13	5	Ar	19
	<i>Ruprechtia costata</i> Meisn.						1	A	1
	<i>Ruprechtia ramiflora</i> (Jacq.) C.A.Mey.				1			A	1
	<i>Ruprechtia</i> sp.				1	3		A	4
	<i>Bonellia macrocarpamacrocarpa</i>	5	2		2	8		Ar	17
	<i>Bonellia macrocarpa</i> (Cav.) B.Ståhl & Källersjö	1				17	2	Ar	20
	<i>Bonellia nervosa</i> (C.Presl) B.Ståhl & Källersjö	2						Ar o A	2
	<i>Jacquinia pungens</i> A. Gray	4	1		3	8	1	Ar	17
<i>Jacquinia</i> sp.				2		2	Ar	4	
Putranjivaceae									
Rhamnaceae	<i>Drypetes lateriflora</i> (Sw.) Krug & Urb.						3	A	3
Rubiaceae	<i>Colubrina heteroneura</i> (Griseb.) Standl.						1	A	1
Rubiaceae	<i>Gouania lupuloides</i> (L.) Urb.		1					Ar	1
	<i>Alseis yucatanensis</i> Standl.					1		A	1
	<i>Calycophyllum candidissimum</i> (Vahl) DC.						2	A	2
	<i>Chione chiapasensis</i> Standl.					37	1	A	38
	<i>Guettarda elliptica</i> Sw.					5		Ar o A	5
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	11						Ar	11
	<i>Randia laetevirens</i> Standl.	25	4		5	5		Ar	39
	<i>Randia loniceroides</i> Dwyer & Lorence	3				1		Ar	4
	<i>Randia pterocarpa</i> Lorence & Dwyer					1		A	1
	<i>Randia</i> sp.						2	Ar	2
	<i>Randia thurberi</i> S. Watson					1		Ar	1
	<i>Randia vazquezii</i> Lorence & Dwyer	2	6					B	8
	<i>Randia genipifolia</i> (Standl. & Steyererm.) Lorence						1	Ar	1
	<i>Randia monantha</i> Benth.				1			Ar	1
	<i>Simira rhodoclada</i> (Standl.) Steyererm.					89	1	A	90
Rutaceae									
	<i>Amyris sylvatica</i> Jacq.						1	Ar	1



FAMILIA	ESPECIE AUTOR	ASBC	FV	AGRO	BG	SBC	SMS	FORMA DE VIDA	TOTAL
Salicaceae	<i>Pilocarpus racemosus</i> Vahl					33	2	A	35
	<i>Stauranthus perforatus</i> Liebm.					3	2	Ar	5
	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	1						Ar	1
	<i>Casearia corymbosa</i> Kunth	1	42				8	A	51
	<i>Casearia tacanensis</i> Lundell	1	7			1		A	9
	<i>Casearia tremula</i> (Griseb.) Griseb. ex C. Wright	3				1	7	A	11
Sapindaceae	<i>Pleuranthodendron lindenii</i> (Turcz.) Sleumer					1		A	1
	<i>Salix humboldtiana</i> Willd.				1			A	1
	<i>Allophylus cominia</i> (L.) Sw.				1	99	17	A	117
	<i>Allophylus</i> sp.	10				37		Ar	47
	<i>Exothea paniculata</i> (Juss.) Radlk.		2		32			Ar o A	34
	<i>Matayba glaberrima</i> Radlk.	2	1		21	4	1	A o Ar	29
	<i>Matayba oppositifolia</i> (A. Rich.) Britton	4	3		87	1	2	Ar o A	97
	<i>Paullinia clavigera</i> Schltl.		2				4	B	6
	<i>Paullinia pinnata</i> L.		1					B	1
	<i>Sapindus saponaria</i> L.		1					A	1
Sapotaceae	<i>Sapindus</i> sp.				1			A	1
	<i>Serjania adiantoides</i> Radlk.	1					1	B	2
	<i>Chrysophyllum mexicanum</i> Brandegees ex Standl.						2	A	2
	<i>Manilkara zapota</i> (L.) P. Royen						2	A	2
Sin determinar	<i>Sideroxylon capiri</i> (A. DC.) Pittier	1						A	1
	<i>Morfo D</i>						1	-	1
	<i>Morfo G</i>						2	-	2
	<i>Morfo K</i>						4	-	4
	<i>Morfo P</i>	1						-	1
	<i>Morfo Q</i>					1		-	1
	<i>Morfo R</i>	1						-	1
	<i>Morfo S</i>				3			-	3
	<i>Morfo T</i>				1			-	1
	<i>Morfo U</i>						1	-	1
	Solanaceae								

FAMILIA	ESPECIE AUTOR	ASBC	FV	AGRO	BG	SBC	SMS	FORMA DE VIDA	TOTAL
	<i>Lycianthes sp.</i>					1		Ar	1
Surianaceae	<i>Solanum umbellatum</i> Mill.	1	2					Ar	3
	<i>Recchia mexicana</i> Moc. & Sessé ex DC.						20	A o Ar	20
Tiliaceae	<i>Morfo</i> L						1	-	1
Ulmaceae	<i>Phyllostylon rhamnoides</i> (J. Poiss.) Taub.	2				2		A	4
	<i>Phyllostylon sp.</i>						36	A	36
Verbenaceae	<i>Petrea volubilis</i> L.						1	B	1
Zygophyllaceae	<i>Guaiacum coulteri</i> A. Gray					17	4	A o Ar	21
	<i>Guaiacum sabtur</i>					8	4	A	

## **CAPÍTULO IV**

### **DIVERSIDAD DE MURCIÉLAGOS EN UN PAISAJE ANTROPIZADO DEL ISTMO DE TEHUANTEPEC, OAXACA, MÉXICO**

## INTRODUCCIÓN

La pérdida de la biodiversidad es considerada como uno de los graves problemas a los que se enfrenta la humanidad en el nuevo milenio (MEA 2005). Actualmente se estima que se extinguen aproximadamente diez mil especies por año, a una tasa mucho mayor que las estimadas durante las cinco grandes extinciones que han ocurrido en el planeta (Pimm & Jenkins 2009).

La principal causa de la pérdida de biodiversidad es la destrucción de hábitats por el cambio de uso del suelo, para la apertura de áreas de cultivo, zonas de pastoreo y crecimiento de las áreas urbanas (Primack et al. 2000a; Challenger & Dirzo 2009; Laurance 2009). Particularmente el cambio de uso del suelo en las regiones tropicales ha ocasionado una reducción drástica de los hábitats naturales (Foley 2005). Son cada vez más frecuentes las grandes extensiones de cultivos y pastizales con pequeñas áreas de vegetación original inmersas donde se resguarda parte de la biodiversidad. Es decir, actualmente vivimos en un mundo modificado casi en su totalidad por el humano (Vitousek et al. 1997; Hobbs et al. 2009).

Por lo anterior, es importante evaluar cómo están respondiendo las plantas y animales a los procesos de transformación para entender la trascendencia de los impactos a nivel del ecosistema (Duffy 2003). Los principales grupos de organismos en los que se han estudiado los efectos de la perturbación y del proceso de fragmentación de los ecosistemas han sido las plantas y vertebrados, y dentro de estos últimos, las aves han sido, por definición, uno de los grupos más abordados. El nicho ecológico que ocupan las aves durante el día es ocupado por los murciélagos durante la noche, entre otras cosas porque comparten la capacidad de volar y se asemejan en dieta, por lo que pronto se comenzó a incluir a los murciélagos en estudios enfocados en medir la respuesta de la biodiversidad ante los procesos de transformación del paisaje (Moreno & Halffter 2001).

Los murciélagos son considerados como factores importantes en el mantenimiento de la funcionalidad del paisaje (Jones et al. 2009), basado en dos aspectos principales, la diversidad de gremios alimenticios presentes dentro del grupo y su capacidad de volar. Adicionalmente, los murciélagos están dentro del segundo grupo de mamíferos más diverso

del planeta, con 1293 especies registradas hasta el momento (Simmons & Ciranello, datos no publicados), sólo detrás de los roedores. Los murciélagos se pueden alimentar de frutas, néctar, insectos, ranas, peces, aves e incluso de otros murciélagos y son los únicos vertebrados, que se sabe, también se pueden alimentar de sangre (Kunz & Fenton 2003). Sus manos transformadas en alas les otorgan la capacidad del verdadero vuelo, lo que les permite cubrir distancias en un rango de 0.5 hasta 10km por noche (Fleming 1988; Bernard & Fenton 2003; Kunz & Fenton 2005; Bianconi et al. 2006; Albrecht et al. 2007; Medina et al. 2007; Meyer & Kalko 2008; Estrada-Villegas et al. 2010). Por estas características este grupo puede ser considerado como un grupo funcional que interviene en procesos importantes del ecosistema como la polinización, la dispersión de semillas y el control de poblaciones de insectos (Kunz & Fenton 2003).

Además de ser considerado un grupo funcional, a los murciélagos también se les ha propuesto como un adecuado grupo indicador de la transformación y pérdida de los ecosistemas (Medellín et al. 2000; Castro-Luna et al. 2007; Jones et al. 2009). Para seleccionar un grupo indicador se debe considerar los siguientes criterios (Brown 1991): 1) el grupo biológico debe ser taxonómicamente diverso y bien conocido, 2) debe existir bastante información sobre su historia natural, 3) los individuos deben ser registrados, muestreados y clasificados fácilmente, 4) las especies deben tener alta fidelidad ecológica e importancia funcional dentro del ecosistema y 5) el grupo debe responder de manera rápida a los cambios ambientales. Los murciélagos cumplen con estos criterios y por lo tanto pueden ser considerados como indicadores para evaluar la riqueza biológica de una región, sobre todo en las regiones tropicales.

Los estudios de comunidades de murciélagos en áreas perturbadas de las regiones tropicales se han intensificado en la última década (Schulze et al. 2000; Moreno & Halffter 2001; Estrada & Coates-Estrada 2001; Montiel et al. 2006; Castro-Luna 2007; Medina et al. 2007; Bernard & Fenton 2007; Castro-Luna et al. 2007; Medellín et al. 2008; Loayza & Loiselle 2009; Saldaña-Vázquez et al. 2010; Bobrowiec & Gribel 2010). Desde los primeros trabajos clásicos de las comunidades de murciélagos, que describieron los ensambles de especies en bosques y selvas tropicales poco perturbadas (Fleming et al. 1972; Findley 1976; Bonaccorso 1979a; Kalko 1996), se ha intentado describir la respuesta

de este grupo de mamíferos ante el fuerte procesos de pérdida y fragmentación de hábitat. Los trabajos de (Estrada et al. 1993; Cosson et al. 1999; Estrada & Coates-Estrada 2002) comenzaron a arrojar información valiosa sobre la respuesta de los murciélagos ante los procesos de fragmentación. Este tipo de estudios se comenzaron a replicar por todas las regiones tropicales donde se estaba documentado fuertes procesos de pérdida y fragmentación del hábitat.

Actualmente se cuenta con evidencia contradictoria sobre el efecto de la pérdida y la fragmentación del hábitat sobre la diversidad de murciélagos (Bobrowiec & Gribel 2010). Se ha demostrado que existen especies que son más afectadas por las perturbaciones mientras que otras aparentemente se ven favorecidas (Cosson et al. 1999; Giannini & Kalko 2004; Clarke et al. 2005b, 2005a; Bernard & Fenton 2007; Castro-Luna et al. 2007b; Klingbeil & Willig 2009; Bobrowiec & Gribel 2010; Armitage & Ober 2012). Lo anterior se ha explicado por el grado de especialización de la alimentación y refugio de las especies, siendo que las que se han adaptado a las condiciones de interior de los bosques son las más sensibles a los procesos de transformación. Las especies con mayor plasticidad ecológica pueden responder favorablemente a las perturbaciones siempre y cuando se mantenga en el paisaje un porcentaje de la vegetación original y la nueva matriz no sea tan hostil como para no poder hacer uso de ella (Galindo-González & Sosa 2003; Franklin & Lindenmayer 2009). En este sentido, se ha documentado que la configuración y composición del paisaje es determinante para el mantenimiento de murciélagos en ecosistemas transformados (Gorresen & Willig 2004). La composición, dominancia y grado de aislamiento de los elementos de paisaje son variables explicativas para la riqueza y abundancia de las especies de murciélagos y de otros grupos de organismos (Gorresen & Willig 2004; Willig et al. 2007; Castro-Arellano et al. 2009; Avila-Cabadilla et al. 2012).

Diversos estudios con este tipo de enfoque se han realizado en México en regiones tropicales húmedas, principalmente en las selvas altas perennifolias de Veracruz y Chiapas. Por ejemplo en la región de Los Tuxtlas, Veracruz, se ha evaluado la función de los diversos elementos del paisaje en el mantenimiento de la diversidad de murciélagos. Se han documentado la importancia de las cercas vivas y la presencia de algunos cultivos para favorecer la abundancia de algunas especies (Estrada & Coates-Estrada 2001, 2002), así

como el papel que juegan los árboles aislados y la vegetación riparia en el mantenimiento de los murciélagos frugívoros de la región (Galindo-González & Sosa 2003). En la Selva Lacandona, Chiapas, se describieron los efectos de la pérdida y fragmentación de la selva sobre el ensamble de murciélagos y encontraron que hay especies que son más susceptibles a estos cambios debido a que sus requerimiento de hábitat están asociadas a las condiciones de vegetación poco perturbadas y que por lo tanto deberían ser consideradas como especies indicadoras (Medellín et al. 2000). Otros estudios en el trópico mexicano también han descrito efectos similares en las comunidades de murciélagos (Pineda et al. 2005; Montiel et al. 2006; Castro-Luna 2007; Castro-Luna et al. 2007b; Williams-Guillén & Perfecto 2010; Saldaña-Vázquez et al. 2010).

Sólo recientemente, este tipo de estudios se han desarrollado en las selvas secas de México. Se ha demostrado que la riqueza y abundancia de la especies están correlacionadas con el gradiente sucesional, presentando poca riqueza en las etapas tempranas e incrementándose significativamente en las etapas tardías (Avila-Cabadilla et al. 2009, 2012). Adicionalmente, los cambios en los atributos del paisaje en las escalas local y regional, afectan la composición de gremios en las comunidades de murciélagos y por lo tanto, la respuesta de las especies a los procesos de transformación puede ser diferente de acuerdo al gremio alimenticio al que pertenezcan (Avila-Cabadilla et al. 2012). Para el Istmo de Tehuantepec, en su porción oaxaqueña, con una historia de transformación parecida a otras regiones del trópico mexicano, pocos estudios han descrito el ensamble de especies en paisajes antropizados ni han evaluado el papel que están jugando los elementos de paisaje en la conservación de la diversidad de murciélagos.

Los estudios sobre los murciélagos que se han llevado a cabo en la región han sido predominantemente con un enfoque taxonómico (Rozco et al. 2010), que han aportado al conocimiento de la diversidad de mamíferos, incluyendo a los murciélagos de las zonas costeras del Istmo (López et al. 2009). Recientemente, se estudió el efecto de la fragmentación sobre la diversidad de roedores y murciélagos en el paisaje del Istmo de Tehuantepec y concluyeron que la diversidad de roedores fue más afectada por el tipo de vegetación y el grado de perturbación que la de los murciélagos (Barragán et al. 2010), sin embargo, las variables consideradas en este estudio fueron a una escala de micro hábitat

(escala local) mas que a una escala del paisaje. Es probable que el inventario de especies de murciélagos para esta región ya este casi completo (García-Grajales & Buenrostro 2012). Sin embargo, es necesario emprender estudios con nuevos enfoques para la obtención de información que permitan el diseño de una estrategia de conservación de los murciélagos de la planicie costera de Oaxaca, en particular, y de la biodiversidad en una escala regional.

En este contexto, la presente investigación se llevó a cabo en un paisaje cuya historia de transformación se intensificó en los últimos 60 años y que recientemente ha aumentado en el grado de antropización debido a la instalación de cientos de aerogeneradores para la producción de energía eléctrica. En esta matriz del paisaje transformado se pueden identificar elementos naturales y antropogénicos que pueden estar jugando un papel importante en la pérdida o el mantenimiento de la biodiversidad local y regional, dada la heterogeneidad del paisaje, que puede estar favoreciendo la presencia de especies de gran movilidad como los murciélagos o afectando a aquellas que dependen de un hábitat bien conservado. La hipótesis de trabajo con la que se desarrolló la presente investigación fue que los elementos de paisaje, tanto naturales como antropogénicos, contribuyen a la retención de diversidad de murciélagos, basados en su distribución espacial y sus características ecológicas intrínsecas. Para probar la hipótesis anterior se plantearon los siguientes objetivos: 1) Estimar la diversidad  $\alpha$  en cada uno de los elementos de paisaje, 2) Describir el ensamblaje de las comunidades de murciélagos en cuanto a su composición, estructura y gremios alimenticios, 3) Medir el grado de recambio de especies (diversidad  $\beta$ ) entre los elementos de paisaje y, 4) Explorar la relaciones de la cobertura de los elementos del paisaje y su diversidad vegetal asociada con la abundancia y diversidad de murciélagos.



## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Área de estudio*

El presente trabajo se realizó en la región de La Venta, municipio de Juchitán de Zaragoza, Oaxaca, en la región florístico-faunística Istmo de Tehuantepec (García-Mendoza & Torres-Colin 1999). El área de estudio se localiza entre las coordenadas 94°52'41" y 94°38'30" de latitud norte y 16°41'37" y 16°26'45" longitud oeste; forma parte de la provincia fisiográfica Sierra Madre de Chiapas. El área de estudio comprende cuatro microcuencas que abarcan una superficie total de 34,017 hectáreas (Figura IV-1).

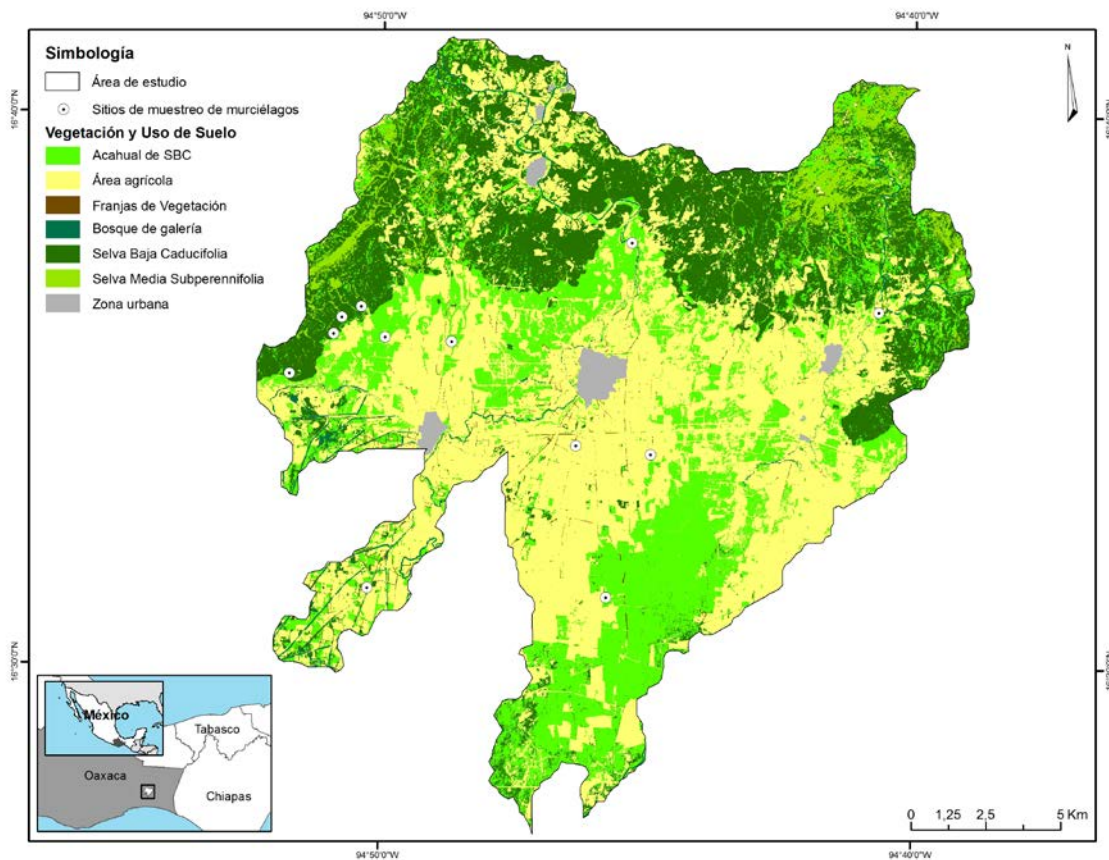


Figura IV-1. Área de estudio en la planicie costera de Oaxaca. Se señalan los sitios de muestreo seleccionados en cada elemento del paisaje.

El clima es cálido subhúmedo, con régimen de lluvias en verano (García 1988), con temperatura media anual superior a los 26°C, y la temperatura media del mes más frío nunca inferior a 18°C. La precipitación media anual es de 823 mm; la precipitación media mensual varía considerablemente entre las temporadas de secas y de lluvias, con valores medios que van de los 1.1 mm en enero a los 201 mm en septiembre, siendo agosto y septiembre los meses con mayor precipitación (CONAGUA 2010b).

El área de estudio ha estado sujeta a fuertes procesos de transformación que se han intensificado en los últimos 100 años. Estos procesos incluyen cambios por la construcción de infraestructura carretera, ferroviaria, desarrollo de la producción azucarera, y más reciente la industria eólica (Capítulo I). Como resultado actualmente la región se caracteriza por la dominancia de extensas áreas de cultivo (principalmente sorgo, maíz y frijol) y pastizales (para ganado vacuno) que conforman la matriz del paisaje. Dentro de esta matriz se encuentran inmersos fragmentos de selva baja caducifolia, acahual de selva baja caducifolia y de vegetación riparia también llamada bosque de galería.

Recientemente se han identificado siete elementos de paisaje (Capítulo II). La Selva Mediana Subperennifolia (SMS), que se distribuye principalmente en la Sierra de Tolistoque (rango de altura de 50 a 500 msnm), específicamente en las partes de cañadas donde se conserva humedad que permite la presencia de especies de plantas perennes. En la SMS predominan especie como *Phyllostylon sp.*, *Jacaratia mexicana*, *Pterocarpus hayesii* y *Ficus continifolia*, esta última probablemente provea de alimento para los murciélagos frugívoros principalmente del género *Artibeus spp.* (Capítulo III).

Igualmente en las mismas áreas de serranía, pero en las partes más expuestas, están dominadas por la selva baja caducifolia (SBC), relativamente en buen estado de conservación. En estas zonas dominan las siguientes especies: *Allophylus cominia*, *Simira rhodoclada*, *Croton ovalifolius*, *Acanthocereus sp.* y *Acacia pennatula*.

En la planicie (altitud promedio de 50 msnm), se puede identificar acahuales de diferentes edades de selva baja caducifolia (ASBC) representados por fragmentos de tamaños y formas variadas. En estos fragmentos de ASBC las especies dominantes son:

*Acacia pennatula*, *Lysiloma microphilla*, *Gliricidia sepium*, *Croton ovalifolius*, *Sabal mexicana*, *Erythroxylum havanense*, *Pisonia aculeata* y *Guazuma ulmifolia*.

En el paisaje se pueden identificar otros dos elementos que en su conjunto están representados por menos del 2% de la superficie total incluida en este estudio (34 017 ha), pero que contienen valores importantes de riqueza de especies de plantas (Capítulo III). Las franjas de vegetación (FV) y el bosque de galería (BG), pueden albergar 47 y 97 especies respectivamente y su composición de especies puede presentar altos valores de recambio entre los demás elementos de paisaje. Las especies dominantes dentro de estos dos elementos se encuentran: *Astianthus viminalis*, *G. ulmifolia*, *Exothea paniculata*, *Matayba oppositifolia*, *Pithecellobium dulce*, *Enterolobium cyclocarpum* y *Pithecellobium lanceolatum*, entre otras.

#### *Diseño de muestreo y captura de murciélagos*

Se seleccionaron tres sitios de muestreo por cada elemento del paisaje. La SMS y SBC ocupan las partes más altas, básicamente cubriendo la Sierra de Tolistoque. En estas partes la SBC es la vegetación dominante y prácticamente rodea a la SMS cuya distribución está asociada al microhabitat que se forma en la parte de las cañadas, con presencia de humedad durante todo el año. Estas partes del paisaje son las mejor conservadas por lo que en el diseño se consideró como una unidad de muestreo y se le denominó como Vegetación Primaria (VP). De acuerdo con la imagen clasificada (Figura IV-1), se puede observar que en la porción noreste se encuentra otra zona de serranía con presencia de estos dos elementos de VP en un arreglo similar, sin embargo su accesibilidad era menor, por lo que los puntos de muestreo en este elemento del paisaje no se consideraron.

Por otra parte, las Franjas de Vegetación (FV) se distribuyen por la planicie y están rodeadas principalmente por áreas agropecuarias. Aunque florísticamente hablando las FV retienen una notable riqueza de especies (Capítulo III), en realidad su presencia en el área agropecuaria se asocia a la forma de manejo que los propietarios hacen de sus parcelas. Para los murciélagos capaces de volar por varios kilómetros, éstas sólo representen un elemento más del área agropecuaria y por lo tanto, es difícil definir un límite entre las FV y

el área agropecuaria, por lo que estos dos elementos fueron considerados como uno sólo (AGRO). Es decir un área agropecuaria donde se encuentran inmersas franjas de vegetación y pequeños fragmentos de vegetación secundaria.

De esta manera, se seleccionaron tres réplicas en cada uno de los cuatro elementos del paisaje, obteniendo 12 sitios de muestreo (Figura IV-1). Cada sitio de muestreo estuvo separado por lo menos 1000 metros uno de otro, para asegurar la independencia estadística. En cada sitio de muestreo se realizaron cinco noches de muestreo durante el periodo de julio de 2011 a marzo de 2012, sumando 60 noches. El esfuerzo de muestreo se calculó de acuerdo con (Straube & Bianconi 2002).

Los murciélagos se capturaron utilizando siete redes de niebla de 12 m de largo y 2.5 m de altura, con cuatro paneles y una luz de malla de 35 mm (Avinet Inc.). Cada red estuvo separada una de otra por lo menos 20 metros. Las redes permanecieron abiertas desde 15 min. antes de que el sol se ocultara y activas aproximadamente cinco horas, logrando con esto cubrir el primer pico de actividad que se sabe tienen los murciélagos neotropicales. Las redes fueron revisadas cada 20 minutos para liberar lo más pronto posible a los murciélagos capturados y evitar con esto muerte de individuos por estrés. Cada murciélago capturado se colocó en una bolsa de manta para llevarlo al lugar dónde fue procesado, anotando en cada bolsa la hora aproximada de su captura y el número de red dónde fue capturado.

Para cada murciélago capturado se determinó a nivel de especie utilizando las claves de campo de Medellín et al. (2008) y Reid (1997). Utilicé la nomenclatura taxonómica propuesta por (Simmons 2005) con excepción de las especies del género *Sturnira* para el que se consideré el trabajo de (Velazco & Patterson 2013) quienes realizaron una completa revisión del género. Adicionalmente se registró la siguiente información: sexo, edad (juvenil, subadulto ó adulto) y estado reproductivo (para machos, si presentan los testículos en posición abdominal o escrotal, para la hembras si se encuentran inactivas, preñadas o lactando). Se les tomaron medidas de antebrazo y peso corporal. Posteriormente los murciélagos fueron liberados en el mismo sitio de su captura.

## *Análisis estadísticos*

Para cada elemento de paisaje se calculó la diversidad de especies utilizando el índice de Shannon-Wiener. Éste índice expresa la uniformidad de los valores de la abundancia de todas las especies de la muestra, es decir, mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Magurran 2005). Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S (número total de especies en la muestra) cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran 2005), dada la siguiente fórmula:

$$H' = -\sum P_i * (\ln P_i)$$

donde:

$p_i$ : es la proporción del total de la muestra que corresponde a la especie  $i$

$\ln p_i$ : logaritmo natural de  $p_i$ .

Los datos que se utilizaron para obtener el índice fue el número de capturas realizadas en cada muestreo. Para probar diferencias significativas entre la diversidad calculada para cada elemento del paisaje se utilizó el método desarrollado por Hutcheson (1970) citado por Magurran (2005) que utiliza el estadístico  $t$ . Este procedimiento se desarrolló utilizando la Calculadora de la Biodiversidad (Danoff-Burg & Chen 2005)

La diversidad alfa dentro de los cuatro elementos de paisaje también fue evaluada usando curvas de acumulación de especies y estimadores de riqueza de especies. Las especies registradas en cada evento de muestreo fueron reordenadas aleatoriamente 50 veces para suavizar las curvas. El grado de complementariedad de los inventarios se calculó utilizando la riqueza observada (Sobs) con la riqueza predicha por el estimador no paramétrico Chao 1 que utiliza datos de abundancia de las especies (Colwell & Coddington 1994; Escalante 2003). La construcción de las curvas de acumulación de especies y las estimaciones de la riqueza se realizó con el Programa Estimate 7.5 (Colwell & Coddington 1994).

Como complemento a la estimación de la diversidad de especies en cada elemento del paisaje, se construyó una gráfica de rango abundancia (Danoff-Burg & Chen 2005). Estas gráficas son útiles para explorar visualmente patrones de abundancia y equidad entre hábitats. Las especies más abundantes aparecen en el extremo izquierdo de la gráfica y las especies raras se ubican en el extremo derecho. Por lo tanto la estructura de la comunidad puede ser fácilmente comparada entre sitios por medio de una simple inspección visual de la forma de la curva (Stiling 2012).

La diversidad beta que resguarda el paisaje antropizado en estudio se calculó por medio del índice de disimilitud de Bray-Curtis. Éste índice es una medida de distancia y toma valores de 0 cuando un par de objetos (muestras) comparten las mismas especies hasta infinito cuando los objetos no comparten a ninguna. Los valores del índice están dados por la siguiente fórmula:

$$BC_{ij} = \frac{2C_{ij}}{S_i + S_j}$$

donde:

$C_{ij}$ : Suma de las menos abundancias encontradas en ambos sitios.

$S_i$  y  $S_j$ : El número total de individuos encontrados en ambos sitios

Para el cálculo del índice se utilizaron los valores de abundancia. El cálculo y la representación gráfica de las distancias (dendrograma) entre los elementos del paisaje fueron realizados utilizando el Programa MVSP 3.1 seleccionando el algoritmo de agrupación llamado Centroides o Punto Medio No Ponderado (UPGMA por sus siglas en inglés) que es el más utilizado en estudios a nivel de la comunidad.

## RESULTADOS

En una escala de paisaje, se muestrearon 60 noches con un esfuerzo total de muestreo de 63,000 m<sup>2</sup> · h (Cuadro IV.1). En total se capturaron a 1753 murciélagos pertenecientes a cinco familias, seis subfamilias y 30 especies (Cuadro 2). El ensamble de especies descrito está dominado por seis especies: *Glossophaga soricina* (40.33%), *Pteronotus parnellii* (13.31%), *Glossophaga morenoi* (7.78%), *Artibeus jamaicensis* (6.86%), *Mormoops megalophylla* (5.49%) y *Artibeus intermedius* (5.32%), las cuales en conjunto, representan el 79% del total de las capturas. Diez especies estuvieron representadas por menos de tres individuos cada una (Figura 2).

La familia mejor representada fue la Phyllostomidae con 22 especies, seguida por la familia Mormoopidae con cuatro. Los gremios mejor representados fueron los frugívoros (43%) e insectívoros aéreos (23%).

**Cuadro 1. Esfuerzo de muestreo realizado en cada sitio y diversidad estimada para cada elemento del paisaje.**

<b>Elemento del paisaje</b>	<b>sitio de muestreo</b>	<b>Núm. de Noches</b>	<b>Esfuerzo de captura (m<sup>2</sup>h)</b>	<b>Núm. de capturas</b>	<b>Núm. de Especies</b>	<b>H'</b>	<b>E</b>
<i>Vegetación primaria</i>							
	La Cañada 1	5	5250	151	19		
	La Cañada 2	5	5250	184	8		
	La Meseta	5	5250	556	10		
	<b>Total</b>	<b>15</b>	<b>15,750</b>	<b>891</b>	<b>21</b>	<b>1.29</b>	<b>0.43</b>
<i>Acahual de SBC</i>							
	La Venta I	5	5250	22	5		
	La Venta II	5	5250	61	9		
	El Huanacastle	5	5250	146	9		
	<b>Total</b>	<b>15</b>	<b>15,750</b>	<b>229</b>	<b>12</b>	<b>2.05</b>	<b>0.83</b>
<i>Bosque de galería</i>							
	La Poza	5	5250	366	12		
	Arroyo La Blanca	5	5250	143	12		
	La Toma de agua	5	5250	71	12		
	<b>Total</b>	<b>15</b>	<b>15,750</b>	<b>580</b>	<b>22</b>	<b>2.25</b>	<b>0.73</b>
<i>Área agropecuaria</i>							
	Cultivo de sorgo	5	5250	12	5		
	Pastizal	5	5250	10	8		
	Sorgo con cercos vivos	5	5250	31	10		
	<b>Total</b>	<b>15</b>	<b>15,750</b>	<b>53</b>	<b>12</b>	<b>2.32</b>	<b>0.93</b>
<b>Totales</b>		<b>60</b>	<b>63,000</b>	<b>1753</b>	<b>30</b>		



Cuadro IV- 2. Listado taxonómico de las especies encontradas por elemento de paisaje. VP: Vegetación primaria; ASBC: Acahual de selva baja caducifolia; BG: Bosque de galería y AGRO: Área agropecuaria. A cada especie se le asignó el gremio alimenticio al que pertenecen (sensu Kalko 1996): InsAe: Insectívoro aéreo; InsFol: Insectívoro del follaje; Omn: Omnívoro; Nec: Nectarívoro; Fru: Frugívoro; SAN: Sanguívoro y Pis: Piscívoro.

Familia	Subfamilia	Especie	Gremio	Elemento del paisaje				Total
				VP	ASBC	BG	AGRO	
Mormoopidae		<i>Mormoops megalophylla</i>	InsAe	0	2	93	1	96
		<i>Pteronotus davyi</i>	InsAe	0	3	77	0	80
		<i>Pteronotus parnellii</i>	InsAe	79	7	147	8	241
		<i>Pteronotus personatus</i>	InsAe	0	0	29	0	29
Phyllostomidae	Micronycteridae	<i>Micronycteris microtis</i>	InsFol	5	0	1	0	6
	Phyllostominae	<i>Lophostoma brasiliense</i>	InsFol	1	0	0	0	1
		<i>Phyllostomus discolor</i>	Omn	0	0	2	0	2
	Glossophaginae	<i>Glossophaga commissarisi</i>	Nec	11	0	0	0	11
		<i>Glossophaga leachii</i>	Nec	1	0	1	0	2
		<i>Glossophaga morenoi</i>	Nec	86	20	27	3	136
		<i>Glossophaga soricina</i>	Nec	610	44	45	6	705
		<i>Leptonycteris yerbabuenae</i>	Nec	0	0	2	1	3
	Carollinae	<i>Carollia perspicillata</i>	Fru	1	0	1	0	2
		<i>Carollia sowelli</i>	Fru	16	0	4	0	20
		<i>Carollia subrufa</i>	Fru	13	0	2	0	15
	Stenodermmiinae	<i>Sturnira parvidens</i>	Fru	7	7	13	5	32
		<i>Sturnira hondurensis</i>	Fru	12	7	21	6	46
		<i>Uroderma bilobatum</i>	Fru	0	20	1	1	22
		<i>Artibeus aztecus</i>	Fru	1	0	0	0	1
		<i>Artibeus intermedius</i>	Fru	10	63	13	7	93
		<i>Artibeus jamaicensis</i>	Fru	5	32	77	6	120
		<i>Artibeus lituratus</i>	Fru	16	18	19	5	58
		<i>Artibeus phaeotis</i>	Fru	7	0	0	0	7
		<i>Artibeus toltecus</i>	Fru	5	0	0	0	5
<i>Centurio senex</i>		Fru	2	2	0	0	4	
	Desmodontinae	<i>Desmodus rotundus</i>	San	1	0	1	0	2
Noctilionidae		<i>Noctilio leporinus</i>	Pis	0	0	2	0	2
Natalidae		<i>Natalus stramineus</i>	InsAe	2	0	0	0	2
Vespertilionidae		<i>Lasiurus cinereus</i>	InsAe	0	0	1	0	1
		<i>Rhogeessa parvula</i>	InsAe	0	0	0	4	4
<b>Total</b>				<b>891</b>	<b>225</b>	<b>579</b>	<b>53</b>	<b>1748</b>
<b>Riqueza de spp.</b>		<b>30</b>		<b>21</b>	<b>12</b>	<b>22</b>	<b>12</b>	

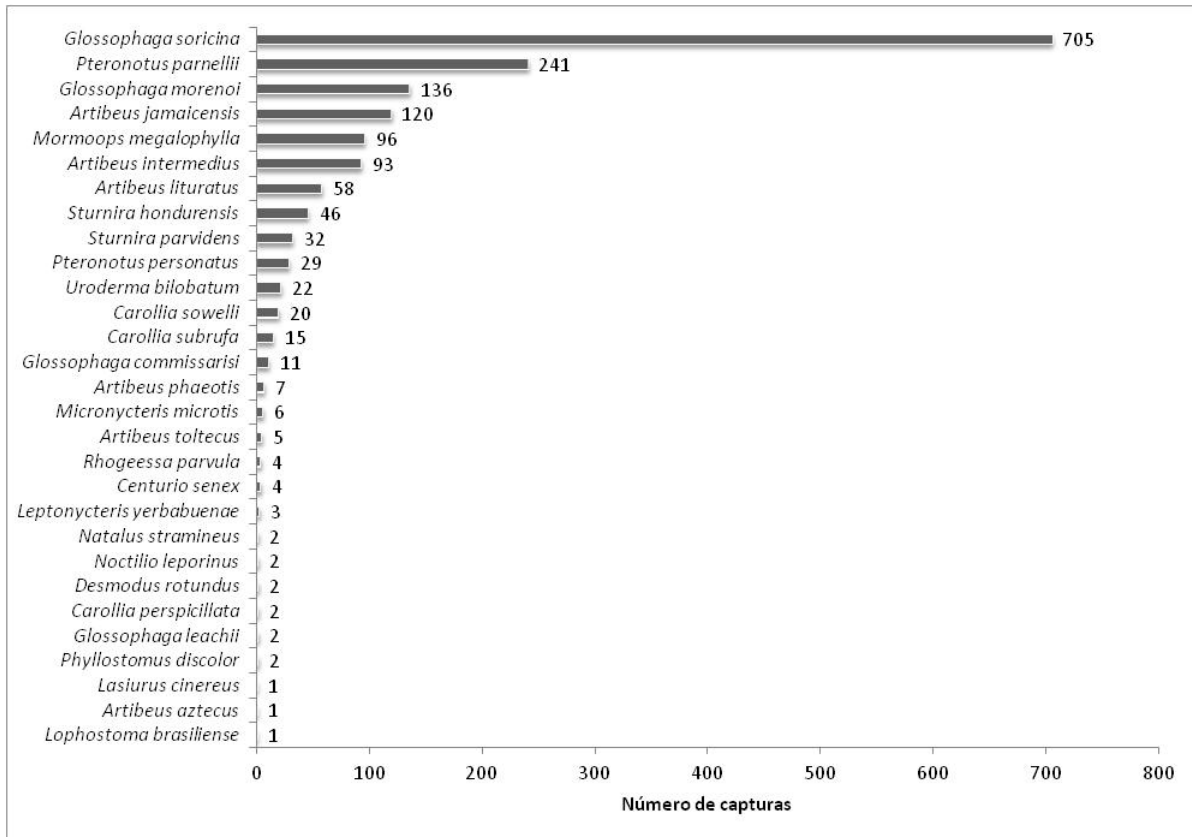


Figura IV- 2. Abundancia de especies de murciélagos en una escala de paisaje.

#### Comparación de la diversidad alfa y beta entre los elementos de paisaje

Los sitios con mayor riqueza específica registrada fueron el BG y la VP, con 22 y 21 especies respectivamente. En el ASBC y el AGRO se registraron 12 especies de murciélagos. Sin embargo, la mayor diversidad de especies se registró en el AGRO ( $H' = 2.32$ ) y el valor más bajo se registró en la VP ( $H' = 1.29$ ) (Cuadro IV-1). Si se toman los valores de equidad como una medida de diversidad, nuevamente es el AGRO donde se registró la mayor diversidad ( $E = 0.933$ ) y en la VP se presentaron el menor valor de equitatividad ( $E = 0.426$ ). De acuerdo con la prueba de *t*-Hutchenson, los cuatro elementos de paisaje difirieron significativamente (en todos los casos  $p < 0.001$ ) en cuanto a la diversidad calculada para cada uno de ellos.

De acuerdo al análisis de curvas de acumulación de especies para todos los elementos del paisaje se logró un porcentaje de complementariedad del inventario de

especies en todos los casos con más del 80% de las especies predichas por el estimador de Chao 1 (Cuadro IV-3). Para el caso del ASBC se obtuvo el 100% de las especies predichas por el estimador mientras que para el AGRO se obtuvo el mayor déficit de especies, logrando registrar sólo el 80% de las especies esperadas. Para el BG y el AGRO se nota que las curvas no alcanzaron la asíntota lo que indica que es necesario implementar un mayor número de noches de muestreo para aumentar el grado de complementariedad de las especies (Figura 3).

*Cuadro IV-3. Riqueza esperada y observada y porcentaje de complementariedad de las especies de con base a lo predicho por Chao 1. Se reportan los intervalos de confianza (CI).*

Elemento	Especies Observadas	Estimador		
		95% CI Límite inferior	Chao1	95% CI Límite superior
<b>VP</b>	21	21.5	24.33	43.07
%		<b>97.67</b>	<b>86.31</b>	<b>48.75</b>
<b>ASBC</b>	12	12	12	12
%		<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>
<b>BG</b>	22	22.5	25	39.95
%		<b>97.77</b>	<b>88</b>	<b>55.06</b>
<b>AGRO</b>	12	12.36	15	37.31
%		<b>97.08</b>	<b>80</b>	<b>32.16</b>

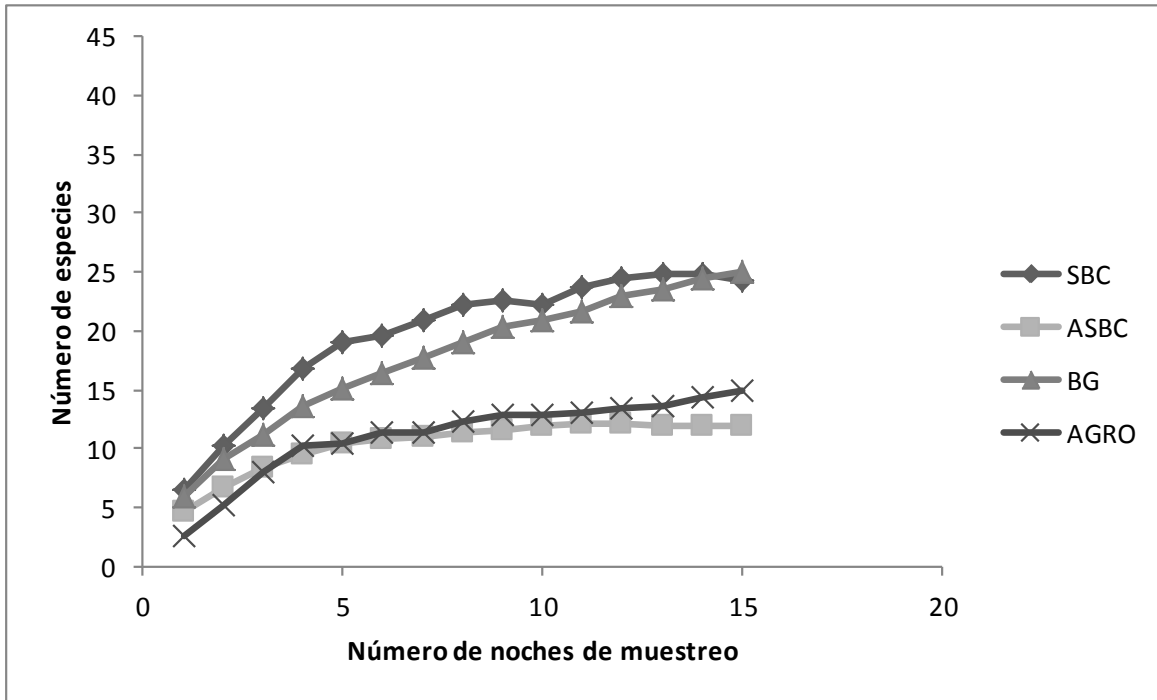


Figura IV-3. Curvas de acumulación de especies de murciélagos en los cuatro elementos del paisaje definidos en el área de estudio.

Los patrones de rango-abundancia muestran similitudes entre VP y BG, y entre el ASBC y el AGRO. El primer par presenta una curva más larga, lo que se interpreta con una mayor riqueza y una dominancia marcada de algunas especies, y la presencia de especies raras; mientras que el segundo par presenta una línea más corta y menos escalonada, lo que se interpreta como comunidades más homogénea donde todas las especies están distribuidas con una mayor equidad y con pocas especies dominantes ó raras (Figura 4).

La especie más abundante a nivel del paisaje fue *Glossophaga soricina*, sin embargo ésta especie sólo tuvo la de mayor abundancia en la VP teniendo el cuarto lugar en abundancia en los demás elementos de paisaje (Figura 4). Caso contrario para *Pteronotus parnellii* su abundancia cambio respecto al elemento de paisaje. En el BG *P. parnellii* ocupó el primer lugar, mientras que en el ASBC ocupó el último lugar y en la VP ocupó un lugar intermedio de abundancia. Por otro lado, *Artibeus jamaicensis* aunque tuvo una gran abundancia en todos los elementos del paisaje, en ninguno fue la especie más abundante.

Con respecto a la presencia de especies raras, la VP fue donde se registró el mayor número de ellas con cinco (*Artibeus aztecus*, *Carollia perspicillata*, *Desmodus rotundus*, *Glossophaga leachii* y *Lomphostoma brasiliensis*).

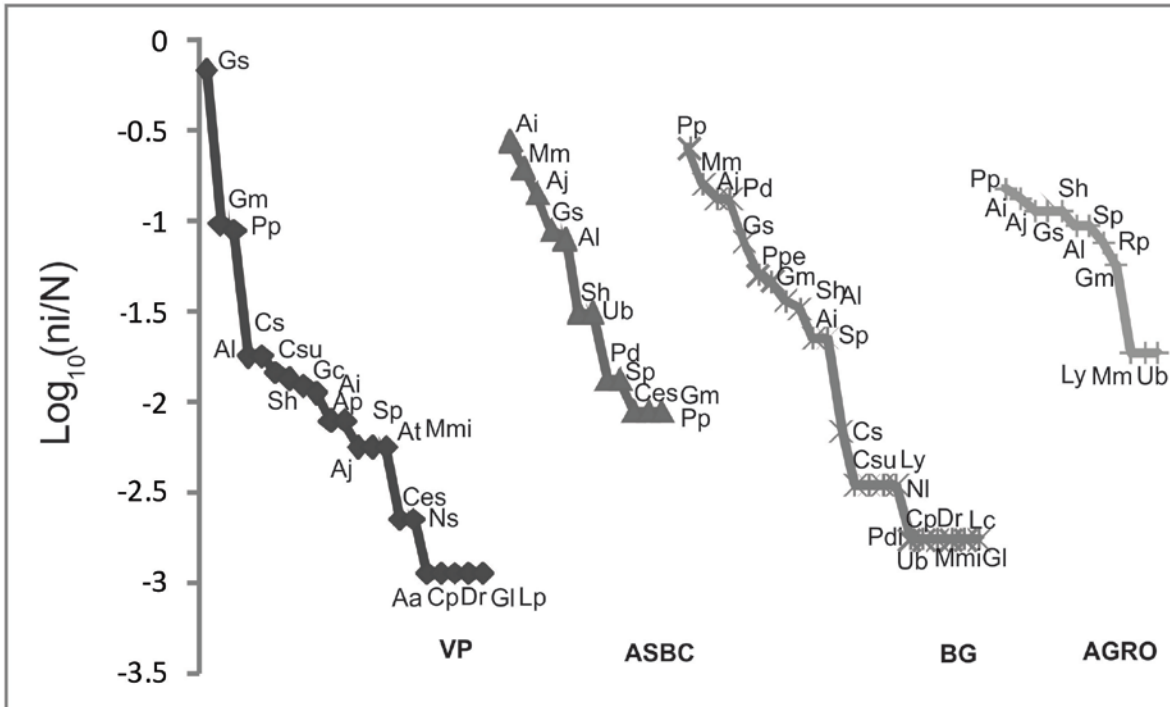
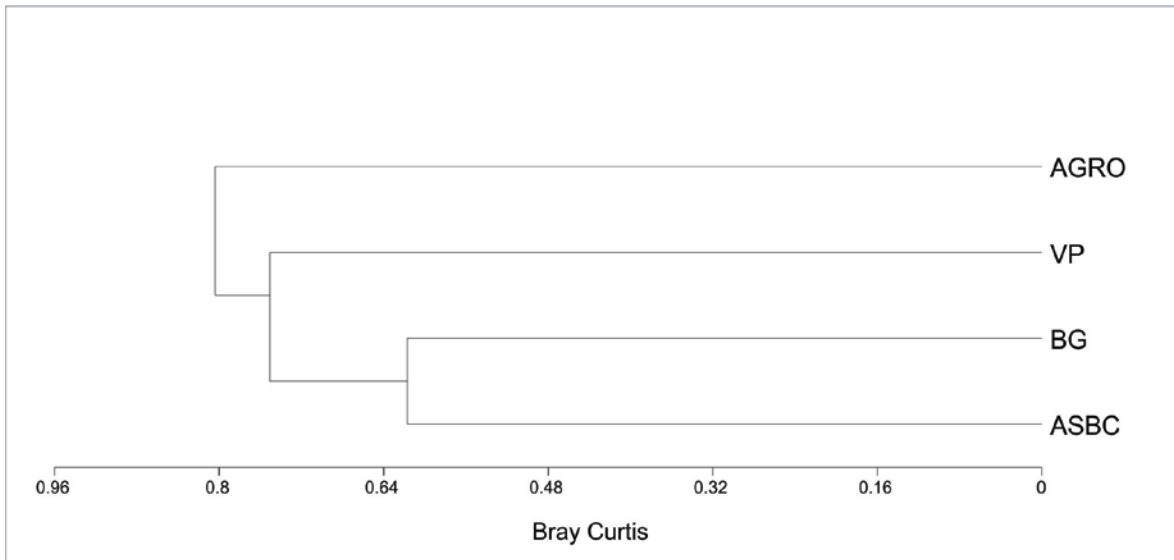


Figura IV-4. Gráfico de rango abundancia que muestra la estructura de las comunidades registradas en cada elemento de paisaje= VP= vegetación primaria, ASBC= Acahual de selva baja caducifolia, BG= bosque de galería, AGRO= Área agropecuaria. Las iniciales de las especies de murciélagos corresponden a: Gs=Glossophaga soricina, Gm= G. morenoi, Pp= Pteronotus parnellii, Al= Artibeus lituratus, Cs= Carollia sowelli, Csu= C. subrufa, Gc= Glossophaga commissarisi, Ai= Artibeus intermedius, Ap= A. phaeotis, Sh=Sturnira hondurensis, Sp= S. parvidens, Aj= Artibeus jamaicensis, Mmi= Micronycteris microtis At= A. toltecus, Mm= Mormoops megalophylla, Ces= Centurio senex, Ns= Natalus stramineus, Aa= Artibeus aztecus, Cp= Carollia perspicillata, Dr= Desmodus rotundus, Gl= Glossophaga leachii, Lp= Lophostoma brasiliense, Ub= Uroderma bilobatum, Pd= Pteronotus davyi, Ppe= P. personatus, Ly= Leptonycteris yerbabuenae, NI= Noctilio leporinus, Pdi= Phyllostomus discolor, Lc= Laciurus cinereus y Rp= Rhogeessa pávula.

Con base en los valores que arrojó el índice de disimilitud de Bray-Curtis se puede notar que existe un marcado recambio de especies entre los cuatro elementos del paisaje

(Figura 5). El BG y el ASBC fueron los elementos que presentaron una menor disimilitud (0.61), mientras que el ensamble registrado en el AGRO fue la que presentó una mayor disimilitud (0.80) con respecto a los otros tres elementos del paisaje, lo anterior debido a las diferencias en las abundancias relativamente bajas que se obtuvieron.



**Figura IV-5. Dendrograma de disimilitud con base al índice de Bray-Curtis entre los ensambles de especies de murciélagos registrados en los cuatro elementos del paisaje.**

## DISCUSIÓN

El presente estudio evalúa la diversidad de murciélagos que retiene un paisaje antropizado en la planicie costera de Oaxaca. La diversidad ( $\alpha$ ) de murciélagos se evaluó en cuatro elementos del paisaje que presentan características diferentes en cuanto al grado de conservación y tipo de cobertura vegetal; cada uno de estos elementos contribuyó a la diversidad a una escala de paisaje (diversidad  $\gamma$ ). En total, se registraron 30 especies que representan el 48% de las especies de murciélagos que se han registrado para la región del Istmo de Tehuantepec (62 especies) en su porción oaxaqueña (García-Grajales & Buenrostro 2012) y el 21% ( $n=138$ ) de las especies de murciélagos registradas para México (Medellín et al. 2008). Mis resultados indican que aun cuando el paisaje en estudio ha estado bajo fuertes procesos de antropización, que han conllevado a la reducción significativa de la vegetación original, todavía conserva una notable diversidad de murciélagos, comparándolo con otros paisajes perturbados en selvas secas (Wilson 1997; Moreno & Halffter 2001; Stoner 2005; Bianconi et al. 2006; Avila-Cabadilla et al. 2009; Barragán et al. 2010). Esta retención de diversidad de murciélagos, se infiere, se debe a la heterogeneidad del paisaje dada por la presencia de elementos como acahuales de la selva baja caducifolia, franjas de vegetación, árboles aislados, bosque de galería y vegetación primaria compuesta por selva baja caducifolia y selva mediana subperennifolia que cubren la Sierra de Tolistoque (ver Capítulo II). Cada uno de estos elementos está jugando un importante papel para la conservación de los murciélagos tanto porque les proveen de refugio y áreas de forrajeo como porque su presencia les permite desplazarse a través de una matriz del paisaje haciéndola lo bastante permeable para mantener poblaciones viables de murciélagos.

### *Ensamblaje de especies por elemento de paisaje*

En cuanto a la composición y estructura de las comunidades de murciélagos descritas en cada elemento del paisaje se observó que el BG fue el elemento donde se registró el mayor número de especies (22), seguido de la VP (21) y el ASBC (12). Como se esperaba, uno de los elementos con la menor riqueza y abundancia de especies fue el área

agropecuaria (AGRO) con sólo 12 especies registradas. Es notable la riqueza de especies registrada en el BG a pesar de su baja representatividad a una escala de paisaje; el BG cubre el 1% del paisaje en estudio (ver Capítulo II). La importancia de este tipo de vegetación para la presencia de especies de murciélagos ha sido reportada en diversas partes del trópico (Estrada et al. 1993; Estrada & Coates-Estrada 2001; Galindo-González & Sosa 2003) y en estudios enfocados en evaluar la diversidad de murciélagos en paisajes perturbados (Moreno 2000; Galindo-González & Sosa 2003; Cramer-Buecher 2007; Medina et al. 2007; Bernard & Fenton 2007; Bobrowiec & Gribel 2010). Esta capacidad del BG de retener alta diversidad de murciélagos está asociada a su composición y estructura de la comunidad de plantas que lo constituyen.

El BG presenta una comunidad vegetal con mayor complejidad estructural dada por la presencia de estratos arbóreos (dominados por *G. ulmifolia*, *Matayba* spp., *Exothea paniculata*, *Astianthus viminalis* y *Ficus yoponensis*) y arbustivas (*Tridimeris hahniana*, *Cordia curassavica* y *Croton* spp.). En la descripción florística de este elemento de paisaje (ver capítulo III), se registró la presencia del género *Ficus* spp. que se sabe provee de recurso alimenticio para el ensamble de especies de murciélagos frugívoros, principalmente del género *Artibeus* spp. que se les ha considerado frugívoros especialistas en los frutos de plantas de éste género (Giannini & Kalko 2004 pero ver Goncalves da Silva et al. 2008). Esto podría explicar las altas abundancias registradas para *A. jamaicensis* (77) y *A. lituratus* (19) que representan el 54% de todo los individuos capturados (n=178) de ambas especies en todo el paisaje. De hecho, para *A. jamaicensis* el BG fue el elemento de paisaje donde se obtuvieron las mayores capturas.

El BG está asociado a los ríos y arroyos que conforma la red hidrológica del área de estudio. Los ríos, tanto perennes como temporales, proveen de agua y alimento a los murciélagos. Estos recursos representan un alto valor para los murciélagos principalmente en las temporadas de estiaje, que en la zona puede durar de entre siete y ocho meses (CONAGUA 2010); en esta temporada la disponibilidad de recursos como agua y alimento se restringen a esta zona por lo que pueden llegar congregarse una alta concentración de murciélagos y de fauna en general (Estrada et al. 1993, 2009). Lo anterior puede explicar también las altas abundancias de especies insectívoras de la familia Mormopidae



(*Pteronotus davyi*, *P. personatus*, *P. parnellii* y *Mormoops megalophylla*), que se pudo notar suelen pasar la mayor parte de su tiempo de forrajeo en el área de los ríos. También, en este elemento del paisaje se registró al murciélago pescador (*Noctilio leporinus*) que de acuerdo con registros adicionales, al parecer es una especie común en los ríos y arroyos de paisaje en estudio (*obs. per.*). La presencia de *N. leporinus* incrementa la diversidad de gremios alimenticios en el ensamble registrado y de hecho representaría el único murciélago carnívoro registrado hasta ahora en todo el paisaje (García-García et al. 2006; López et al. 2009; Barragán et al. 2010; Rozco et al. 2010).

La Vegetación Primaria (VP), constituida por la selva baja caducifolia (SBC) y la selva mediana subperenifolia (SMS) que se distribuyen por la Sierra de Tolistoque, fue el segundo elemento del paisaje donde se registró el mayor número de especies y las mayores abundancias. Lo anterior se puede explicar a: 1) las diferencias en composición y estructura de la vegetación que comprenden este elemento de paisaje; 2) la disponibilidad de refugios que se puede encontrar en este elemento del paisaje y 3) el grado de conservación que presenta la Sierra de Tolistoque, principalmente por su inaccesibilidad y por ser considerados, por los habitantes locales, terrenos poco aptos para el desarrollo de la agricultura o ganadería. Las especies registradas en la SMS aportaron el 90% de las especies de murciélagos reportadas para la VP. La alta riqueza de especies de la SMS se debe probablemente a la presencia de especies de plantas, tanto arbustivas como arbóreas, que provén de frutos a los murciélagos, favoreciendo la presencia de especies frugívoras. En este elemento se han registrado especies de plantas de los géneros *Anona*, *Cordia*, *Malpighia*, *Trichilia*, *Brosimum*, *Ficus*, *Eugenia* y *Manikara* (Capítulo III) cuyos frutos se han reportado son consumidos por especies como *A. lituratus*, *A. jamaicensis*, *A. toltecus*, *A. phaeotis* y *A. watsoni* (Lobova et al. 2009) o especies de los géneros *Rollinia* y *Piper* que son consumidas por especies del género *Carollia* (Fleming 1988; Lobova et al. 2009). Esta composición de plantas puede ser un factor que determina la presencia de especies frugívoras que pueden estar ausentes o en pocas abundancias en los otros elementos como el ASBC y el AGRO.

Al igual que en el BG, la VP pero particularmente la SMS presenta una mayor complejidad estructural de hecho que de la misma SBC (Capítulo III). Se ha descrito que

una mayor complejidad en la estructura de la vegetación influye sobre la riqueza de especies de murciélagos (Clarke et al. 2005a; Montiel et al. 2006; Medina et al. 2007; Bernard & Fenton 2007; Castro-Luna et al. 2007b; Pech-Canche et al. 2010; Williams-Guillén & Perfecto 2010; Bobrowiec & Gribel 2010). Esta complejidad estructural favorece la presencia de especies insectívoras del follaje tales como *Micronycteris microtis* y *Lophostoma brasiliense* que sólo fueron registradas en este tipo de vegetación dentro del paisaje estudiado.

Otras especies frugívoras características de este tipo de vegetación son *Artibeus toltecus*, *A. aztecus* y *A. phaeotis* que de igual forma sólo fueron registrados en este elemento del paisaje. Se ha documentado que estas especies restringen su actividad de forrajeo a distancias < 3 km y lo prefieren hacerlo en condiciones de interior de bosque con cierta estructura de vegetación (Albrecht et al. 2007). Lo mismo se ha reportado para los miembros del género *Carollia* (Fleming 1988; Bernard & Fenton 2003). En el presente estudio, estas especies sólo se reportaron en la VP y para el caso de *Carollia sowelli* también se registro en el BG.

En este estudio se definió a la SMS como un tipo de vegetación que caracteriza a la VP y que presenta un mejor estado de conservación, pero indudablemente, basado en la composición de la comunidad registrada en ella, se hace prioritario realizar estudios específicos dentro de este tipo de vegetación que se puede encontrar en toda la Sierra de Tolistoque, para determinar la diversidad de murciélagos que aún mantiene y evaluar el verdadero aporte de diversidad gama de la SMS. Lo anterior también aplica para el caso de las plantas, ya que también fue el tipo de vegetación más diverso dentro del paisaje (Capítulo III).

La baja riqueza y abundancia de especies registrada en el AGRO era de esperarse dado que los remanentes de vegetación que aún se mantienen no presentan la composición, estructura y diversidad de plantas que las registradas para el caso del BG y VP. Aun con lo anterior, algunas áreas agropecuarias pueden presentar esparcidas especies de plantas, principalmente de aquellas favorecidas por los disturbios, como los son *Sabal mexicana*, *Acacia* spp. *G. ulmifolia*, entre otras. De la misma manera, en las áreas agropecuarias del paisaje en estudio se pueden presentar franjas de vegetación que fueron originadas por la

construcción y manejo de la red de canales de riesgo presente en el área de estudio. La presencia de estos elementos en el paisaje permite que los murciélagos puedan utilizarlos de manera temporal como sitio de descanso y forrajeo. Las especies más abundantes en este elemento de paisaje fueron: *Pteronotus parnellii* (8 capturas), *Artibeus intermedius* (7) y con seis capturas estuvieron representadas: *Glossophaga soricina*, *Sturnira hondurensis* y *Artibeus jamaicensis*. La utilización de áreas abiertas por estas especies se ha reportado en otros estudios y la explicación se basa en la capacidad de dispersión que poseen asociada a su tamaño principalmente para el caso de las especies del género *Artibeus* (Familia Sternomatidae). Por ejemplo, Meyer & Kalko (2008) documentaron en un estudio sobre el efecto de fragmentación del hábitat sobre los murciélagos, en Panamá, que *A. jamaicensis* fue la única especie capaz de colonizar fragmentos alejados del hábitat continental y que esto se debió a su gran capacidad de dispersión asociado al tamaño de sus alas. En ese mismo estudio, las especies asociadas a condiciones de interior de bosque y con requerimientos específicos de hábitat estuvieron ausentes en los fragmentos más alejados del hábitat continental.

Para el caso de *Glossophaga soricina* su presencia en las áreas agropecuarias puede deberse a que es la especie más abundante dentro del paisaje y por tanto las probabilidades de ser capturadas son mayores por un efecto de masa (Shmida & Wilson 1985 citado por Moreno 2000) que implica el flujo de individuos de áreas donde encuentran las mejores condiciones para reproducirse (y por lo tanto presentan altas abundancias) hacia áreas desfavorables; probablemente su presencia en el área agropecuaria se debe a la presencia de elementos como las franjas de vegetación, cercos vivos y árboles aislados que les provee de alimento y refugios nocturnos. *Glossophaga soricina* es la especie más abundante en el área de estudio y particularmente en este trabajo las mayores capturas se lograron en la VP. Lo anterior es probable que se deba a la existencia de refugios rocosos y cuevas que esta especie, junto con otras más, utilizan como refugios permanente dada su alta preferencia a habitar este tipo de sitios (Arita 1993). La captura de más de 200 individuos en una noche en la VP se debió precisamente porque a menos de 200 metros del sitio de muestreo se localizó una cueva de más de 50 metros de profundidad que presentaba las condiciones idóneas para que fuera ocupada por esta especie.

La diversidad estimada por el índice de Shannon-Wiener fue significativamente diferente entre los cuatro elementos del paisaje evaluados. Fuera de lo esperado, el AGRO fue el que obtuvo el mayor valor de diversidad ( $H=2.32$ ) con respecto a la VP ( $H=1.29$ ), lo anterior se debió a la dominancia de algunas especies que como se mencionó anteriormente, fue el segundo elemento donde se registró la mayor riqueza de especies de murciélagos. Por lo tanto las mayores abundancias de las especies en el VP, pero principalmente de *Glossophaga soricina*, hicieron que el índice arrojara los menores valores de diversidad, aún cuando su riqueza específica fue mayor.

#### *Estructura de gremios alimenticios por elementos del paisaje*

Los murciélagos nectarívoros son los más abundantes en el paisaje estudiado. La especie nectarívora más abundante fue *Glossophaga soricina* ( $n=705$ ) y fue capturada en todos los elementos del paisaje. En la VP ésta especie dominó el ensamble de especies. Esta dominancia es probable que se deba a dos factores: 1) la presencia de especies de plantas que han sido reportadas en la dieta de esta especie y 2) la presencia de refugios rocosos y cuevas en este elemento de paisaje que probablemente sean utilizados por *G. soricina*.

Este dominio de las especies nectarívoras, principalmente del género *Glossophaga* en la selva tropical caducifolia contrasta con lo que se ha registrado en las regiones tropicales húmedas (Fleming et al. 1972; Cosson et al. 1999; Medellín et al. 2000; Estrada & Coates-Estrada 2002; Galindo-González & Sosa 2003; Giannini & Kalko 2004; Montiel et al. 2006; Medina et al. 2007; Bernard & Fenton 2007; Castro-Luna et al. 2007b; Williams-Guillén & Perfecto 2010; Saldaña-Vázquez et al. 2010; Bobrowiec & Gribel 2010; Peña-Cuéllar et al. 2012), donde los ensambles están dominados por las especies frugívoras, principalmente de los géneros *Artibeus*, *Carollia* y *Sturnira*. Este recambio de especies se puede deber a la forma en que se regeneran las selvas tropicales húmedas y las secas. Mientras que en las primeras la regeneración se caracteriza por especies pioneras, principalmente de los géneros *Cecropia*, *Piper*, *Ficus* y *Solanum* que se ha documentado, constituyen la principal dieta de los murciélagos frugívoros, en las selvas tropicales secas, la regeneración está dominada por especies dispersadas por el viento y no necesitan destinar recursos energéticos en la producción de frutos para poder atraer agentes

dispersores, como los murciélagos y por lo tanto, en las etapas tempranas de las selvas secas no provienen de recursos alimenticios a los murciélagos frugívoros (Avila-Cabadilla et al. 2009). En el paisaje estudiado, sólo la SMS puede ofrecer recursos suficientes de alimentación para las especies frugívoras y en consecuencia en este elemento de paisaje se registró un mayor número de especies de este gremio alimenticio.

El BG también estuvo constituido por especies de plantas típicas de las etapas tempranas de la sucesión como las del género *Ficus*, que puede explicar también la presencia importante de especies frugívoras. Mientras que las especies insectívoras del follaje (Familia Phyllostominae) sólo se registraron en la VP, y dentro de esta solamente en la SMS que se presenta en las áreas de cañadas. Se ha mencionado que los miembros de este gremio alimenticio y principalmente los miembros de la familia Phyllostominae son los más sensibles a los procesos de pérdida y fragmentación de hábitat (Galindo-González 2004).

El gremio de los carnívoros sólo estuvo representado por el murciélago pescador (*N. leporinus*) y sólo se registró en el BG. Los arroyos del BG le proveen de alimento y refugio y dado que, de cierta manera los propietarios de estas tierras respetan una franja de casi 20 metros a la orilla de los ríos, las condiciones de la vegetación se presentan de manera conservada con respecto a las áreas adyacentes que han sido transformadas casi en su totalidad a áreas agropecuarias.

El murciélago vampiro (*Desmodus rotundus*) presentó bajas abundancias registrándose sólo un individuo en la VP y otro en el ASBC. Lo anterior fue contrario a lo que se esperaba encontrar en un paisaje con alto grado de antropización y una gran abundancia de ganado vacuno (Villa 1966; Medina et al. 2007). Este resultado puede sugerir la eficacia de las campañas de erradicación del derriengue que se ha implementado en la región.

La hipótesis central de mi trabajo de investigación sostiene que la presencia de elementos del paisaje, su composición y sus características espaciales, contribuyen al mantenimiento de la diversidad de murciélagos en un paisaje totalmente antropizado. La evidencia empírica que logré recopilar soporta esta hipótesis y realza la importancia que tiene los elementos del paisaje con baja representatividad en términos de superficie

ocupada, como lo son el BG y la SMS, que albergan una riqueza importante de murciélagos. Adicionalmente, la matriz descrita en este estudio, caracterizada por la presencia de fragmentos de ASBC y de otros elementos como franjas de vegetación y árboles aislados, la hacen lo bastante habitable para que los murciélagos pueda hacer uso de ellas para alimentarse y volar hacia sus áreas de refugio, probablemente localizadas en la Sierra de Tolistoque que en definitiva se constituye como el principal reservorio de diversidad de murciélagos del paisaje en mi área de estudio. Por lo tanto, cualquier estrategia de conservación, no sólo de murciélagos sino de la diversidad regional, debe contemplar la permanencia de estos elementos del paisaje para que su funcionalidad ecológica continúe.

Lo encontrado en mi investigación concuerda con lo que se ha descrito en otros paisajes transformados en la regiones tropicales del Continente Americano, que hasta hace algunos años sólo se enfocaban en los bosques tropicales lluviosos; recientemente se ha comenzado a describir escenarios similares en las selvas bajas caducifolias (Stoner 2001, 2005; Avila-Cabadilla et al. 2009, 2012). Indudablemente, las perspectivas de conservación de la biodiversidad se centran en el manejo de los paisajes transformados.

En el presente estudio se pudo corroborar la alta riqueza de especies (30) de murciélagos que aún habita el área de estudio. Sin embargo, debido a que sólo se utilizó el método de redes para el registro de las especies de murciélagos, la evaluación de la diversidad de murciélagos estuvo sesgada a las especies que se sabe son susceptibles a ser capturados por medio de redes (principalmente de la familia Mormoopidae y Phyllostomidae); otras especies estuvieron subrepresentadas principalmente porque vuelan a alturas mayores de cinco metros y por presentar un sistema de ecolocalización más fino que les permite la detección de las redes (principalmente de las familias Vespertilionidae y Molossidae). Por estas razones, en algunos estudios donde se ha evaluado la diversidad de especies en una escala del paisaje han optado por enfocar sus análisis sobre las familias Phyllostomidae y Mormoopidae (Medellín et al. 2000; Moreno & Halffter 2001; Galindo-González & Sosa 2003; Pineda et al. 2005; Stoner 2005; Willig et al. 2007; Castro-Luna et al. 2007b; Meyer & Kalko 2008; Avila-Cabadilla et al. 2009; Klingbeil & Willig 2009; Williams-Guillén & Perfecto 2010; Saldaña-Vázquez et al. 2010). Recientemente se ha

evaluado la importancia de combinar métodos para el registro de murciélagos (redes de niebla, trampas de harpa y grabaciones ultra-acústicas) para realizar una descripción completa de los ensambles de murciélagos (MacSwiney et al. 2008; Pech-Canche et al. 2010). Se ha concluido que la implementación de más de dos métodos puede incrementar un 30-40% las especies registradas en los inventarios (MacSwiney et al. 2008).

La implementación del método acústico hubiera permitido incorporar por lo menos 12 especies más que se han registrado en el área de estudio. Por ejemplo, en cuatro años de estar monitoreando a los murciélagos por el método acústico en el área de estudio se han podido registrar 12 especies (1 de la familia Emballonuridae, 6 de la familia Molossidae y 5 de la familia Vespertilionidae, Villegas-Patracá datos sin publicar). Estos registros aumentarían a 42 las especies que están utilizando el paisaje antropizado en estudio. Es necesario complementar la evaluación de la diversidad de murciélagos implementando el método acústico en cada elemento de paisaje descrito en este trabajo, para evaluar la contribución de las especies insectívoras aéreas a la diversidad alfa de cada elemento del paisaje.

Por otra parte, uno de los elementos definidos en este estudio fue el del acahual de selva baja caducifolia (ASBC). Sin embargo, esta clasificación no consideró el estado sucesional (por ejemplo temprano vs tardío) en que estos elementos se encontraban, es decir, no se discriminó entre acahuales jóvenes y acahuales viejos. Este aspecto tiene implicaciones en la forma en que los murciélagos pueden explotar los recursos (principalmente refugio y alimento). Por ejemplo, se ha demostrado que etapas sucesionales tardías de la selva baja caducifolia pueden retener una mayor diversidad de murciélagos que las etapas tempranas (Avila-Cabadilla et al. 2009) y la composición y estructura de la comunidad es diferente. En el presente estudio se pudo recopilar evidencia de lo anterior. De los tres sitios seleccionados bajo la condición de ASBC, dos se pueden considerar acahuales jóvenes de entre 5 y 15 años (sitios La Venta I y II, ver Cuadro 2), mientras que el sitio El Huanacastle es un acahual maduro (*ca* > de 40 años) inferido por la estructura de la vegetación y por la historia de uso del suelo que se pudo reconstruir en el proceso de elaboración del presente estudio. En el sitio La Venta I (Acahual joven) se capturaron 22 individuos de siete especies mientras que en el sitio El Huanacastle (acahual maduro) se

capturaron 146 individuos de 10 especies. En el sitio La Venta II (acahual joven) también se registraron 10 especies pero solamente 61 individuos. En cuanto la composición, en los acahuales jóvenes las especies dominantes fueron las nectarívoras *Glossophaga soricina* y *G. morenoi* y en el acahual maduro la comunidad estuvo dominada por las especies frugívoras *Artibeus intermedius* (38 individuo, n=87), *A. jamaicensis* (21) y *Uroderma bilobatum* (8) y *Sturnira hondurensis* (7). Estas diferencias en la composición y abundancia de las especies relacionada con las etapas sucesionales de las selva baja caducifolia son importantes de evaluar para entender el papel que están jugando los fragmentos de vegetación secundaria (Avila-Cabadilla et al. 2009). De hecho, el sitio El Huanacastle, de acuerdo a la imagen clasificada (ver Capítulo II), forma parte de un área extensa cubierta por acahual de selva baja caducifolia que se ubica al sureste del paisaje en estudio que puede estar jugando un importante papel en la conectividad de paisaje y que por lo tanto su conservación debería ser prioritaria en el corto plazo. No solamente por la diversidad de murciélagos que puede albergar sino porque probablemente esté funcionando de refugio para otros taxos con menor capacidad de desplazamiento.

La diversidad y abundancia de las especies de murciélagos fue diferente en cada elemento del paisaje. También se registró un recambio de especies entre los elementos de paisaje que permiten decir que hay un aporte considerable de la diversidad beta a la diversidad total de paisaje. De acuerdo con el índice de Bray-Curtis, el ensamble registrado en el AGRO presenta una mayor disimilitud con los registrados en el ASBC y BG, mientras que la VP presenta un ensamble distinto a los otros tres elementos, presentando una mayor disimilitud con el AGRO.

Por lo tanto, mis resultados indican que cada uno de los elementos del paisaje estudiado presentan características particulares que permiten la presencia de especies de murciélagos con diferentes requerimientos de hábitat. El BG y la VP retienen un mayor riqueza específica pero el ASBC y la misma AGRO pueden estar jugando un papel importante para que los murciélagos puedan moverse entre hábitat de mayor calidad permitiendo con ello una mayor conectividad ecológica del paisaje. Por lo anterior, es importante emprender acciones de conservación que permitan mantener los elementos de paisaje para que los procesos y funciones donde intervienen los murciélagos, como la



dispersión de semillas, la reproducción de plantas y el control de insectos, se mantengan en un paisaje altamente antropizado como el de la Venta, Oaxaca. En este sentido también es necesario emprender nuevas investigaciones para evaluar el efecto que los parques eólicos están teniendo sobre las poblaciones de murciélagos para tratar de establecer umbrales de desarrollo eólico en la región.

## LITERATURA CITADA

- Albrecht, L., C. F. J. Meyer, E. K. V. Kalko, L. Albrecht, and C. F. J. Meyer. 2007. Differential mobility in two small phyllostomid bats, *Artibeus watsoni* and *Miconycteris microtis*, in a fragmented neotropical landscape. *Acta Theriologica* **52**:141-149.
- Arita, H. T. 1993. Conservation biology of the cave bats of México. *Journal of Mammalogy* **74**:693-702.
- Armitage, D. W., and H. K. Ober. 2012. The effects of prescribed fire on bat communities in the longleaf pine sandhills ecosystem. *Journal of Mammalogy* **93**:102-114.
- Avila-Cabadilla, L. D., G. A. Sanchez-Azofeifa, K. E. Stoner, M. Y. Alvarez, M. Quesada, and C. A. Portillo-Quintero. 2012. Local and landscape factor determining occurrence of phyllostomid bats in tropical secondary forests. *PLoS ONE* **7**:3522-3528.
- Avila-Cabadilla, L. D., K. E. Stoner, M. Henry, and M. Y. Alvarez. 2009. Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* **258**:986-996.
- Azevedo-Ramos, C., O. De Carvalho, and R. Nasi. 2006. Animal indicators, a tool to assess biotic integrity after logging tropical forests? Pag. 38. Pará. Brazil.
- Barragán, F., C. Lorenzo, A. Morón, M. A. Briones-Salas, and S. López. 2010. Bat and rodent diversity in a fragmented landscape on the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, México. *Tropical Conservation Science* **3**:1-16.
- Bernard, E., and M. Fenton. 2007. Bats in a fragmented landscape: Species composition, diversity and habitat interactions in savannas of Santarém, Central Amazonia, Brazil. *Biological Conservation* **134**:332-343.
- Bernard, E., and M. B. Fenton. 2003. Bat mobility and roosts in a fragmented landscape in Central Amazonia, Brazil. *Biotropica* **35**:262-277.
- Bianconi, V. G., S. B. Mikich, and W. A. Pedro. 2006. Movements of bats (Mammalia, Chiroptera) in Atlantic forest remnants in southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* **23**:1199-1206.
- Bobrowiec, P. E. D., and R. Gribel. 2010. Effects of different secondary vegetation types on bat community composition in Central Amazonia, Brazil. *Animal Conservation* **13**:204-216.
- Bonaccorso, F. 1979. Foraging and reproductive ecology in a Panamanian bat community. *Bull. Fla. State Mus. Biol. Ser.* **24**:359-408.
- Brown, S. 1991. Conservation of Neotropical environments: insects as indicators. Pages 349-404 in N. M. Collins and A. J. Thomas, editors. *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press, London.
- CONAGUA. 2010. Normales climatológicas 1971-2000 del estado de Oaxaca. Comisión Nacional del Agua. México. Page 200. <http://smn.cna.gob.mx>.

- Castro-Arellano, I., S. J. Presley, M. R. Willig, J. M. Wunderle, and L. N. Saldanha. 2009. Reduced-impact logging and temporal activity of understory bats in lowland Amazonia. *Biological Conservation* **142**:2131-2139.
- Castro-Luna, A. 2007. Cambios en los ensamblajes de murciélagos en un paisaje modificado por actividades humanas en el trópico húmedo de México. Tesis de Doctorado. Instituto de Ecología, A. C.
- Castro-Luna, A., V. J. Sosa, and G. Castillo-Campos. 2007a. Quantifying phyllostomid bats at different taxonomic levels as ecological indicators in a disturbed tropical forest. *Acta Chiropterologica* **9**:219-228.
- Castro-Luna, A., V. J. Sosa, and G. Castillo-Campos. 2007b. Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in south-eastern Mexico. *Animal Conservation* **10**:219-228.
- Challenger, A., and R. Dirzo. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad. Pags. 37-73 *Capital Natural de México*. CONABIO, México, D. F.
- Clarke, F. M., D. V. Pio, and P. A. Racey. 2005a. A comparison of logging systems and bat diversity in the Neotropics. *Conservation Biology* **19**:1194-1204.
- Clarke, F. M., L. V. Rostant, and P. A. Racey. 2005b. Life after logging: post-logging recovery of a neotropical bat community. *Journal of Applied Ecology* **42**:409-420.
- Colwell, R. K., and J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B* **345**:101-118.
- Cosson, J.-F., J.-M. Pons, and D. Masson. 1999. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* **15**:515-534.
- Cramer-Buecher, J. D. 2007. Bat diversity, resource use and activity patterns along a Sonoran desert riparian corridor. The University of Arizona.
- Danoff-Burg, J., and C. Chen. 2005. Biodiversity Calculator. Descargable en: [www.columbia.edu/itc/cerc/danoff-burg/Biodiversity\\_Calculator.xls](http://www.columbia.edu/itc/cerc/danoff-burg/Biodiversity_Calculator.xls).
- Duffy, J. E. 2003. Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology Letters* **6**:680-687.
- Escalante, T. 2003. ¿Cuántas especies hay? los estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos: ciencia y cultura* **52**:53-56.
- Estrada, A., and R. Coates-Estrada. 2001. Bat species richness in live fences and in corridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* **24**:94-102.
- Estrada, A., and R. Coates-Estrada. 2002. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation* **103**:237-245.

- Estrada, A., R. Coates-Estrada, and D. Meritt. 2009. Non flying mammals and landscape changes in the tropical rain forest region of Los Tuxtlas , Mexico. *Ecography* **17**:229-241.
- Estrada, A., R. Coates-Estrada, D. Meritt Jr., S. Montiel, and D. Curiel. 1993. Patterns of frugivore species richness and abundance and in agricultural habitats at Los Tuxtlas , Mexico. *Vegetatio* **107**:245-257.
- Estrada-Villegas, S., C. F. J. Meyer, and E. K. V. Kalko. 2010. Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivorous bats in a land-bridge island system. *Biological Conservation* **143**:597-608.
- Findley, S. J. 1976. The structure of bat communities. *The American Naturalist* **110**:129-139.
- Fleming, T. H. 1988. The short tailed fruit bat. A study in plant animal interaction. Pags. 359. Chicago University Press, Chicago, IL.
- Fleming, T. H., E. T. Hooper, and D. E. Wilson. 1972. Three Central American bat communities: structure, reproductive cycles, and movement patterns. *Ecology* **53**:555-569.
- Foley, J. A. 2005. Global consequences of land use. *Science* **309**:570-574.
- Franklin, J. F., and D. B. Lindenmayer. 2009. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. *PNAS* **106**:349-350.
- Galindo-González, J. 2004. Clasificación de los murciélagos de la región de Los Tuxtlas, Veracruz, respecto a su respuesta a la fragmentación del hábitat. *Acta Zoologica Mexicana* **20**:239-243.
- Galindo-González, J., and V. J. Sosa. 2003. Frugivorous bats in isolated trees and riparian vegetation associated with human-made pastures in a fragmented tropical landscape. *The Southwestern Naturalist* **48**:579-589.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Pags. 217. México.
- García-García, J. L., A. Alfaro, and A. Santos-Moreno. 2006. Registros notables de murciélagos en el estado de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* **10**:88-91.
- García-Grajales, J., and A. Buenrostro. 2012. Revisión al conocimiento de los murciélagos del estado de Oaxaca. *Therya* **3**:277-293.
- García-Mendoza, A., and R. Torres-Colin. 1999. Estado actual sobre el conocimiento sobre la flora de Oaxaca, México. Pags. 50-86 in M. A. Vázquez-Dávila, editor. *Sociedad y naturaleza en Oaxaca 3*. Instituto Tecnológico de Oaxaca., Oaxaca, México.
- Giannini, N. P., and E. K. V. Kalko. 2004. Trophic structure in a large assemblage of phyllostomid bats in Panama. *Oikos* **105**:209-220.
- Goncalves da Silva, A., O. Gaona, and R. A. Medellín. 2008. Diet and trophic structure in a community of fruit-eating bats in Lacandon forest, México. *Journal of Mammalogy* **89**:43-49.

- Gorresen, P. M., and M. R. Willig. 2004. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in atlantic forest of Paraguay. *Journal of Mammalogy* **85**:688-697.
- Hobbs, R. J., E. Higgs, and J. a Harris. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in ecology & evolution* **24**:599-605.
- Jones, G., D. Jacobs, T. Kunz, M. Willig, and P. Racey. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research* **8**:93-115.
- Kalko, E. K. V. 1996. Organization and diversity of tropical bat communities through space and time. *Zoology* **101**:281-297.
- Klingbeil, B. T., and M. R. Willig. 2009. Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *Journal of Applied Ecology* **46**:203-213.
- Kunz, T. H., and M. Fenton. 2003. *Bat ecology*. Pags. 356. The University of Chigago Press, Chicago and London.
- Kunz, T. H., and M. Fenton. 2005. *Bat ecology*. University of Chicago Press, Chicago.
- Laurance, W. 2009. Habitat destruction: death by a thousand cuts. Pags. 73-87 in N. S. Sodhi and P. R. Ehrlich, editors. *Conservation biology for all*. Oxford University Press, New York.
- Loayza, A. P., and B. A. Loiselle. 2009. Composition and distribution of a bat assemblage during the dry season in a naturally fragmented landscape in Bolivia. *Journal of Mammalogy* **90**:732-742.
- Lobova, T., C. K. Geiselman, and S. Mori. 2009. Seed dispersal by bats in the Neotropics. In *Memoirs of the New York Botanical Garden*. Pags. 471 *Memoirs of The New York Botanical Garden*. New York Botanical Garden Press, The Bronx, New York.
- López, J. A., C. Lorenzo, and F. Barragán. 2009. Mamíferos terrestres de la zona lagunar del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca , México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*:491-505.
- MEA. 2005. *Ecosystems and human well-being. Synthesis*. Page 155 World Health. Island Press, Washington, D. C.
- MacSwiney, M. C., F. M. Clarke, and P. A. Racey. 2008. What you see is not what you get: the role of ultrasonic detectors in increasing inventory completeness in Neotropical bat assemblages. *Journal of Applied Ecology* **45**:1364-1371.
- Magurran, A. 2005. *Measuring biological diversity*. Pags. 70. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK.
- Medellín, R. A., H. T. Arita, and O. Sánchez. 2008. Identificación de los murciélagos de México. Pags. 78. Universidad Nacional Autónoma de México. Segunda Edición. México.
- Medellín, R. A., M. Equihua, and M. A. Amin. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical Rainforests. *Conservation Biology* **14**:1666-1675.
- Medina, A., C. A. Harvey, S. Dalia, V. Sergio, and T. C. Rica. 2007. Bat diversity and movement in an agricultural landscape in Matiguas. *Biotropica* **39**:120-128.

- Meyer, C. F. J., and E. K. V. Kalko. 2008. Assemblage-level responses of phyllostomid bats to tropical forest fragmentation: land-bridge islands as a model system. *Journal of Biogeography* **35**:1711-1726.
- Montiel, S., A. Estrada, and P. León. 2006. Bat assemblages in a naturally fragmented ecosystem in the Yucatan Peninsula, Mexico: species richness, diversity and spatio-temporal dynamics. *Journal of Tropical Ecology* **22**:267.
- Moreno, C. E. 2000. Diversidad de quirópteros en un paisaje del centro de Veracruz, México. Tesis de Doctorado. Instituto de Ecología, A. C.
- Moreno, C. E., and G. Halffter. 2001. Spatial and temporal analysis of alpha, betha and gamma diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation* **10**:367-382.
- Pech-Canche, J. M., C. Macswiney, and G. Erendira. 2010. Importancia de los detectores ultrasónicos para mejorar los inventarios de murciélagos Neotropicales. *Therya* **1**:221-228.
- Peña-Cuéllar, E., K. E. Stoner, L. D. Avila-Cabadilla, M. Martínez-Ramos, and A. Estrada. 2012. Phyllostomid bat assemblages in different successional stages of tropical rain forest in Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* **21**:1381-1397.
- Pimm, L. S., and C. N. Jenkins. 2009. Extinctions and the practice of preventing them. Pags. 344 in S. Navjot S. and P. R. Ehlich, editors. *Conservation biology for All*. Oxford University Press.
- Pineda, E., G. Halffter, C. E. Moreno, and F. Escobar. 2005. Transformación del bosque de niebla en agroecosistemas cafetaleros: cambios en las diversidades alfa y beta de tres grupos faunísticos. Pags 2-14 in G. Halffter, J. Soberon, P. Koleff, and A. Melic, editors. *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. CONABIO, Sociedad Entomológica Aragonesa, CONACYT, Zaragoza, España.
- Primack, R. B., R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo, and F. Massardo. 2000. *Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas Latinoamericanas*. Pags. 797. Fondo de Cultura Económica.
- Reid, F. A. 1997. *A field guide to the mammals of Central America and Soitheast México*. Pags. 334. Oxford University Press, New York Oxford.
- Rozco, A. O., A. N. S. A. Oreno, and S. E. G. Arci. 2010. Records of bats from Oaxaca, Mexico. *The Southwestern Naturalist* **55**:454-456.
- Saldaña-Vázquez, R. A., V. J. Sosa, J. R. Hernández-Montero, and F. López-Barrera. 2010. Abundance responses of frugivorous bats (*Stenodermatinae*) to coffee cultivation and selective logging practices in mountainous central Veracruz, Mexico. *Biodiversity and Conservation* **19**:2111-2124.
- Schipper, J., J. S. Chanson, and F. Chiozza. 2008. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science* **322**:225-230.

- Schulze, M. D., N. E. Seavy, and D. F. Whitacre. 2000. A comparison of the phyllostomid bat assemblages in undisturbed Neotropical forest and in forest fragments of a slash-and-burn farming mosaic in Petén , Guatemala. *Biotropica* **32**:174-184.
- Simmons, N. B. 2005. Order Chiroptera. Pags. 312-529 in D. E. Wilson and D. M. Reeder, editors. *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Stiling, P. 2012. Ecology. Global insights & investigations. Page 369. McGraw Hill, New York.
- Stoner, K. E. 2001. Differential habitat use and reproductive patterns of frugivorous bats in tropical dry forest of northwestern Costa Rica. *Canadian Journal of Zoology* **79**:1626-1633.
- Stoner, K. E. 2005. Phyllostomid bat community structure and abundance in two contrasting tropical dry forests. *Biotropica* **37**:591-599.
- Straube, F., and V. G. Bianconi. 2002. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilizacao de redes-de-niembra. *Chiroptera Neotropical* **8**:150-152.
- Velazco, P. M., and B. D. Patterson. 2013. Diversification of the yellow-shouldered bats, genus *Sturnira* (Chiroptera, Phyllostomidae), in the New World tropics. *Molecular phylogenetics and evolution* **68**:683-98.
- Villa, B. 1966. Los murciélagos de México. Pags. 472. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, and J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's Ecosystems. *Science* **277**:494-499.
- Williams-Guillén, K., and I. Perfecto. 2010. Effects of Agricultural Intensification on the Assemblage of Leaf-Nosed Bats ( Phyllostomidae ) in a Coffee Landscape in Chiapas , Mexico. *Biotropica* **42**:605-613.
- Willig, M. R., S. J. Presley, C. Bloch, C. Hice, S. Yanoviak, M. Diaz, L. Arias-Chauca, V. Pacheco, and S. Weaver. 2007. Phyllostomid bats of lowland Amazonia: effects of habitat alteration on abundance. *Biotropica* **39**:737-746.
- Wilson, D. E. 1997. Bats in question. the Smithsonian answer book. Pags. 168. The Smithsonian Institution.

**CAPITULO V**  
**DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN GENERAL**



## DISCUSIÓN

### *El futuro de la biodiversidad en paisajes antropizados*

Es una realidad que en un futuro cercano gran parte de la biodiversidad del mundo se presentará en los paisajes modificados por el hombre (Foley 2005; Fischer et al. 2006; Dirzo et al. 2009; Gardner et al. 2009). Ante esta situación es necesario contar con un conocimiento detallado de cómo los sistemas naturales y antropizados se relacionan entre sí para darle cabida a la vida sobre el planeta tierra (Liu et al. 2007). El caso extremo a estos resultados lo encontramos en los paisajes con intenso uso productivo (*e. gr.* pastizales) los cuales, a pesar de estar dominados por actividades que son desarrolladas para proveer de alimentación a la humanidad, pueden ser re-concebidos como espacios donde se resguarde diversidad biológica (Fischer & Lindenmayer 2007; Fischer et al. 2006; Gardner et al. 2009; Vandermeer & Perfecto 2007), si se mantienen ciertas condiciones en el paisaje, como fragmentos de vegetación, ambientes riparios, cercos vivos, sistemas agroforestales, etc.

Un importante grupo de estudios (Andrén 1994a, 1994b; Perfecto & Vandermeer 2002; Fahrig 2003; Tschardt et al. 2005; Lindenmayer & Fischer 2006; Fischer et al. 2006; Fischer & Lindenmayer 2007; Vandermeer & Perfecto 2007; Lindenmayer et al. 2008a; Harvey et al. 2008; Thompson et al. 2009; Arroyo-Rodríguez et al. 2009; Gardner et al. 2009) han encontrado que en términos de retención de biodiversidad y procesos biológicos asociados, no basta evaluar la cantidad de hábitat remanente, sino que se requiere conocer su configuración dentro del paisaje y su efecto en la retención de plantas y animales de una determinada región. Estas inferencias, están apoyadas por modelos teóricos y experimentales, que señalan al arreglo espacial de los componentes del paisaje como determinantes sobre la capacidad de dispersión de los organismos. Esto tiene una natural consecuencia en la dinámica natural de las poblaciones, alterando sus patrones de extinción y colonización que mantienen su equilibrio.

Dos de los modelos mejor estudiados en paisajes alterados son el de parche-corredor matriz y el de metapoblaciones (Hanski & Simberloff 1997; Lindenmayer & Fischer 2006). Estos modelos han sentado las bases teóricas de innumerables estrategias de conservación,

los cuales han sido recientemente implementados en el diseño de áreas protegidas. Estos modelos priorizan el contexto ecológico circundante sobre la superficie de áreas conservadas, privilegiando formas de manejo que permitan la permanencia de elementos riparios, cercos vivos, sistemas de agroecológicos, los cuales en conjunto mantengan el flujo de materia y energía entre las áreas protegidas y sus áreas de amortiguamiento o de influencia.

La hipótesis central de mi trabajo, relaciona la presencia de diversos elementos del paisaje, tanto naturales como antropogénicos, con la diversidad de murciélagos en un paisaje transformado. Para abordarla, forzosamente se tenía que trabajar con un enfoque de ecología del paisaje, convirtiéndose en el marco conceptual ideal para el estudio de la dinámica de la pérdida-retención de biodiversidad en los paisajes transformados. Las descripciones cualitativas y cuantitativas de composición del paisaje y biodiversidad de cada elemento del paisaje permiten establecer patrones de retención de biodiversidad que pueden utilizarse para el diseño de estrategias de manejo.

En el presente estudio tomé a los murciélagos como grupo modelo para evaluar la importancia de los elementos del paisaje en la retención de biodiversidad en un paisaje antropizado en la planicie costera de Oaxaca. Se evaluaron la composición y configuración espacial y las características de cada elemento natural del paisaje para asociarlo con la diversidad de murciélagos. Se lograron describir métricas básicas del paisaje como la composición y abundancia de los elementos del paisaje (Capítulo II); describir la composición y estimar la diversidad vegetal contenida en cada uno de los elementos del paisaje (excepto en las zonas urbanas, Capítulo III), y se evaluó la diversidad de murciélagos describiendo los ensambles registrados en cada uno de los elementos del paisaje (Capítulo IV). Con lo anterior se logró describir patrones de diversidad y abundancia de los murciélagos que habitan en el paisaje antropizado de La Venta, Oaxaca. En conjunto, esta información puede ayudar a diseñar estrategias de conservación y manejo que son necesarias implementar dado que, en una escala local y regional, los procesos de degradación ambiental aún continúan.

*Importancia de los elementos del paisaje antropizado en la retención de diversidad de murciélagos en ecosistemas tropicales*

La implicación directa del cambio de uso del suelo es la pérdida de hábitat (Fahrig 2002). En este sentido el establecimiento de umbrales de pérdida de hábitat, ha permitido inferir la capacidad de resiliencia de un ecosistema (Lindenmayer & Fischer 2006). Uno de los más mencionados es el que estipula que para que un ecosistema mantenga su funcionalidad debe contar con por lo menos el 30% de su hábitat original, por debajo de este porcentaje los procesos y funciones del ecosistema se verían comprometidos afectando directamente la viabilidad de muchos grupos e interacciones biológicas (Andrén 1994a). Se ha señalado que el término “hábitat” puede ser ambiguo a la hora de interpretar las métricas de composición y configuración de paisaje, porque el hábitat es un concepto centrado en las especies (Fahrig 2002), aún con lo anterior, se puede inferir que entre mayor cantidad de elementos naturales mayor disponibilidad de hábitat para éstas. Sobre todo para el caso de los murciélagos que pueden explotar un espectro amplio de recursos dada la diversidad de gremios alimenticios presentes en el grupo y su alta capacidad de dispersión asociada a su capacidad de volar (Fleming et al. 1972; Findley 1976; Bonaccorso 1979b; Kalko 1996; Galindo-González 2004; Kunz & Fenton 2005).

Se puede inferir que la diversidad de murciélagos (30 especies) que logré registrar obedece a la existencia de hábitat en el paisaje para la mayoría de las especies, si consideramos que los elementos naturales identificados, llámese: selva mediana subperennifolia (SMS), selva baja caducifolia (SBC), acahual de ASBC, el bosque de galería (BG) e inclusive las franjas de vegetación (FV) que son producto del manejo de los propietarios de los predios, en su conjunto cubren el 54% de la superficie del paisaje estudiado y que pueden representar hábitat para los murciélagos. Obviamente, la calidad del hábitat que les provea cada elemento del paisaje será diferente. Como se verá más adelante, el hábitat de mayor calidad lo representa la SMS, SBC y BG, en contraparte las franjas de vegetación les proveen un hábitat de menor calidad. Es decir, en el paisaje estudiado aún se cuenta con hábitat suficiente no sólo para los murciélagos sino para la flora y fauna en general, lo que puede estar explicando la notable biodiversidad que aún se puede presentar en esta región del Istmo de Tehuantepec.

La calidad de hábitat para los murciélagos puede estar determinada por la composición y estructura de la vegetación. En el capítulo IV discuto que la presencia de un número de especies de plantas y la complejidad estructural que presenta el BG y la SMS, ausente en los otros elementos de paisaje, pueden explicar la presencia de especies frugívoras e insectívoras, que sólo se registraron en esos dos elementos y que tal presencia aumentó de manera significativa la diversidad  $\alpha$  de estos elementos que en su conjunto aumentaron la diversidad  $\gamma$ .

Por otra parte, la cantidad de hábitat primario que aún se pudo contabilizar dentro del paisaje estudiado está fuertemente fragmentada. Las métricas del paisaje que se lograron determinar en este estudio nos hablan de que el paisaje está fuertemente impactado por el avance de la frontera agropecuaria (Rodríguez 2010). Por ejemplo, se lograron identificar más de 38 mil fragmentos, la mayoría de ellos de menos de 0.1 hectáreas. De acuerdo con el índice de Gini y las curvas de Lorenz (Capítulo II) se pudo notar que los hábitat primarios están fuertemente concentrados en pocos fragmentos, lo que también se ha tomado como un indicador de fuertes procesos de fragmentación del hábitat (Mendoza et al. 2005). Aunque lo anterior puede afectar más a las especies de murciélagos con mayores requerimientos de hábitat, también se ha documentado en otras regiones tropicales del continente, que algunas especies se ven favorecidas por los disturbios. Aún existe un debate sobre el verdadero efecto de los procesos de cambio dentro de los ecosistemas sobre el grupo de murciélagos. En todo caso, la pérdida de hábitat para las especies es el efecto negativo más obvio y el que se debería frenar por medio de acciones de conservación y manejo efectivas.

En este sentido la vegetación que en este estudio denomine como “primaria” (SBC y SMS) (ver Capítulo IV) se mantiene parcialmente en la Sierra de Tolistoque y está jugando un importante papel en la conservación de la biodiversidad de murciélagos en una escala regional y por tanto las acciones de conservación se deben enfocar en estas áreas. Actualmente existen tres áreas destinadas para la conservación que se ubican en la Sierra de Tolistoque (Ortega del Valle et al. 2010). Sin embargo, se deberían decretar más áreas principalmente en la porción noreste de la Sierra, ya que de acuerdo con la imagen clasificada de vegetación y uso del suelo (ver Capítulo II), se puede observar una

configuración y composición de paisaje similar a la que se observa (y donde sí se realizaron muestreos de vegetación y de murciélagos) en la porción noroeste de la misma Sierra.

Por otra parte, el BG está cumpliendo con dos funciones ecológicas fundamentales para el mantenimiento de los ensambles de murciélagos: 1) Como hábitat que provee recursos a especies de murciélagos frugívoras, insectívoras y piscívoras, y 2) proporciona conectividad al paisaje. Se debería emprender esfuerzos para conservar este tipo de elementos dado que su baja representatividad (< 1%) a nivel del paisaje lo ubican como uno de los elementos más críticos y vulnerables al avance de la frontera agropecuaria de la región.

Los resultados indican que los remanentes de vegetación, principalmente los acahuales de diversas edades de SBC, están contribuyendo a la conectividad del paisaje y por lo tanto se deberían emprender acciones de manejo que permitan su permanencia. Durante la realización del presente estudio, se pudo observar que los propietarios de las parcelas aplican la roza-tumba-quema cada ciclo anual, para incrementar su superficie de agricultura. De seguir con esta tendencia de expansión, es muy probable que las métricas del paisaje descritas en mi estudio cambien radicalmente, afectando principalmente a la cantidad de hábitat. En este sentido, se debe prestar especial interés al fragmento de vegetación que se localiza al sureste del paisaje en estudio, el cual tiene una extensión de más de 2000 ha de acahual de SBC de por lo menos 40 años. La estructura y composición descrita en este fragmento seguramente permite la presencia de una importante riqueza de murciélagos, y en general de la fauna silvestre. Es muy recomendable emprender trabajos de gestión con el ejido Santo Domingo, municipio del mismo nombre, para establecer un esquema de conservación por lo menos a nivel de áreas voluntarias de conservación. Este fragmento puede ser clave para el mantenimiento general de la diversidad de murciélagos en la región.

En resumen, se puede decir que la presencia de una notable diversidad de murciélagos, en el paisaje altamente antropizado de La Venta, Oaxaca, se debe a que aún mantiene un alto porcentaje de superficie de cobertura vegetal, que aunque heterogénea, puede proporcionar hábitat para su mantenimiento. Dentro de cada uno de los elementos que integran el paisaje, existen una composición y estructura de la vegetación particular que

hace posible una mayor riqueza de murciélagos, sobre todo de aquellas especies más especializadas en ciertos requerimientos de hábitat. Lo anterior se puede considerar como una fuerte evidencia para corroborar la hipótesis de trabajo que plantea que esta la presencia de este tipo de elementos hace posible la permanencia de una notable biodiversidad.

*Implicaciones sobre la conservación y el manejo del paisaje istmeño en la planicie costera de Oaxaca*

Por lo regular las partes mejor conservadas de un paisaje antropizado se presentan en las zonas más inaccesibles como los son montañas, cerros, barrancas, riscos, lechos de ríos, entre otras (Lindenmayer & Fischer 2006). Son áreas donde al ser humano se le dificulta establecer sus sistemas de cultivo o porque físicamente no es tan fácil acceder a ellas. Este mismo patrón fue descrito para el paisaje en estudio. Las áreas mejor conservadas, dada su estructura y composición vegetal, se encontraron principalmente en la sierra de Tolistoque.

Se registró evidencia que la Sierra de Tolistoque ha estado sujeta a aprovechamiento, sin embargo la intensidad y frecuencia con lo que se ha dado son tan bajas que ha permitido la regeneración vegetal. Se pudo observar que las principales perturbaciones se dan en la base de la sierra (altura < a los 50 msnm) principalmente por la tala clandestina y la presencia de ganado al libre pastoreo, hacia las partes más altas la recuperación del vegetación ha vuelto al estado original. De acuerdo con la imagen clasificada del paisaje en estudio, se observa que la mayor proporción de SBC y SMS se concentra en alturas mayores de 100 metros sobre nivel del mar y que particularmente la SMS se restringe a las zonas de las cañadas de la Sierra de Tolistoque. De esta manera se puede inferir que en la Sierra de Tolistoque se encuentran los últimos reservorios de biodiversidad tanto vegetal como animal del paisaje original Istmeño. Esta área en conjunto con los remanentes de vegetación en la planicie conserva relativamente una buena cobertura y estructura vegetal debido al manejo tradicional de sus propietarios.

Los fragmentos de vegetación que se encuentran dispersos por la planicie costera pueden ser diferentes en edades, composición y estructura. Algunos son acahuals jóvenes

dominados por especies pioneras (principalmente de los géneros *Acacia*, *Lysiloma*, *Guazuma*, *Gliricidia* y *Croton*) que rápidamente invaden parcelas abandonadas. También existen algunos fragmentos que presentan una estructura arbórea desarrollada y que están constituidos por acahuales más viejos (*ca* >40 años) y casi han llegado a su condición original de no ser por una fuerte presencia de ganado en el sotobosque, delo cual se puede apreciar en un fragmento de acahual de SBC que se encuentra en la porción sur del paisaje en estudio (en terrenos del ejido Santo Domingo). Al parecer el mantenimiento de este fragmento se debe al uso tradicional de la tierra donde los propietarios de estas áreas boscosas (“montes”) las mantienen y existen acuerdos comunitarios que impiden que se extraiga madera sin la autorización de las autoridades locales (*obs. per.*). Estos acuerdos comunitarios deberían ser reforzados o respaldados por la autoridad ambiental, otorgando subsidios para su mantenimiento. Estos subsidios pueden provenir de los programas de conservación y restauración que actualmente operan en todas las entidades del país, como el Programa de Pago por Servicios Ambientales de la Comisión Nacional Forestal, y dentro del cual se puede proponer al grupo de los murciélagos como indicadores de éxito de estos esquemas de conservación biológica. El ensamble descrito en este tipo de fragmentos, incluye especies frugívoras con requerimientos de hábitat más de interior de bosque como las especies de los géneros *Artibeus* y *Uroderma*.

Actualmente una buena porción de la Sierra de Tolistoque se encuentra bajo un esquema comunitario de conservación que está considerado dentro de la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) en Materia de Áreas Naturales Protegidas. En total se tienen 8,957.31 ha bajo este régimen, el mayor porcentaje se localiza en la Sierra de Tolistoque, sin duda el elemento de paisaje más importante en cuanto áreas en mejor estado de conservación (Ortega del Valle et al. 2010). Legalmente, en estas áreas se tienen prohibido cualquier uso o aprovechamiento que modifique la cobertura vegetal y por lo tanto no se puede hacer ningún tipo de actividad extractiva, excepto investigación científica y educación ambiental. Ecológicamente hablando, conservar este tipo de áreas en el paisaje antropizado permite contar con una fuente de germoplasma, que puede ser utilizada para restaurar áreas perturbadas a través de procesos restauración ecológica. Estas acciones de conservación permitirán que el ensamble de murciélagos pueda mantenerse y asegurar con ello, la continuidad de los servicios ambientales en los que estas especies

intervienen como lo es la reproducción vegetal, la dispersión de semillas, el control de las poblaciones de insectos, entre otros. Además estas áreas representan el último refugio para la vida silvestre de la región.

Por ejemplo, en las partes de la cañada de la Sierra de Tolistoque se han observado áreas que sirven de sitios de descanso de cotorras (*Aratinga holoclora*), chachalas, (*Otalis poliocephala*), coatis (*Nasua nasua*), pecarí de collar (*Tayassu pecari*), venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*), entre otros animales que no tan fácilmente pueden encontrar refugio en las áreas de la planicie, incluyendo especies de aves endémicas que al parecer establecen en estos sitios sus áreas de anidación, como es el caso del colorín de rosita (*Passerina rositae*-Pérez-Sánchez et al. 2011) o especies de herpetofauna con microendemismos como es el caso de la nauyaca istmeña (*Porthidium dunnii*).

Por lo tanto, se deben articular estrategias de conservación inmediatas que tomen en cuenta los elementos del paisaje istmeño descritos en este trabajo, pero también que consideren los elementos destinados a la producción, implementando prácticas más eficientes que aumenten la productividad de las tierras transformadas para evitar que la frontera agropecuaria continúe. El escenario descrito durante el desarrollo de mi investigación indica que el paisaje istmeño tal como se encuentra actualmente representa un ecosistema híbrido (*sensu* Hobbs et al. 2006) donde es posible retener la biodiversidad local en el mediano y largo plazo.

Por otra parte, el fuerte impulso a los proyectos de energía eólica está trayendo beneficios económicos a las comunidades locales. Estos proyectos, ya son una realidad, y los propietarios de los terrenos ya están disfrutando de los beneficios económicos, producto de la renta de tierras. En muchos casos, los ingresos por la renta de tierra pueden superar a los ingresos anuales que se generan por la agricultura y la ganadería. Esto podría representar una oportunidad para tratar de impulsar una política de desarrollo regional basada en el aprovechamiento inagotable del viento y un mantenimiento de todos aquellos elementos del paisaje que permitan que las funciones y los procesos del ecosistema se mantenga. Otro aspecto del desarrollo eólico que puede ayudar a lo anterior es la configuración que los parques eólicos sobre el paisaje; más allá del impacto visual negativo innegable, visto desde las alturas, los parques eólicos están teniendo una cierta conectividad



artificial, ya que decenas de líneas de aerogeneradores, debido a las distancias a las que deben ser colocados, comienza a formar un continuo que puede ser aprovechado para buscar una conectividad ecológica. Esto se debe de hacer mediante estrategias de restauración que permitan que entre aerogeneradores existan franjas de vegetación que permitan que el flujo de germoplasma y la conectividad entre los fragmentos y las áreas conservadas. Antes de generalizar este tipo de manejo se debería evaluar la incidencia de colisiones contra los aerogeneradores respecto a la presencia de vegetación.

Otra medida asociada al desarrollo eólico debe de provenir de las políticas públicas. Debe impulsarse una legislación que regule este tipo de actividad productiva. Actualmente se han aplicado normativas generales, utilizadas para hidroeléctricas, tramos carreteros, y en general a los proyectos de infraestructura productiva. En este caso, la legislación debe considerar la forma en que se usufructúan los terrenos para la generación de energía eólica que en su mayor porcentaje no se ve afectada. De esta manera se debería promover que la norma ambiental que regule a los proyectos eólicos incluya como obligación la conservación de un porcentaje determinado de vegetación. Este tipo de estrategias han dado excelentes resultados en países como Brasil y Costa Rica (Chazdon 2008). Al final de cuentas, el productor no se perjudicaría en nada debido a que económicamente hablando le resultaría más rentable aceptar este tipo de medidas y recibir los beneficios del proyecto eólico que intentar hacer productivo un suelo cuya vocación es totalmente forestal.

## CONCLUSIONES GENERALES

Los patrones de riqueza y diversidad de murciélagos reportados en mi estudio aportan ideas para entender el papel que juegan los distintos elementos del paisaje en la región de la Venta Oaxaca. Debo resaltar los ensambles descritos en la VP y BG, que definitivamente están constituidos por especies con mayores requerimientos de hábitat (estructura y composición de plantas) y por lo tanto, presentaron una mayor diversidad  $\alpha$ , y al mismo tiempo están contribuyendo de manera significativa a la diversidad  $\gamma$  en una escala del paisaje. Los otros elementos de paisaje (ASBC y AGRO) aportaron especies de murciélagos que se sabe son más resistentes a las perturbaciones de su hábitat y pueden

sobrevivir en el paisaje si éste aún conserva ciertos elementos que les permita satisfacer su necesidades de alimentación y refugio.

Con base en los resultados obtenidos en mi investigación se pueden subrayar las siguientes conclusiones:

- En el paisaje estudiado se identificaron siete elementos de paisaje. El AGRO es el elemento que cubre la mayor superficie, constituyéndose como la matriz del paisaje. En esta matriz antropogénica, se encuentra esparcidos fragmentos de SBC, SMS y BG.
- Las áreas en un mejor estado de conservación, atribuible a su baja accesibilidad se concentra en la Sierra de Tolistoque, que se puede inferir es fuente de especies de flora y fauna que pueden colonizar la planicie costera.
- A pesar que el paisaje en estudio muestra un alto grado de antropización cuya configuración actual ha sido producto de factores de cambio relacionados con el desarrollo agropecuario y recientemente por el impulso de un proyecto de desarrollo eólico la cantidad de hábitat disponible para los murciélagos es mayor del 30% teórico distribuido entre elementos como la SMS, SBC, ASBC y BG que en su conjunto acumulan más de 50% de la superficie del paisaje en estudio.
- La mayor riqueza de plantas se registró en la SMS, que se restringe a las zonas de cañada dentro de la Sierra de Tolistoque. En contraste, la menor riqueza de plantas se obtuvo en el AGRO. Un elemento notable en cuanto a la diversidad de plantas fue el BG que fue altamente diverso a pesar de su poca representatividad (< 1%) dentro de paisaje.
- Se observó un fuerte recambio de especies de plantas entre los elementos del paisaje, que coincide con lo que se ha documentado para las selva secas dónde hay un fuerte recambio de especies entre localidades.
- En total, se registraron 30 especies que representan el 48% de las especies de murciélagos que se han registrado para la región del Istmo de Tehuantepec. La

riqueza registrada es notable tomando en cuenta el alto grado de antropización de paisaje estudiado.

- El BG (22 especies) y la VP (21 especies) fueron los elementos del paisaje donde se registró la mayor riqueza y abundancia de especies de murciélagos. Lo anterior es atribuible a la composición y estructura de vegetación, que permite la presencia de especies con mayores requerimientos de hábitat como los miembros pertenecientes a la familia Phyllostominae. Adicionalmente el registro del murciélagos pescador (*Noctilio leporinus*) en el BG incrementa la diversidad de gremios tróficos de la comunidad de murciélagos descrita en el paisaje.
- Tomando como referencia lo reportado para los murciélagos, se puede inferir que la presencia del BG esté permitiendo la conectividad de paisaje. Lo anterior con base a la riqueza registrada en este elemento de paisaje. Combinando los remanentes de vegetación que aún se pueden encontrar en la planicie, se incrementan las posibilidades de mantener los procesos y funciones importantes de ecosistema.
- La abundancia de especies nectarívoras e insectívoras registradas en la Sierra de Tolistoque se puede deber a la presencia de cuevas y otro tipo de refugios rocosos que son aprovechados por las especies que además muestran preferencia por ocupar como refugio este tipo de estructuras.

El presente trabajo pudo evaluar la aportación de cada uno de los elementos que integran el paisaje de la región de La Venta, Oaxaca y corrobora que cada uno ellos es importante para la retención no sólo de murciélagos y plantas sino de la vida silvestre en general.

## LITERATURA CITADA

- Andrén, H. 1994a. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscape with different proportion of suitable habitat: a review. *Oikos* **71**:340-346.
- Arroyo-Rodríguez, V., E. Pineda, F. Escobar, and J. Benítez-Malvido. 2009. Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. *Conservation Biology* **23**:729-39.
- Bonaccorso, F. J. 1979. Foraging and reproductive ecology in a Panamanian bat community. *The Florida State Museum, Biological Sciences Bulletin* **24**:359-408.
- Dirzo, R., A. Aguirre, and J. C. López. 2009. Diversidad florística de las selvas húmedas en paisajes antropizados. *Investigación ambiental* **1**:17-22.
- Fahrig, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications* **12**:346-353.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**:487-515.
- Findley, S. J. 1976. The structure of bat communities. *The American Naturalist* **110**:129-139.
- Fischer, J., and D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*:1-16.
- Fischer, J., D. B. Lindenmayer, and A. D. Manning. 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment* **4**:80-86.
- Fleming, T. H., E. T. Hooper, and D. E. Wilson. 1972. Three Central American bat communities: structure, reproductive cycles, and movement patterns. *Ecology* **53**:555-569.
- Foley, J. A. 2005. Global consequences of land use. *Science* **309**:570-574.
- Gardner, T. a., J. Barlow, R. Chazdon, R. M. Ewers, C. a. Harvey, C. a. Peres, and N. S. Sodhi. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* **12**:561-582.
- González-Galindo, J. 2004. Clasificación de los murciélagos de la región de Los Tuxtlas, Veracruz, respecto a su respuesta a la fragmentación del habitat. *Acta Zoologica Mexicana* **20**:239-243.

- Hanski, I., and D. Simberloff. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation. Pags. 5-26 in I. Hanski and M. E. Gilpin, editors. *Metapopulation biology-ecology, genetics and evolution*. Academic Press, San Diego.
- Harvey, C. a et al. 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation Biology* **22**:8-15.
- Hobbs, R. J. et al. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* **15**:1-7.
- Kalko, E. K. V. 1996. Organization and diversity of tropical bat communities through space and time. *Zoology* **101**:281-297.
- Kunz, T. H., and M. Fenton. 2005. *Bat ecology*. University of Chicago Press, Chicago.
- Lindenmayer, D. et al. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology letters* **11**:78-91.
- Lindenmayer, D. B., and J. Fischer. 2006. *Habitat fragmentation and landscape chance. An ecological and conservation synthesis*. Pag. 329. Island Press, Washington, Covelo, London.
- Liu, J. et al. 2007. Coupled human and natural systems. *Ambio* **36**:639-649.
- Mendoza, E., J. Fay, and R. Dirzo. 2005. A quantitative analysis of forest fragmentation in Los Tuxtlas , southeast Mexico : patterns and implications for conservation. *Revista Chilena de Historia Natural* **78**:451-467.
- Ortega del Valle, D., B. G. Sánchez, C. Solano, M. A. Huerta, V. Meza, and C. Galindo-Leal. 2010. *Áreas de Conservación Certificadas en el estado de Oaxaca*. Page 131. WWF-CONANP, Oaxaca, México.
- Perfecto, I., and J. Vandermeer. 2002. Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in Southern Mexico. *Conservation Biology* **16**:174-182.
- Pérez-Sánchez, C. E., R. Villegas-Patraca, and I. Macgregor-Fors. 2011. Detailed description of the nest, eggs, and nesting habitat of the micro-endemic, near threatened rose-bellied bunting (*Passerina rositae*). *Ornitologia Neotropical* **22**:569-576.
- Rodríguez, J. N. 2010. *Istmo de Tehuantepec: de lo regional a la globalización (o apuntes para pensar un quehacer)*. Programa Universitario México Nación Multicultural, México.

- Thompson, I., B. Mackey, and S. McNulty. 2009. Forest resilience, biodiversity, and climate change: a synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Page 67. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.
- Tscharntke, T., A. M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter, and C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity ecosystem service management. *Ecology Letters* **8**:857-874.
- Vandermeer, J., and I. Perfecto. 2007. The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology* **21**:274-7.