



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

**ECOLOGÍA DE COMUNIDADES DE MURCIELAGOS EN BOSQUE
TROPICAL Y HABITATS MODIFICADOS EN LA SELVA LACANDONA,
CHIAPAS**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

PRESENTA:

AMIN ORDÓÑEZ, MIGUEL ÁNGEL

ASESOR: MEDELLIN LEGORRETA, RODRIGO ANTONIO

MÉXICO, D. F.

1996



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

236179



BIBLIOTECA
INSTITUTO DE ECOLOGIA
UNAM



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

M. en C. Virginia Abrín Batule
Jefe de la División de Estudios Profesionales de la
Facultad de Ciencias
Presente

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo de Tesis:

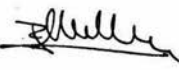
ECOLOGIA DE COMUNIDADES DE MURCIELAGOS EN BOSQUE TROPICAL Y
HABITATS MODIFICADOS EN LA SELVA LACANDONA, CHIAPAS.


realizado por Miguel Angel Amín Ordóñez

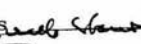
con número de cuenta 8334633-0 , pasante de la carrera de Biología


Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.


Atentamente

Director de Tesis Dr. Rodrigo Antonio Medellín Legorreta. 

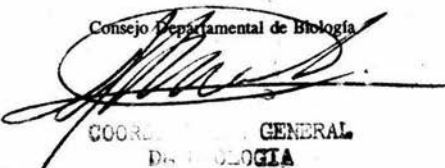
Propietario Dr. Gerardo Jorge Ceballos González. 

Propietario M.enC.Ma.de Jesús Guillermina Urbano Vidales. 

Suplente M.enC. Guillermo Pérez Saldaña. 

Suplente M.enC. Oscar Sánchez Herrera. 

Consejo Departamental de Biología


COORDINADOR GENERAL
DE ECOLOGIA

CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS	4
RESUMEN	5
INTRODUCCION	6
OBJETIVOS	12
AREA DE ESTUDIO	13
MATERIALES Y METODOS	19
RESULTADOS	31
DISCUSION	58
CONCLUSIONES	64
LITERATURA CITADA	65
APENDICE I	79
APENDICE II	83

AGRADECIMIENTOS

Son muchas las personas involucradas directa e indirectamente en este trabajo, quiero agradecer a todas ellas por su participación y ayuda. A mi director de tesis, el Dr. Rodrigo Medellín, por tanta paciencia, al Dr. Gerardo Ceballos, a la Maestra Guillermina Urbano, a Guillermo Pérez Saldaña y a Oscar Sánchez por sus revisiones y consejos para la mejora del manuscrito. Quisiera también mencionar a toda la gente que ayudó mucho o poco para el inicio y término de esta investigación:

A mis padres, y no hace falta mencionar nada más, toda la evolución es gracias a ellos. A mis hermanos (Huberto y Omar), que siempre han sido como unos hermanos para mí. A Normita Villarreal, la verdadera inventora del método para marcar que utilicé. Quiero agradecer especialmente a Clementina Equihua por sus valiosos consejos y revisiones de las primeras y la última versión de la tesis, a Pepe Quintero, a Rolandito, Al Dr. Santiago Sinaca, a Ramón y Blanca Guerrero, a Rafa y Mario Lombera por toda su ayuda, a Flori, Cecilia, Cheli, Don Armando y Ricardo Frías; a Jhony, Roy y Marisol, A Manuel Villalobos. A Roberto Ruiz y Don Gerardo, a Ross Vila, a Gerardito y Rogelio, a Karen O'Brien y a Osiris Gaona.

Este trabajo hubiera quedado a la mitad si no es por los valiosos consejos de Libia León y William López Forment, o sin la ayuda de Saul Aguilar y Ada Ruiz. En el laboratorio, los análisis de los datos y otros pequeños y grandes asuntos nunca los hubiera solucionado sin Cuahutemoc Chavez, Hector Gómez de Silva, Gisel Oliva, Heliot Zarza, Lupita Tellez, David Valenzuela, Fernanda Figueroa, Karina Santos, Daniel Santos, Chucho Pacheco Cesar Loza, Gerardo Carreón, Rafael Avila, Concepción López y Jorge Cancino. Quiero agradecer a otros investigadores del Centro de Ecología por su interés en los análisis aplicados en el trabajo, entre ellos están Polo Valiente, Eduardo Iñigo y todo el personal del laboratorio de interacción planta- animal, por todo su apoyo, mil gracias, en especial a Martín Quijano, Rogelio Villavicencio, a Cecilia, a Raul Alcalá y a los Doctores Rodolfo Dirzo y Cesar Dominguez.

El personal de la biblioteca del Centro de Ecología tuvo mucho que ver, en recabar la información bibliográfica, agradezco a Consuelo Barrientos y a Patricia Pérez. Los trámites burocráticos en la Facultad de Ciencias hubieran sido mucho peores de lo que realmente son sin la ayuda de todo el personal que labora en las ventanillas, a todas ellas mil gracias.

Hay personas que sin saberlo tiene mucho que ver en el desarrollo y final de la tesis, ellos son los maestros Blas Jaimes, Fernando Cortés, Cruz Rojas, Emanuel Arias y Adrian Justus.

A los compañeros que son para siempre: Jorge Escandón, Aurea Alonzo, Yoshinori Yamasaki, Pepetín, Juan Espinoza, Hectos Segura, Jacobo Ochoa y Luis Escalante.

A Manuel Martínez, José Miguel, Gerardo Sagredo, Reynaldo Pérez, Cándido Neria, José Arevalo, Chucho Arellano y familia, Javier Pizaña y Roberto de la Torre.

Finalmente, quiero agradecer a la Universidad Nacional Autónoma de México, al Centro de Ecología y a la Fundación MacArthur.

Este trabajo está dedicado a la memoria de Chucho Ramírez.

RESUMEN

La estructura y diversidad de las comunidades de murciélagos covarían con la estructura y diversidad de la vegetación en el bosque tropical. En este estudio examinó las variaciones de la comunidad de murciélagos en un gradiente de perturbación del hábitat. En el periodo comprendido entre abril de 1993 y abril de 1994, se trabajó con un total de 5,133 m de red (sumados por noche), 528 h y 141 noches. Se capturaron 2,413 murciélagos pertenecientes a 34 especies. Se mostraron cinco hábitats: la selva (que representa el control), milpa, cacaotal y dos tipos de hábitats de sucesión secundaria: el acahual viejo (con más de 15 años de edad) y el acahual joven (con menos de 10 años). Las variaciones en los valores de diversidad (H') y riqueza específica (S) sugieren que la estructura de la comunidad cambia con la perturbación, donde la milpa ocupa el primer lugar y la selva el último. Las especies pertenecientes a la Subfamilia Phyllostominae pueden ser utilizados como un indicador de las condiciones de salud del hábitat, sin embargo las especies más abundantes también pueden indicar algún tipo de perturbación.

INTRODUCCION

El efecto que la estructura (cobertura del dosel, cobertura herbácea, área basal, etc.) y diversidad vegetal tienen sobre los patrones de comunidades de vertebrados, ha atraído la atención de muchos investigadores, principalmente en el área de la ornitología (Mac Arthur y Mac Arthur, 1961; Mac Arthur et al., 1962 y 1966; Mac Arthur, 1964; Recher, 1969; Karr, 1971; Karr y Roth, 1971).

En regiones templadas, la riqueza de aves (BSD) se correlaciona directamente con la diversidad de alturas del follaje (FHD) o número de estratos de la vegetación. A mayor cantidad de estratos con diversos tipos y densidades de follaje... mayor cantidad de nichos y recursos (MacArthur y MacArthur, 1961). El nicho es un espacio n-dimensional que ocupa una especie en la comunidad, con requerimientos y conductas particulares, o dicho de otro modo, cuáles son sus patrones de comportamiento, fuentes de energía y modo de vida (Elton, 1927). Parece ser que esta diversidad de alturas del follaje (FHD) tiene un efecto directo sobre la relación entre el nicho y la especie.

La (FHD) mide variación estructural en el plano vertical, donde hábitats complejos tienen estratos verticales en mayor cantidad y mejor desarrollados que hábitats simples, (MacArthur y MacArthur, 1961; August, 1983); por su parte, la heterogeneidad ha sido definida como la variabilidad horizontal en los perfiles de un hábitat (MacArthur et al. 1962).

Las interpretaciones que se han hecho sobre del uso de la estructura del hábitat por las aves han sido fuertemente cuestionadas por Connor y Simberloff, pero estas mismas propuestas fueron defendidas por Diamond (1982), y Gilpin y Diamond (1982 y 1984a y b).

Mac Arthur, et al. (1962) propusieron que existen tres factores que pueden estar asociados al incremento de BSD en los trópicos:

- 1) los hábitats tropicales tienen mayor variabilidad interna, y entonces:
- 2) las aves tropicales pueden tener una selección del hábitat a un nivel más fino, luego,
- 3) Más especies pueden compartir el mismo perfil de vegetación.

Al respecto, Orians (1969) concluyó que los bosques tropicales albergan más especies que los bosques templados por dos atributos únicos: 1) muchos tipos de alimentos que no existen en latitudes templadas y 2) la estructura de la vegetación en los bosques tropicales es mucho más heterogénea que en bosques templados y esto provee más microhábitats y capas verticales para especialización de forrajeo.

La investigación sobre este tema con mamíferos es escasa (Brown, 1972; August, 1983), el caso de los murciélagos no es la excepción, son organismos de gran vagilidad y amplia tolerancia de hábitat (Willig y Mares, 1989), pero el modo en que se distribuyen entre los hábitats y utilizan los recursos que éstos les ofrecen, no ha sido adecuadamente descrito.

En 1967 J. R. Tamsitt (1967) propuso que la diversidad y densidad de murciélagos en un hábitat está controlada principalmente por la cantidad de alimento y refugios disponibles (e.g. diversidad estructural del hábitat); menciona que esta relación desempeña un importante pero desconocido papel, al determinar la diversidad de especies. El mismo autor sugirió la coexistencia de murciélagos a partir de diferencias morfológicas siguiendo la proporción de Hutchinson (1959).

La diversidad animal está correlacionada con la diversidad estructural del ambiente (LaVal y Fitch, 1977), esto se corroboró mas tarde subrayando que la diversidad estructural de la comunidad de murciélagos resulta de la diversificación de recursos alimenticios, permitiendo la invasión de nuevas especies (Humphrey, 1975).

Las posibles causas de la selección del hábitat y alimento, así como la estratificación vertical de los diferentes gremios que conforman la comunidad de murciélagos han sido enfatizados. Los estudios proponen que la gran variedad de alimento durante todo el año y la heterogeneidad del hábitat explican, de alguna manera, el abundante número de especies de murciélagos en los trópicos (Bonaccorso, 1979).

El estudio de las comunidades de murciélagos en diferentes estados de sucesión vegetal es un campo poco explorado que puede revelar factores importantes que determinan sin duda, la estructura de las comunidades.

En 1919 F. E. Clemens formalizó el concepto de comunidad y creó la primera teoría sobre el proceso sucesional de las comunidades vegetales, que sostiene que las comunidades tienen la capacidad de autoregularse, que se desarrollan unidireccionalmente a un clímax o madurez y que

funcionan como un superorganismo altamente integrado, que sigue en la sucesión un desarrollo gradual y progresivo que ya no cambia después del clímax.

La sucesión ecológica es un proceso representado por una secuencia de reemplazamiento de plantas o tipos de vegetación, comienza cuando un terreno boscoso es talado o destruido por fenómenos naturales (fuego, huracanes) o artificiales, como los que les da el hombre (uso agrícola y ganadero); posteriormente se abandona y los individuos de distintas especies vegetales comienzan a invadir dicho espacio. Las especies que colonizan estos nuevos hábitats y que dan inicio a la secuencia sucesional, reciben comúnmente el nombre de pioneras.

La teoría sobre el proceso sucesional de Clements (1916) no podía restringirse solamente a la sustitución de unas especies por otras, sino que la sucesión tenía que comprender todos los cambios en la composición y propiedades emergentes del conjunto de poblaciones de especies animales y vegetales que se presentan juntas en el tiempo y el espacio y que denominamos comunidades de una localidad (Begon, et al. 1986). Estas comunidades, pueden llegar a estados donde los cambios se dan en periodos muy largos de tiempo (tiempo ecológico) donde parece existir cierta estabilidad, pero lo cierto es que las comunidades nunca se encuentran en un estado estático y en general sucede más el cambio.

Es importante señalar que la visión de la sucesión como una secuencia ordenada de reemplazo dirigida por un ambiente autogénico; (teoría del superorganismo de Clements) ha sido rechazada por diversos autores desde su planteamiento (e.g. Gleason, 1926).

Simultáneamente con el reconocimiento de que la sucesión es más compleja de lo que la teoría del monoclímax de Clements sugiere, se han propuesto explicaciones alternativas que han tomado en cuenta otros factores como la importancia de las perturbaciones naturales.

Una de las diferencias más importantes sobre los distintos modelos de sucesión, radica en los mecanismos de establecimiento y reemplazo de especies (Ver Quijano, 1991). Últimamente, el concepto de sucesión se ha extendido a un proceso comunitario que abarca mucho más que el nivel de Clements, donde la diversidad de nichos marca de alguna manera el desarrollo o la madurez de la comunidad. La comunidad está en su "clímax" cuando más compleja es y por lo tanto va a estar representada por una mayor diversificación de nichos, esto daría como resultado un mayor

aprovechamiento de recursos (M. Quijano, com. pers.) afectando de algún modo a la estructura de las comunidades involucradas.

Para estudiar la dinámica de una comunidad, es esencial estudiar el grado en el cual sus miembros utilizan recursos comunes (Roughgarden y Diamond, 1986), ya que tratar de predecir la estructura de las comunidades es una tarea muy difícil o imposible (Gilpin et al. 1986), sin embargo, la teoría y algunos estudios de laboratorio sugieren que esto es posible a partir de los recursos utilizables y los mecanismos que permiten la alta dimensionalidad del nicho y la competencia.

Muchas propiedades de las comunidades han sido consideradas como posibles evidencias de la estructura de la comunidad: las abundancias relativas de las especies, las correlaciones entre tamaño y abundancia (Roughgarden y Diamond, 1986), la talla corporal y las dietas de las especies coexistentes (entre otras).

Algunos estudios de los aspectos importantes de la estructura de comunidades de murciélagos han usado una matriz de gremios bidimensional (talla y dieta) para tratar de explicar la coexistencia de pares de especies. En el caso de los murciélagos destacan los trabajos de Tamsitt (1967), McNab (1971) Fleming et al. (1972), Wilson (1973), Findley (1976), LaVal y Fitch (1977), Reis (1984) y Willig (1986) que han presentado interesantes propuestas que explican cómo los murciélagos se reparten los recursos y mantienen la alta diversidad de las especies.

Principalmente, los trabajos de Fleming et al. (1972) y MacNab (1971) analizaron comunidades de murciélagos en diferentes hábitats, a partir de una matriz de nicho bidimensional (talla y categoría trófica), argumentaron, que si los nichos de los murciélagos se diferencian por estas dos dimensiones, sólo una especie ocurrirá en cada celda de la matriz, sin embargo, sus resultados muestran un solapamiento de especies en celdas multiocupadas especialmente por insectívoros y frugívoros pequeños y celdas vacías en las matrices

Otros estudios han incluido diversas medidas morfológicas para explicar la coexistencia de especies similares (Findley, 1976), argumentando que la composición de la comunidad está típicamente comprendida por un gran número de especies cercanamente similares y unas cuantas distintas aisladas. Por su parte Willig (1986) cuestionó el uso de las matrices, concluyó que esconden más de lo que revelan por que muchas celdas están multiocupadas mientras que la mayoría están vacías.

El papel de la complejidad del hábitat puede ser aprovechado para examinar cambios en la diversidad de las especies; al respecto se ha propuesto que la variación en las comunidades de murciélagos se debe posiblemente a los cambios en la estructura de la vegetación que ocurren en un patrón altitudinal, pero, que tal vez otros factores independientes de la complejidad de la vegetación, como la temperatura y la humedad, covarían con el gradiente y causan esta declinación altitudinal de la diversidad (Graham, 1983).

Otros trabajos han propuesto algunos factores responsables de esta declinación asociados con la complejidad de la vegetación, entre los que están: los recursos alimenticios (Bonaccorso, 1979) y la abundancia de refugios (Humphrey 1975; Humphrey y Bonaccorso 1979). Al respecto Findley (1993) cuestiona las propuestas hechas por otros trabajos que se enfocan en el conocimiento y funcionamiento de las comunidades de murciélagos, señalando que las observaciones directas de interacción de especies en sus áreas de forrajeo, son prácticamente inexistentes. Las ideas de cómo coexisten, comparten el espacio, alimento y refugio, son en gran parte inferencias, ya que no se tiene certeza de lo que hacen los murciélagos en condiciones naturales.

Se ha enfatizado la importancia que los refugios representan para la mejor comprensión del funcionamiento, evolución y ecología de las comunidades de murciélagos tropicales (Graham, 1988), sin embargo se llegó a la conclusión de que no existe una clara evidencia de que los refugios son recursos limitantes o de que exista una competencia por los mismos. Findley (1993) mencionó que la disponibilidad de refugios limita la riqueza y la diversidad morfológica y trófica de las comunidades de murciélagos en zonas templadas y que las comunidades tropicales deben estar similarmente limitadas, pero no existen buenas evidencias que apoyen a esta posibilidad.

Una característica que distingue a los bosques tropicales, más que la simple diversidad de alimentos, es el hecho de que el ambiente tiene características tridimensionales. En una región tropical forestada existe un hábitat complejo desde el suelo hasta la punta del dosel, a 30 metros de altura, esto provee muchas superficies de sustrato vegetal donde una diversidad de invertebrados y pequeños vertebrados pueden perchar y servir de alimento a una gran diversidad de murciélagos (Findley, 1993), cosa que no ocurre en una zona deforestada.

Recientemente Fenton et al. (1992) analizaron una comunidad de murciélagos tropicales en el sureste mexicano en selva y sitios perturbados por deforestación. Encontraron que no hay diferencias significativas entre ambos tipos de sitios si se compara el número de especies o la captura total, aunque, los valores de diversidad (Hs) fueron significativamente más altos en sitios sin perturbación. Examinaron además, que la abundancia de las familias Phyllostominae y Stenodermatinae en sitios perturbados y no perturbados indica una diferencia significativa, esto llevó a Fenton et al. (1992) a proponer que los murciélagos filostómidos, principalmente las especies pertenecientes a la subfamilia Phyllostominae, reflejan niveles de perturbación del hábitat (son menos abundantes en este tipo de sitios). El trabajo de Fenton et al. (1992) tiene interesantes propuestas del funcionamiento de las comunidades de murciélagos en sitios con perturbación forestal, sin embargo menciona haber producido una captura de sólo 363 murciélagos que representan 20 especies en un muestreo que incluyó solamente 12 días (7-19 de enero de 1991) de una región Neotropical de México (corredor turístico Cancun - Tulum), mientras que la quiropterofauna de esa zona está compuesta por 37 especies (Navarro et al., 1991).

Dada la falta de información de estructura y diversidad del hábitat y diversidad de murciélagos, así como la notable riqueza específica y gran diversidad ecológica de este grupo en las regiones húmedas Neotropicales, decidí llevar a cabo un estudio para explorar el efecto de la perturbación humana del hábitat sobre la comunidad de murciélagos de la Selva Lacandona.

El estudio parte de dos bases. La primera sigue a Mac Arthur y MacArthur (1961), que demostraron una asociación positiva entre la riqueza de especies de aves y diversidad del follaje, argumentando que esta riqueza se incrementa cuando la complejidad del hábitat se incrementa también. La segunda base retoma la idea de Fenton et al. (1992) que dice que los murciélagos pertenecientes a la Subfamilia Phyllostominae funcionan como indicadores de hábitats perturbados.

Sobre estas bases, es razonable pensar que hábitats altamente complejos ofrecen potencialmente más nichos y recursos de energía para diferentes especies de murciélagos, que hábitats estructuralmente más simples.

OBJETIVOS:

El objetivo general de este trabajo es conocer los efectos de la perturbación (cambios en la diversidad y estructura del hábitat), producto de la actividad humana sobre la diversidad y estructura de la comunidad de murciélagos en la Selva Lacandona.

Los objetivos particulares son los siguientes

- Explorar si existe una correlación entre la estructura y diversidad del hábitat y la diversidad (S) de murciélagos.
- Conocer si los murciélagos pueden ser indicadores útiles de perturbación del hábitat.
- Detectar los cambios en la estructura de la comunidad de murciélagos asociados a la perturbación.

HIPOTESIS:

1Ha) La estructura y diversidad de la comunidad de murciélagos covaría con la estructura y complejidad del hábitat.

1Ho) La estructura y diversidad de la comunidad de murciélagos no covaría con la estructura y complejidad del hábitat.

2Ha) Los murciélagos de la Subfamilia Phyllostominae son buenos indicadores de perturbación del hábitat.

2Ho) Los murciélagos de la Subfamilia Phyllostominae no son buenos indicadores de perturbación del hábitat.

AREA DE ESTUDIO

Situación geográfica

El área de estudio comprende parte de las riberas de los ríos Chajul y Lacantún localizados en la parte sur de la Selva Lacandona. El Río Chajul proviene de la República de Guatemala y a siete km. de la línea fronteriza vierte su cauce al Río Lacantún, de hasta 250 m de ancho. Este corre hacia el noreste para unir sus aguas con el Río Salinas, formando el Río Usumacinta. La posición geográfica del área de estudio es 16° 6' 31.1" N, 90° 56' 13.4" O, que corresponde a la Estación de Biología Tropical Chajul que sirvió de base logística para este estudio. La estación se localiza en el límite sur de la Reserva Integral de la Biosfera de Montes Azules (RIBMA) (Diario oficial, 1978; Medellín, 1991) a 300 metros de la orilla del Río Lacantún que funciona como el límite sur de la Reserva, esta abarca 331,200 hectáreas del área conocida como Selva Lacandona o Lacandonia. La zona tiene una altitud de 140 m.s.n.m. (Fig 1). La topografía es uniforme (Medellín, 1994) y plana en todos los sitios muestreados.

Es en la desembocadura del Chajul sobre el Lacantún donde el ejido llamado "Boca de Río Chajul" se estableció originalmente, pero más tarde las familias se establecieron dos Km. río abajo de este lugar (Medellín, 1993). En el ejido los servicios son sumamente escasos y hasta hace pocos meses, antes de que se construyera la carretera que llega desde la ciudad de Palenque, el único modo de acceso lo constituían las avionetas que aterrizan sobre la pista del ejido, y las lanchas. El lugar fue seleccionado por tener una rica fauna de murciélagos (Medellín, 1994), un mosaico de áreas perturbadas (Medellín, 1991) y un área considerable de bosque tropical maduro relativamente imperturbado (Medellín, 1993).

El área que cubrió este estudio abarcó los cauces de dos ríos: un tramo de 7.3 km. del cauce del Río Lacantún desde el ejido boca de Río Chajul hasta la ranchería de Puerto Rico y otro tramo de aprox. un kilómetro del Río Chajul (Figs. 1 y 3).

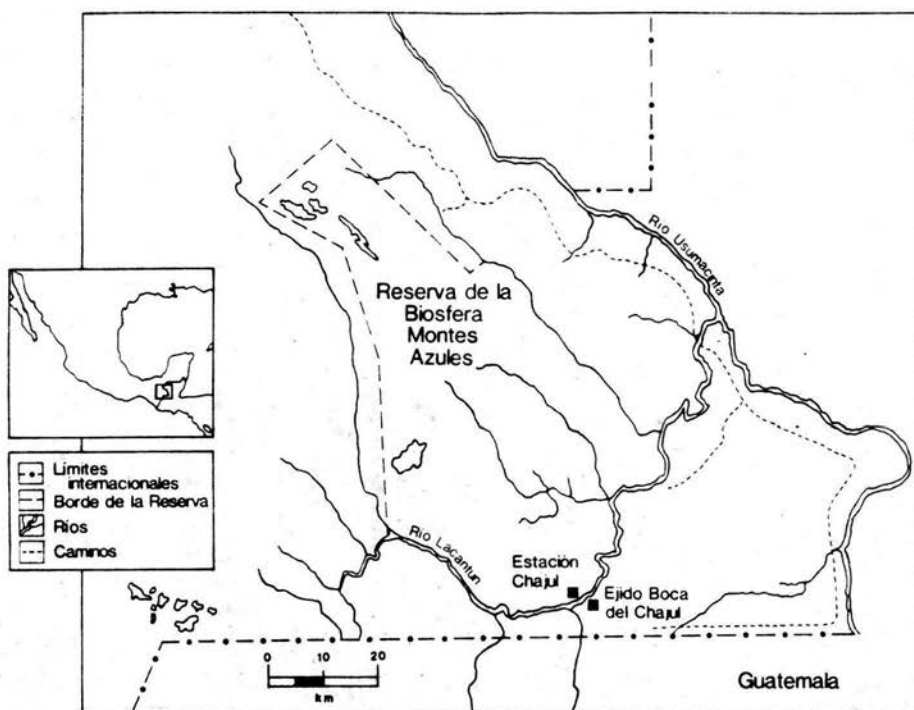


Figura 1. Localización geográfica de la zona de estudio en la Reserva Integral de la Biósfera de los Montes Azules

Factores bióticos

Flora

La vegetación corresponde a una selva alta perennifolia o bosque tropical perennifolio (Rzedowski, 1978). Desde el punto de vista fitogeográfico, la Selva Lacandona se encuentra en la Provincia florística de la Costa del Golfo de México, donde existen pocas especies endémicas de México (Rzedowski, 1978).

La zona presenta huellas de perturbaciones pasadas como contrafuertes de caoba (Swietenia macrophylla) en diferentes grados de descomposición o fustes cicatrizados de chicle (Manilkara zapota) y hule (Castilla elastica) (obs. pers.). La zona conocida como Reserva de la Biósfera de Montes Azules aún conserva su vegetación original en la mayor parte de su territorio (Medellín, 1991). Algunas de las especies de árboles que se consideran como dominantes son: Brosimum alicastrum, Licania platypus, Guarea glabra, Dialium guianense, Talauma mexicana, Pouteria spp., Vatairea lundellii y Nectandra spp.; las especies de palmas abundantes son Chamaedorea spp., Bactris spp., Geonoma oxycarpa y Scheelea liebmanni. Algunas de las especies dominantes de lianas incluyen a Paragonia pyramidata, Callichlamys latifolia, Cydista potosina y Tetracera volubilis y algunas de las especies que dominan en el estrato arbustivo son Piper spp., Acalypha diversifolia, Miconia spp. y Psychotria spp. Recientemente se reportó una lista de 3400 especies de plantas vasculares que representan el 78.8 % del total (4,314.72) estimadas para la Selva Lacandona (Martínez et al., 1994). Aquí se puede encontrar el 43.1 de la flora del estado de Chiapas y el 18.9 de la de todo el país.

Fauna

Los niveles de diversidad de la Selva Lacandona la convierten en uno de los sitios más importantes del país en cuanto a riqueza de especies de mamíferos se refiere. La Reserva Integral de la Biosfera de los Montes Azules es el refugio de una de las maztofaunas más ricas.

En la RIBMA se han reportado 112 especies de mamíferos de los cuales 64 son murciélagos (48% de las 133 especies mexicanas y 57% de la maztofauna de la reserva), La fauna de mamíferos de la Selva Lacandona representa el 25% del total para México. Todos los órdenes de mamíferos no marinos y 27 de las 33 familias de mamíferos mexicanos están presentes en la región (Medellín, 1994).

Factores abióticos

Clima

Las condiciones climáticas de la zona están determinadas por los vientos alisios que dominan el área en verano y otoño, y por los contralisios y las masas de aire polar que ejercen su dominio durante el invierno y la primavera.

Los alisios provocan depresiones, tormentas tropicales y huracanes que llegan por el este y el sureste desde el Mar Caribe, el Golfo de México y excepcionalmente del Océano Pacífico y aportan el 80% del agua que se precipita en el área (de la Maza y de la Maza, 1991).

Existen cuatro sistemas importantes para la región: (1) vientos alisios del noreste, (2) ondas del este, (3) tormentas tropicales y huracanes, (4) nortes o vientos fríos y veloces provenientes de esa dirección cargados de humedad y que son responsables de la precipitación en invierno (Orellana, 1978).

El clima presenta variantes de los grupos A y C del sistema de Köppen modificado por García (1973); va desde el cálido - húmedo a templado - subhúmedo en relación con la altitud y la exposición a los vientos siendo de tipo Am (w') 'ig (Meave del Castillo, 1983; INEGI, 1992). Con un promedio anual de 20°C. (de la Maza y de la Maza 1991).

Los datos climáticos del área, basados en once años (1981-1992) provienen de la estación climatológica de Chajul y fueron almacenados en la Estación de la Comisión Internacional de Límites y Aguas (CILA) de la ciudad de Tuxtla Gutierrez Chiapas, (Fig. 2) donde puede observarse que la temperatura es muy uniforme a lo largo del año. El registro más bajo de la temperatura se da en el mes de enero (22.17°C) durante la fase de nortes, y el más alto en el mes de mayo (27.39°C) antes de entrar a la fase lluviosa.

En general las lluvias son abundantes (2,500-3,500 mm anuales) (de la Maza y de la Maza 1991). La precipitación se reparte en 3 claras fases: seca, lluviosa y nortes (Medellín, 1993). La fase de secas sucede durante los meses de marzo y abril, con aproximadamente 110 mm de precipitación; (el 4% de la lluvia anual cae en este periodo). La fase lluviosa se da de mayo a noviembre; aproximadamente el 88 % de la lluvia cae durante estos siete meses, septiembre registra la mayor precipitación con 620 mm y el más seco es marzo con 42.9 mm (Fig. 2).

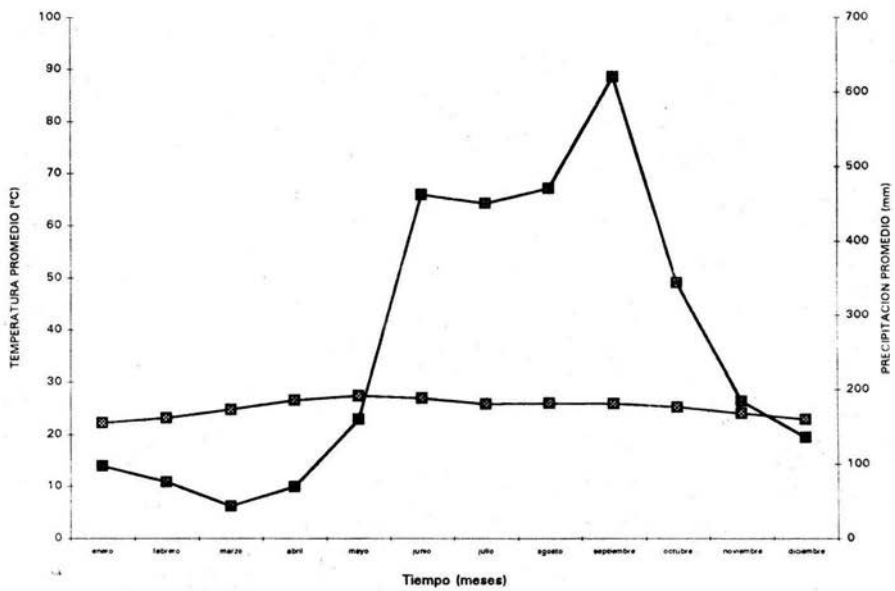


Figura 2. Diagrama ombrotérmico para Chajul (11 años de observaciones)

Hidrología

La Selva Lacandona presenta una red fluvial constituida por tres sistemas hidrológicos principales: El primero es el río Tulijá, que drena hacia el Golfo; el segundo es un sistema endorréico de la Meseta Lacandona, y el tercero y más importante es el sistema formado por los ríos Usumacinta y Lacantún (de la Maza y de la Maza 1991), este sistema pertenece a la red fluvial del Golfo, que en Chiapas se divide en la red fluvial del Grijalva y la del Río Usumacinta (Meave del Castillo, 1983).

Geología

En los valles de la Selva Lacandona existen suelos derivados de roca sedimentaria de origen cuaternario; en la sierra del noreste existen afloramientos del Cretácico medio y superior (Meave del Castillo, 1983) así como del Cenozóico (Müllerried 1957; de la Maza y de la Maza 1991). Los suelos de la Selva Lacandona están clasificados como entisoles y molisoles, constituidos en su mayor parte de rocas lutitas calizas de origen sedimentario (Müllerried, 1957).

MATERIALES Y METODOS

Los sitios de muestreo

Definición y características

Los muestreos los llevé a cabo en cinco hábitats que cubren la gran mayoría de la región y se definen como sigue:

Selva: Es el bosque tropical maduro no modificado

Cacaotal: Es el plantío de árboles de cacao (Theobroma cacao); la vegetación herbácea primaria (principalmente) ha sido removida para abrir paso a las plantas de cacao, sin embargo los campesinos mantienen algunos árboles altos de la vegetación original como Chamissoa altissima, Erythrina folkersii, Cecropia peltata, Spondias radlkoferi, y Schizolobium parahybum para mantener a la parcela de cacao bajo la sombra,

Milpa: Es el plantío de maíz (Zea mays) principalmente. Aquí mismo crecen una enorme variedad de pastos y herbáceas (Paspalum conjugatum, Bourreria laevis, Melanthera nivea, Sida rhombifolia).

Acahual joven: Este hábitat está cubierto de vegetación pionera resultado del abandono de una milpa hace menos de diez años, la vegetación incluye en su mayoría herbáceas como la hoja santa (Piper sp.) y árboles de guarumbo (Cecropia sp.).

Acahual viejo: Este hábitat está cubierto de vegetación pionera resultado del abandono de una milpa hace más de 15 años, la vegetación incluye también en su mayoría herbáceas como la hoja santa (Piper sp.) y árboles de guarumbo (Cecropia sp.) en mayor desarrollo que en el acahual joven.

La diferencia entre acahuales jóvenes y viejos siguió un factor de altura de árboles de Cecropia.

La razón de estudiar estos tipos de hábitats en particular es que representan un gradiente de perturbación, donde la milpa ocupa un extremo y la selva el otro. El hábitat selva no está modificado, funciona como el control y punto de comparación en el experimento y además es el hábitat dominante.

Después de definir a los hábitats seleccioné tres réplicas de cada uno en base a las características generales siguientes:

Cubrir un área no menor de 2 hectáreas y estar a no más de 20 Km. de distancia de la Estación de Biología Tropical Chajul; el sitio debía estar en la planicie inundable de los ríos Chajul o Lacantún. Las milpas y cacaotales activos durante por lo menos parte del tiempo en que se trabajara en ellos y encontrarse a una distancia máxima de 500 m. de un parche de selva.

Los acahuales jóvenes y viejos debían de colindar con el bosque no perturbado en al menos uno de sus lados y haber sido abandonados. (hace más de 15 años en el caso de los acahuales viejos y menos de diez para los jóvenes). Los cuatro tipos de hábitats modificados se debían encontrar delimitados geográficamente, mientras que en el caso de las selvas el área cubierta por este tipo de vegetación, es muy amplia, y no tiene limitaciones relevantes para este estudio.

Muchos sitios cumplían con estas características; sin embargo eligí los que estuvieran más cercanos a la estación, catorce de ellos se encontraban a orillas del Río Lacantún y uno a orillas del Río Chajul (Fig. 3); las tres selvas, acahuales viejos y los acahuales jóvenes se encontraban dentro de la Reserva, y los tres cacaotales y las tres milpas estaban activos y dentro de las extensiones de los ejidos: Boca de Río Chajul, Loma Bonita y la ranchería de Puerto Rico.

La distancia de la estación de Biología Tropical Chajul al sitio de muestreo más lejano fue de 7.3 km. en línea recta y el sitio más cercano a la estación se encontraba en las cercanías de ésta. (Cuadro 1, Fig. 3).

La Selva que se encuentra más proxima a la estación fue designada como S1 y la más lejana como S3, por lo tanto, los sitios abreviados por hábitats quedan: S1, S2, S3, C1, C2, C3, M1, M2, M3, AJ1, AJ2, AJ3, AV1, AV2, AV3. (Fig. 3)

La posición geográfica de cada sitio la obtuve con la ayuda de un posicionador geográfico o GPS (Global Positioning System, Ensign GPS Trimble Navigation) (Cuadro 2).

Tracé una vereda (la vereda principal) que corría desde donde comenzaba el sitio de muestreo hasta donde éste terminaba. A partir de esta se tomaron todos los datos de estructura y diversidad de la vegetación que se muestran más adelante.

Como se mencionó anteriormente, las selvas no estaban delimitadas geográficamente y las veredas de estos hábitats fueron calculados a partir de promedios basados en las longitudes de las veredas de los otros sitios (Cuadro 2).

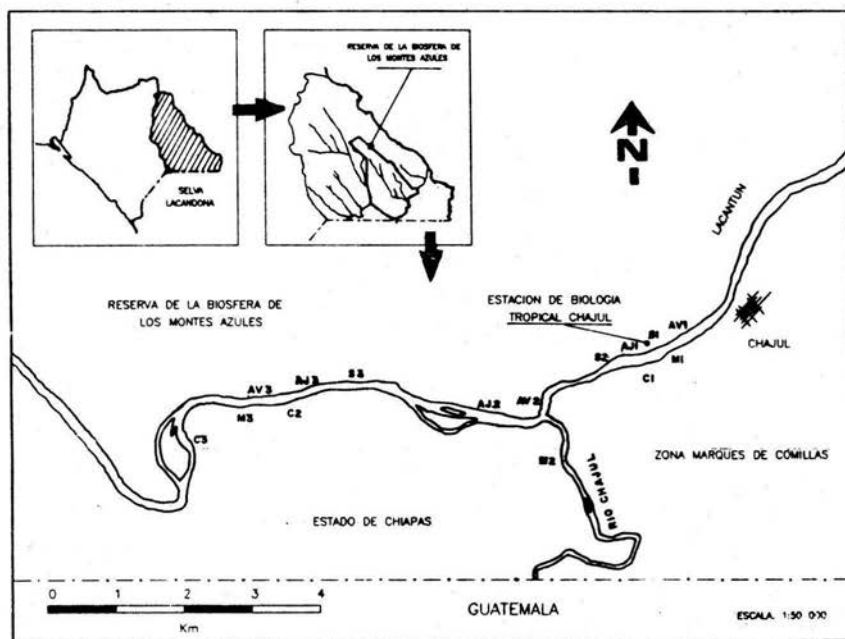


Figura 3. Localización geográfica de los sitios de muestreo en la RIBMA

Cuadro 1. Distancias (Km) entre los sitios de muestreo

S1	0																	
S2	1	0																
S3	4.5	3.7	0															
C1	0.6	0.7	4.3	0														
C2	5.5	4.7	1.1	5.3	0													
C3	6.9	6.1	2.3	6.7	1.4	0												
M1	0.5	1	4.6	0.5	5.7	7	0											
M2	2.5	1.8	3	2	3.8	5.1	2.4	0										
M3	6.2	5.4	1.8	6	0.7	0.7	6.4	4.4	0									
AJ1	0.4	0.5	4	0.4	5	6.5	0.6	2.2	5.8	0								
AJ2	2.7	1.9	1.9	2.4	2.8	4.2	2.8	1.2	3.5	2.3	0							
AJ3	5.2	4.4	0.7	5	0.5	1.8	5.4	3.7	1.1	5.8	2.6	0						
AV1	0.5	1.3	4.9	0.9	5.9	7.3	0.5	2.8	6.6	0.8	3.1	5.6	0					
AV2	2	1.3	2.6	1.8	3.5	5	2.2	1.1	4.2	1.6	0.7	3.3	2.4	0				
AV3	5.8	5.1	1.4	5.7	0.5	1.1	6.1	4.2	0.5	5.5	3.3	0.7	6.3	4	0			
	S1	S2	S3	C1	C2	C3	M1	M2	M3	AJ1	AJ2	AJ3	AV1	AV2	AV3			

Cuadro 2. Características geográficas de los sitios de muestreo

SITIO	Distancia	Distancia	Longitud de la	Area	Posición geográfica a la orilla del Lacantún (GPS)							Alt. prom.
	río-redes	río-sitio***	Vereda principal	Hectáreas	Lat °	Lat min	Lat seg	Lon °	Lon min	Lon seg		
S1	280 m	250 m	112 m*	**	16	6	31.1	90	56	13.4	120 m	
S2	45 m	0 m	112 m*	**	16	6	21.6	90	56	51.3	120 m	
S3	63 m	0 m	112 m*	**	16	6	14.2	90	59	59.1	120 m	
C1	40 m	8 m	106 m	4	16	6	25.7	90	56	38	120 m	
C2	31 m	4 m	386 m	3	16	6	4.8	90	59	53.5	120 m	
C3	113 m	48 m	84 m	3	16	5	30.5	91	0	55.4	120 m	
M1	108 m	10 m	50 m	4	16	0.6	27.8	90	56	26.5	120 m	
M2	50 m	10 m	38 m	0.5	16	5	26.4	90	57	20.4	120 m	
M3	37 m	10 m	40 m	4	16	6	2	90	0	40.3	120 m	
AJ1	200 m	15 m	53 m	3	16	0.6	31.7	90	56	44.5	120 m	
AJ2	50 m	4 m	156 m	10	16	5	57.9	90	58	14	120 m	
AJ3	130 m	139 m	146 m	8	16	6	16.2	90	59	25.3	120 m	
AV1	120 m	70 m	94 m	6	16	0.6	52.2	90	55	58.6	120 m	
AV2	63 m	58 m	109 m	10	16	6	5.3	90	57	35.2	120 m	
AV3	85 m	100 m	93 m	10	16	6	3.7	91	0	16.1	120 m	

* Es resultado de promediar todas las otras veredas principales

** El área en el caso de las selvas es muy amplia y no tiene limitaciones relevantes para este estudio

***Es la distancia de la rivierra del río al límite del sitio

Los análisis de vegetación

El muestreo incluyó 300 m² por hábitat, donde se distinguieron dos tipos de datos de la vegetación, los de diversidad y los de estructura., que se definen a continuación.

Como datos de diversidad, se tomaron: el número de especies de plantas vasculares (identificando taxonómicamente a todas aquellas cuyas raíces cayeran dentro del cuadro) y el número de individuos por especie de estas plantas vasculares (en medida de lo posible, por la cuenta de los tallos de los ejemplares previamente identificados).

Para la estructura de la vegetación se recabaron: el porcentaje de la cobertura herbácea (con una cinta métrica) a lo largo del rectángulo, contando el número de centímetros que tenían cobertura herbácea dentro del cuadrante. El porcentaje de la cobertura de dosel se estimó con un densiómetro esférico (Lemmon, 1956) sostenido aproximadamente a 1.5 m del suelo, con este se tomaron dos medidas en cada uno de los diez cuadrantes: una viendo de frente al cuadrante de espaldas a la vereda principal y la otra viendo hacia la vereda, de espaldas al cuadrante. El densiómetro es un espejo esférico cuadrado, con este se refleja el dosel, y con la cuadrícula se estima el porcentaje de la cúpula del cielo cubierta por el dosel circundante.

Por medio del conteo de los tallos de todas las plantas de más de dos metros de altura, los árboles se distinguieron en cuatro grupos por alturas (2-5, 5-10, 10-25 y > 25 m) a su vez, medí el área basal de los árboles con una cinta métrica, a la altura del pecho del observador.

El método de captura

Utilicé cuatro redes de nylon generalmente de nueve metros arregladas en forma de T o H, optimizando de este modo el esfuerzo de captura (Kunz 1982; Fig 4).

Las redes se abrían a la hora de la puesta del sol, durante las fases lunares de cuarto menguante y luna nueva, para evitar el fenómeno de fobia lunar en los murciélagos (Morrison, 1978a) y se mantenían activas durante las cuatro primeras horas de la noche, tiempo en el que son más activos la mayoría de los murciélagos (Brown 1968; LaVal 1970; Fleming et al. 1972; Kunz 1982; Willig, 1986).

Las redes eran revisadas por lo menos dos veces cada hora, o más

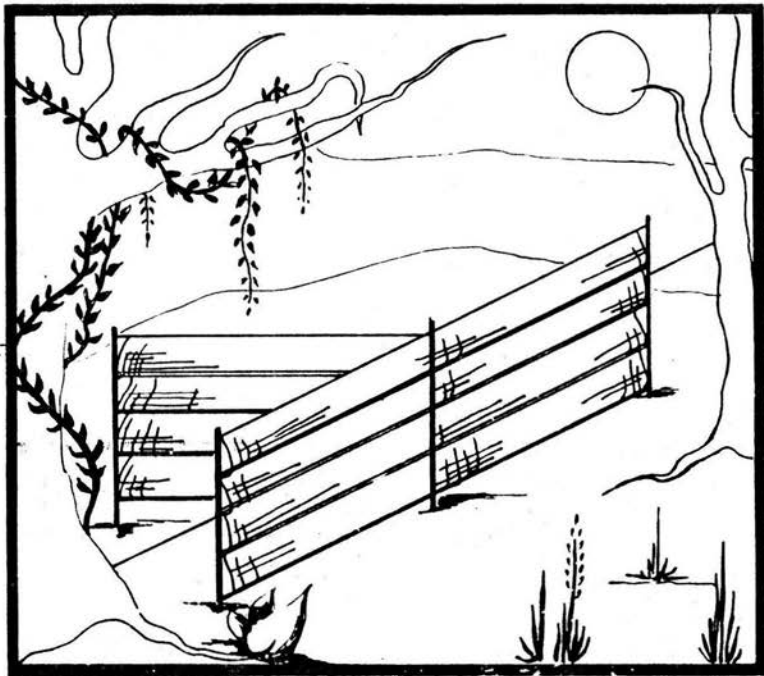


Figura 4. Forma de colocar las redes (modificado de Kunz, 1988)

frecuentemente para evitar que los ejemplares escaparan (Bonaccorso, 1979), y cuando llovía era necesario sacudirlas (LaVal y Fitch, 1977). Todos los murciélagos que quedaban atrapados eran retirados para posteriormente recabar los siguientes datos: Especie (Arita et al., en prep), edad y sexo. La edad de los ejemplares se estimó mediante la observación de la fusión de la cuarta falange metacarpal (Kunz 1982; Fleming et al. 1972), en tres categorías: juvenil, subadulto o adulto.

Categoricé la Condición reproductiva del modo siguiente: para los machos: a) Testículos escrotados y b) Testículos abdominales, se ha señalado que este carácter es de poca confianza como un indicador de estado reproductivo (Fleming et al., 1972). Para las hembras adultas la preñez, lactancia o inactividad se determinó por palpación, aunque los embriones pequeños fueron indudablemente difíciles de percibir (Fleming et al., 1972). Noté a las hembras post-lactantes cuando las tetas estaban mordisqueadas pero sin leche (Bonaccorso, 1979).

La talla de cada ejemplar se distinguió con la longitud del antebrazo (en mm), medida con un vernier y usada como un indicador de tamaño por ser menos susceptible a fluctuaciones temporales causadas por condición reproductiva, estación y contenidos gástricos (Willig, 1986). El tamaño está altamente correlacionado con otras medidas lineares (Willig, 1983) y facilita la comparación con otros estudios que han elaborado una matriz de gremios

A cada murciélago capturado se le colocó una marca en el cuello con un código numérico por colores (Amín y Medellín, 1993) y se le pesó, este también puede ser usado para elaborar una matriz de gremios (Fleming et al. 1972; Bonaccorso 1979; Dos Reis 1984) se tomó con ayuda de una pesola de 100 gramos.

Análisis de datos

Vegetación

Para explorar si los tres sitios de cada hábitat eran similares en su diversidad y estructura vegetal para usarlas como réplicas se elaboró un primer análisis de componentes principales (PCA) de SAS. Uno de los usos del PCA es el de reducir la dimensión de la base de datos (muchos datos posiblemente redundantes), a una nueva base de datos que caracterizan el mismo monto de información como el set original, en un número menor de variables (August, 1983). Seleccionadas las variables (Cuadro 3) se sometieron al análisis (Fig. 31).

Calculé los valores de Índice de diversidad (H'), riqueza específica (S) y equitatividad (E) con la ecuación de Shannon-Wiener. ($H' = -\sum p_i \ln p_i$), donde p_i es la proporción de la especie en la comunidad.

Para el cálculo de los valores de riqueza específica (S) en los sitios de muestreo, la ecuación cuenta con un elemento que permite calcular la riqueza específica a partir del número de especies.

La equitatividad (E) se refiere a la distribución de los individuos entre las especies, ésta es alta cuando todas las especies en el muestreo se encuentran en poblaciones iguales o parecidas lo más posible, y entonces el índice de diversidad se incrementa por dos causas: (1) incremento de riqueza de especies y (2) incremento de equitatividad. Esta misma ecuación permite calcular los valores de equitatividad en los sitios de muestreo.

Para la comunidad vegetal, los valores de H' , S y E , así como las densidades se calcularon a partir de la base de datos (Cuadro 4) y posteriormente se calculó un promedio con las tres réplicas para cada uno de los cinco tipos de habitats. La representación gráfica de estos valores se aprecian en las figura 5 y 6. Como ya se mencionó, la descripción de la estructura de la vegetación la basé en las alturas de los árboles, el área basal y los porcentajes de la cobertura herbácea y de dosel (Figs. 7, 8, 9 y 10).

Murciélagos

Para explorar si las tres réplicas de cada sitio eran similares en su diversidad y estructura de la comunidad de murciélagos y poder manejarlas como un hábitat, se elaboró un segundo análisis de componentes principales (PCA) de SAS. Seleccioné las variables que aparecen en el cuadro 5 y las sometí al análisis (Fig. 32).

La curva acumulativa de especies

Muchos estudios que pretenden obtener registros de las especies de una comunidad, incluyen una curva acumulativa de especies (Fleming et al. 1972), La que se observa en la figura 11 da representatividad al muestreo al notar que la curva se hace horizontal; esto supone que la comunidad está bien representada.

A la curva acumulativa de especies en este estudio le apliqué uno de los modelos propuestos por Soberón y Llorente (1992). Para escoger entre

alguno de los tres modelos me basé en la información acerca del tamaño del área muestreada y el tipo de fauna en cuestión (Fig. 12).

El modelo exponencial fué descartado por ser más adecuado en áreas pequeñas u homogéneas con pocas especies raras. Este trabajo contempló un área extensa y heterogénea, además de que trabaja con un taxa poco conocido con muchas especies raras, por lo tanto eligí entre el modelo logarítmico y el modelo de Clench.

Clench nos pareció más adecuado para este estudio de largo plazo, en donde la posibilidad de incrementar especies a la lista mejorará entre más tiempo se dedica a la colecta en el campo y principalmente, porque este modelo representa mejor la varianza de los datos que se ajustan de mejor manera a la línea teórica.

Riqueza ,diversidad y descripción de la comunidad

Se calculó con el índice de diversidad de Shannon - Wiener (H') , así mismo, la riqueza específica (S), equitatividad (E) y el total de murciélagos capturados por hábitat (Cuadro 6 y figs 13, 14 y 15). Este estudio incluye dos análisis descriptivos de la estructura de la comunidad de murciélagos de Chajul.

El primero se basa en tres categorías para las especies; (Cuadro 6) donde resaltan las que entran en la categoría de raras (< 10 ind x esp.). Denominé como especies comunes a aquellas que registraron de 10 a 100 capturas; y comunes a las que tuvieron mas de 100 (Cuadro 6, Figs 16-20 y 21-23).

En el segundo análisis seleccioné formando un contexto de presencia-ausencia; con esto se separan principalmente a los murciélagos que solo podían ser capturados en cierto tipo de hábitat, a estas especies las llamé exclusivas (e.g. Tonatia evotis es exclusiva del cacaotal porque no se le capturó en ningún otro sitio) (Cuadro 7, figs.24-26) .

Por otro lado arreglé a las especies abundantes mas comunes del cuadro 6 en orden de dominancia por hábitat (Cuadro 8). la selección de estas corresponde a que las seis especies que ocurren en todos los hábitats y les denominé "compartidas". Analicé a la comunidad a partir de las diferencias mas notables de las abundancias de estas especies compartidas.

Las matrices gremiales

Otro modo de analizar las estructuras de las comunidades de murciélagos fué a partir de las matrices de gremios de los hábitats estudiados. Elaboré las matrices en base a dos dimensiones que son: 1. La dieta y 2. El tamaño corporal.

1) Se considera que la dieta de algunas especies no se encuentra restringida a un solo tipo de alimento, sino que generalmente combinan varios, sin embargo el acomodo de las categorías de dieta dentro de las celdas de la matriz, sólo es de un tipo por especie y ésta es la principal (Eisenberg, 1981).

2) La segunda dimensión de las matrices es el tamaño corporal. Definí seis intervalos en el tamaño del antebrazo de los murciélagos, para ello me basé en la relación de aproximadamente 1.3 entre un intervalo y el siguiente (Hutchinson, 1959).

El primer intervalo corresponde al antebrazo del murciélago Thyroptera tricolor capturado en este estudio, a partir de esta medida se elaboraron los seis intervalos de tamaño mencionados.

Las seis categorías de dieta junto con los intervalos de tamaño componen a cada matriz de 36 celdas; el número que aparece en algunas de las estas corresponde al número de especies que entran en la categoría.

Analicé las posibles diferencias entre matrices (Cuadro 9) mediante un análisis de varianza, una prueba de x^2 , un análisis de Kruskal -Wallis y una prueba de Tukey.

Biomasa

La biomasa en murciélagos por hábitat se obtuvo sumando los pesos de cada ejemplar capturado; el hábitat con el mayor valor fué el cacao, la mayor biomasa por categoría de dieta en la comunidad la aportó el gremio de los frugívoros (Fig. 27). Así mismo, la mayoría de las especies de la comunidad fueron frugívoros (Fig. 28).

Movimientos, recapturas y la evaluación de salud

Los 34 ejemplares que registraron movimientos se aprecian en el cuadro 9. La figura 29 muestra a las diferentes especies que viajaron. El orden de las barras denota los promedios de distancia recorrida para cada especie. En este caso Sturnira lilium registró el movimiento de mayor distancia promedio.

Evalué el método de marcaje basandome en las condiciones de salud de los ejemplares recapturados en el área del cuello debajo de la marca (Fig. 30).

Las correlaciones entre la estructura del hábitat con la riqueza y diversidad de la comunidad de murciélagos

Se corrieron dos regresiones múltiples con el procedimiento de STEPWISE, una para la riqueza específica (S) y otra para el valor del índice de diversidad (H').

1) Para la riqueza específica de la comunidad de murciélagos se sometieron todas las variables de estructura de la vegetación (excepto el área basal) y los valores de diversidad (H') (Cuadro 4) obtenidas en cada sitio de muestreo (variables independientes), contra los valores de riqueza específica de murciélagos (variable dependiente) (ver cuadro 5).

2) Para el índice de diversidad de la comunidad de murciélagos se sometieron todas las variables (variables independientes) (Cuadro 4) obtenidas en cada sitio de muestreo, contra los valores del índice de diversidad de murciélagos (variable dependiente).

RESULTADOS

Base de datos de vegetación

Diversidad y estructura

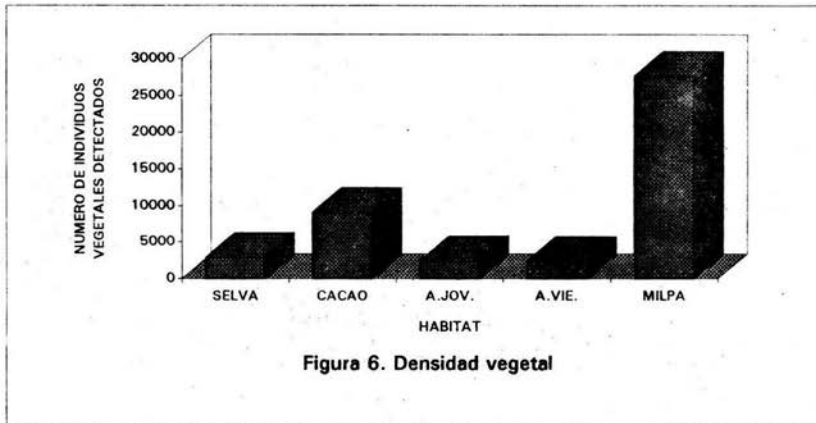
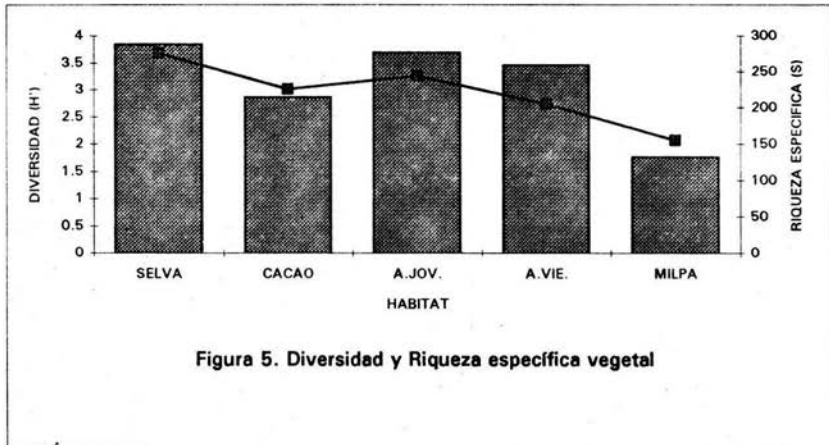
Al someter a las variables de vegetación al ACP, las n combinaciones de éstas muestran, que los tres primeros componentes explican el 87 % de la varianza. Con estos tres componentes principales se elaboró la figura 31. La variabilidad vegetal de los sitios de muestreo se da principalmente en los valores de cobertura herbácea y cobertura del dosel. La figura 31 muestra que el análisis de componentes principales describe la forma de los hábitats y muestra una gradación de tipos de vegetación de simple a complejo de izquierda a derecha por el componente principal I, la complejidad se incrementa posiblemente por aumento de cobertura del dosel y del número de estratos de follaje; en la figura pueden notarse claramente tres cúmulos de puntos; donde se puede apreciar que existe una correspondencia entre las tres réplicas de cada tipo de hábitat en base a sus características de diversidad y estructura de la vegetación. El ACP agrupa las réplicas para formar una nube de puntos que caracteriza a un hábitat en particular, y las separa de los otros hábitats existentes por el componente principal 1. Esto me permite clasificar a mis sitios en cinco hábitats en base a sus características vegetales.

Los análisis muestran que los valores de riqueza y diversidad más altos los posee la selva ($H' = 3.8$, $S = 276$); el hábitat que le sigue es el acahual joven ($H' = 3.68$, $S = 244$); luego el acahual viejo ($H' = 3.44$, $S = 205$); después el cacaotal ($H' = 2.85$, $S = 226$) y por último la milpa ($H' = 1.75$, $S = 155$) (Fig. 5). Aquí se puede apreciar un arreglo de los hábitats en un gradiente de perturbación vegetal, donde la selva sostiene la mayor diversidad vegetal y es seguido por todos los otros cuatro tipos de hábitats modificados; primero los hábitats producto del abandono y luego de un proceso de sucesión (acaahual nuevo y viejo). Después los otros dos tipos de hábitats modificados para la siembra de especies comerciales, que mantienen y aumentan su proceso de modificación (cacaotal y milpa) que son los que mantienen los valores de diversidad más bajos.

En la densidad vegetal por hábitat (Fig. 6), se nota claramente que es la milpa la que sobrepasa a todos los demás tipos de hábitats con 27,549 individuos detectados en los censos de vegetación. La milpa es el

Cuadro 3. Las variables de vegetación en los sitios y hábitats de muestreo

	Habitat	# de Individuos de plantas y árboles	Porcentaje de cobertura herbacea	Porcentaje de cobertura de dosel	Arboles Alturas (m)				Area basal Total por sitio	H'	S	E
					2-5	5-10	10-25	> 25				
1	S1	1029	22.90	94.1	30	3	18	1	362.2	2.8	79	0.63
2	S2	730	30.15	98.8	35	13	14	1	428.3	3.8	111	0.8
3	S3	971	28.75	99.8	20	16	17	1	361.6	3.52	95	0.77
4	C1	4970	70.70	98.8	33	1	13	0	442.6	1.92	69	0.45
5	C2	2798	53.50	99.4	49	1	23	0	534.3	1.13	55	0.28
6	C3	1250	19.55	96.5	18	9	18	0	312.083	3.44	109	0.73
7	M1	10698	78.25	22.6	0	0	0	0	0	1.01	59	0.24
8	M2	13137	72.05	0	0	0	0	0	0	0.85	36	0.23
9	M3	3714	86.20	16.8	1	0	0	0	6.8	1.7	61	0.41
10	AJ1	758	66.40	89	27	3	0	0	12.5	3.5	83	0.8
11	AJ2	759	51.05	99	19	17	34	8	559.75	3.25	87	0.72
12	AJ3	745	34.90	95.8	39	21	17	0	618.11	2.97	77	0.68
13	AV1	752	26.45	90.8	0	2	8	0	0	2.44	52	0.61
14	AV2	732	46.65	94.6	13	3	8	0	62.5	3.47	77	0.8
15	AV3	865	28.60	94.3	17	1	15	0	272	2.93	81	0.66
	TOTAL	43908	71.61	1190.1	301	90	185	11	3972.743			
1	SELVA	2730	27.2	97.6	54	13	19	2	176	3.84114	276	0.75
2	CACAO	9018	48	98.2	32	2	16	0	100	2.85643	226	0.55
3	MILPA	27549	79	13.1	0	0	0	0	0	1.75967	155	0.36
4	AJOV.	2262	50.8	94.8	53	11	13	8	162	3.68619	244	0.72
5	A.VIE.	2220	33.9	93.2	21	4	21	0	92	3.44675	205	0.7
	TOTAL	43779			160	30	69	10	530			



hábitat con menor diversidad pero con el mayor número de individuos vegetales.

En la estructura de la vegetación por hábitat (Fig. 7) podemos notar como los árboles con una altura entre 2 - 5 metros constituyen la mayor proporción de todos los árboles en los hábitats selva, cacaotal y acahual joven.

En la selva el primer estrato (2 - 5 m) fue el que contribuyó en mayor parte al número de elementos arbóreos, mientras que el cacaotal está conformado por un número menor (50), donde la mayoría (32 = 67.5 %) pertenecen al primer estrato (2 - 5 m) y no existen elementos del cuarto estrato (> 25 m). El acahual joven es el hábitat que mantiene mayor similitud con la selva en su estructura vertical; el estrato dos (2 - 5 m) es el que contribuye mayormente al número total de elementos arbóreos (85), mientras que en la milpa no existen árboles. El acahual viejo tiene la misma proporción de árboles del primer (2 - 5 m) y tercer (10 - 25 m) estratos; el cuarto estrato no está presente.

El área basal (Fig. 8) muestra que es en la selva donde existe el más alto valor; es necesario mencionar que es además el hábitat que presentó el mayor número de elementos arbóreos (88); el cacaotal por otro lado, a pesar de albergar una considerable cantidad (50), no alcanza un valor tan alto (615.5) como en el caso de la selva (1074.5); el acahual joven y acahual viejo (591.98 y 576.9 respectivamente) no presentan diferencias notables entre sí, y la milpa presenta un valor de cero producto de la carencia de árboles.

En el porcentaje de cobertura herbácea por hábitat (Fig. 9) se muestra que la selva es el hábitat con el menor valor de cobertura herbácea (menos de 30 %). La milpa mantiene el más alto valor (80 %). El cacaotal y el acahual joven mantienen valores de 50 % de cobertura herbácea y el acahual viejo muestra un valor bajo como el de la selva (menos del 40 %).

En el porcentaje de cobertura de dosel (Fig. 10) se aprecia cómo la selva, cacaotal, acahual joven y viejo presentan valores de más del 90 % de cobertura. En el cacaotal se observa el valor más alto, mientras que la milpa presenta menos del 20 %.

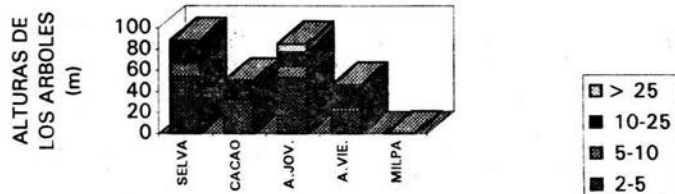


Figura 7. Estructura de la vegetación por hábitat

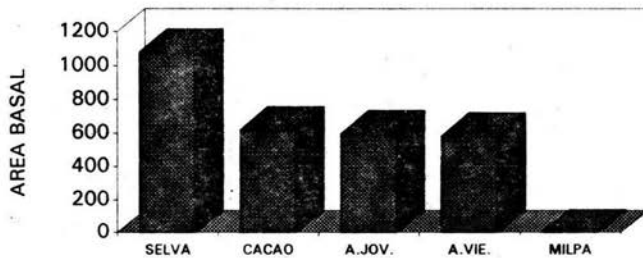


Figura 8. Area basal

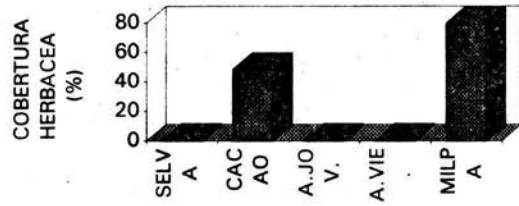


Figura 9. Cobertura herbácea

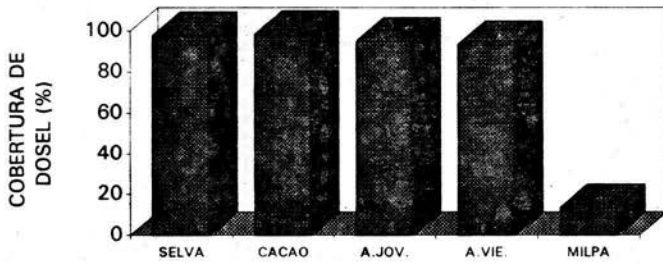


Figura 10. Cobertura de dosel

Base de datos de murciélagos

Registré un total de 34 especies de murciélagos en un muestreo que incluyó 5133 m totales de red activos (sumando los de cada noche) en 528 h divididas en 141 noches. Usé casa siempre 36 m de red que permanecieron activos durante 4h por noche. Capturé un total de 2413 murciélagos que sumados a los 63 murciélagos que repitieron, hacen un total de 2474; de estos se marcaron 2192 individuos. La diferencia entre estas dos cifras (2474 y 2192) obedece a murciélagos escapados o muertos. De los 2192 marcados se recapturaron 160 individuos (6.63 %) ,de los cuales 130 (5.38 %) se encontraban en buenas condiciones de salud, 6 (0.24%) en regulares y 24 (0.99%) en malas condiciones a causa de la marca (Cuadro 4).

La primera columna izquierda del cuadro 4 indica el número de especies. Algunos individuos de Carollia, Artibeus y Glossophaga. no fueron identificados y no incrementa el número de especies.

En La Selva Lacandona se han reportado 64 especies (Medellín, 1994). López y Medellín (en prep.) reportan la presencia de Vampyrum spectrum y Vidal y Martínez (1994) a Diclidyrus albus agregando a la lista la especie 66. Este estudio reporta dos nuevos registros para Chajul: Lichonycteris oscura y Enchisthenes hartii, haciendo un total de 68 especies. Las 34 especies reportadas en este estudio representan el 25.5 % de las conocidas para México y el 36.17% para el Estado de Chiapas (Alvarez -C. y Alvarez, 1991; Ramírez - Pulido et al. 1986.).

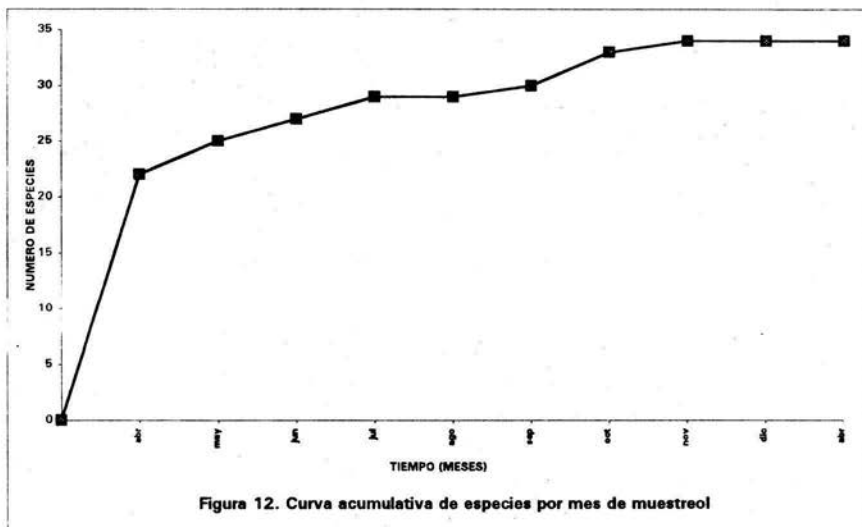
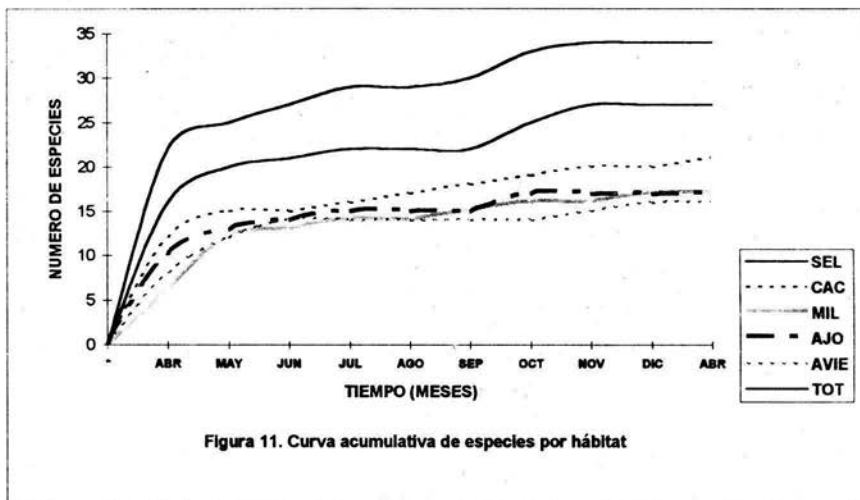
La curva acumulativa de especies:

Aquí se observa, que la curva de la selva (Fig. 11) se encuentra muy por arriba de los otros hábitats, y se comporta muy similar a la curva de acumulación total. Ningún hábitat alcanzó el nivel de 15 especies acumuladas desde el primer mes de muestreo en la selva. La curva acumulativa de especies (Fig. 12) sugiere que la comunidad se encuentra bien muestreada. En las primeras 15 noches de trabajo se colectaron 22 especies (64 % del total para este estudio y el 34.3 % del total reportado) (Medellín, 1993, 1994). En las siguientes 126 noches sólo se agregaron 12 especies más.

Al aplicar el modelo de Clench a la curva (Soberón y Llorente, 1992) Se obtuvo una: $r^2 = 0.9906 = 99\%$. La asíntota resultante fué 35.68, yo reporté 34 especies es decir el 94.7 % de las especies esperadas.

Cuadro 4. Base de datos de murciélagos.

MES ESPECIES	ABRIL	MAYO	JUNIO	JULIO	AGOSTO	SEPT	OCT	NOV	DIC	ABRIL '84	Ind. ind.
1 <i>Carollia brevicauda</i>	51	62	30	55	14	73	70	94	51	27	527
2 <i>Carollia perspicillata</i>	27	24	14	25	4	28	52	75	38	13	300
<i>Carollia sp.</i>	0	2	1	1	0	1	0	0	1	0	6
3 <i>Glossophaga soricina</i>	46	15	32	31	4	15	17	10	9	22	201
4 <i>Glossophaga commissarist</i>	7	22	14	17	2	6	9	6	9	3	95
<i>Glossophaga sp.</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
5 <i>Artibeus fuscus</i>	25	24	44	40	8	70	41	13	4	6	275
6 <i>Artibeus jamaicensis</i>	5	22	30	29	10	70	45	18	3	2	234
<i>Artibeus sp.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
7 <i>Sturmia lilium</i>	56	124	45	14	9	66	80	89	28	18	529
8 <i>Demerara watsoni</i>	10	7	1	5	1	6	5	8	10	4	57
9 <i>Demerara phaeotis</i>	5	1	0	0	0	4	2	3	3	0	18
10 <i>Uroderma bilobatum</i>	1	6	4	0	1	2	2	1	0	0	17
11 <i>Vampyrus pusillus</i>	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	4
12 <i>Vampyrus helleri</i>	1	0	7	5	3	4	6	5	20	0	51
13 <i>Pteronotus parnellii</i>	9	1	1	3	0	1	7	2	2	2	28
14 <i>Desmodus rotundus</i>	2	3	0	0	0	1	0	1	1	0	8
15 <i>Mimon cozumelae</i>	1	2	0	0	0	1	0	2	0	1	7
16 <i>Centurio senex</i>	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	5
17 <i>Phyllostomus stenops</i>	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3
18 <i>Chrotopterus auritus</i>	2	1	1	0	0	0	1	0	0	0	5
19 <i>Tonatia brasiliense</i>	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	4
20 <i>Micronyctea megalotis</i>	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3
21 <i>Baeus dubiavicus</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	3
22 <i>Lichonyctia obscura</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
23 <i>Chiroderma villosum</i>	0	2	0	0	0	1	1	0	2	0	6
24 <i>Thyroptera tricolor</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2
25 <i>Vampyropsis major</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
26 <i>Micronyctea brachyotis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
27 <i>Myotis leuys</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	3
28 <i>Enchisthenes hardi</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
29 <i>Phyllostomus discolor</i>	0	0	0	2	0	2	2	1	0	0	7
30 <i>Tonatia evotis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	2
31 <i>Diphylla ecaudata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2
32 <i>Mormoops megalophylla</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
33 <i>Hylonyctes underwoodi</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
34 <i>Trechoptes cirrhosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2
Total de individuos	257	325	227	232	57	353	347	330	184	101	2413
1 Total de especies (34)	22	25	27	29	29	30	33	34	34	34	34
2 Total murciélagos no marcados antes	247	295	208	210	51	331	312	299	152	87	2192
3 Total murciélagos (esp. + reces)	257	325	227	232	57	353	347	330	184	101	2413
4 Total repeticiones (esp. > de 1 vez)	17	19	1	9	1	8	3	4	0	1	63
5 Total repeticiones (esp. de marcadors)	4	19	12	21	4	13	21	28	27	11	160
6 Total capturas (esp. + rep. + esp.)	274	344	228	241	58	361	350	332	184	102	2474
7 m. de red activas	540	540	540	576	216	543	555	543	540	540	5133
8 Tiempo de muestreo	62:40 hrs.	59 hrs.	37:00hrs.	50:05hrs.	21:00 hrs	60:45 hrs.	60:30 hrs.	60:00 hrs.	57:00 hrs.	60:00 hrs.	528:00 hrs.
9 Murciélagos muertos y en maras	3	3	4	0	0	5	6	2	3	0	26
10 Murciélagos muertos con o sin maras	4	8	5	1	0	7	6	5	5	0	41
11 Murciélagos que escaparon en maras	6	11	3	2	1	4	6	2	2	2	39
12 Murciélagos hembra con orlos	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3
13 Cambió orientación por pleistofide y N°	2	3	0	1	0	0	0	1	0	0	7
14 Noches totales de muestreo	15	15	15	15	6	15	15	15	15	15	141



Diversidad y estructura de la comunidad de murciélagos

Al someter a las variables de murciélagos al ACP, encontré que los tres primeros componentes explican el 96 % de la varianza. La variabilidad de los sitios de muestreo se da principalmente en los valores de diversidad y equitatividad. La figura 32 muestra que el análisis de componentes principales no separa claramente a los hábitats en base a las características de la comunidad de murciélagos, y tampoco muestra un gradiente de perturbación.

Los valores de diversidad (barras en la fig. 13) y riqueza específica (línea) muestran un gradiente que va de la selva (donde ambos parámetros alcanzan su máxima) al cacao. Los valores más bajos de H' y S , se dan en los acahuales y la milpa.

La mayor equitatividad se registró en la selva, llama la atención el valor para el acahual viejo ($E = 0.74$), que a pesar de ser un hábitat modificado con pocas especies ($S = 16$), mantiene una repartición uniforme de los individuos en la comunidad. (Fig. 14).

El total de murciélagos capturados en cada hábitat puede apreciarse en la figura 15, aquí se observa que la mayor cantidad de murciélagos fue capturada en el cacaotal.

Descripción de la comunidad

Para detectar rápidamente los cambios en la estructura de la comunidad bajo un contexto de perturbación, basta mirar las figuras que ilustran las abundancias relativas por hábitat (16-20); nótese el número de especies y la proporción de alturas de las barras de la selva en comparación con los acahuales y la milpa; el lector estará de acuerdo en que la selva está compuesta por más especies (indicadas por las barras). Tres o tal vez cinco barras son las más altas (las más abundantes o dominantes), luego hay cuatro medianas (comunes y compartidas) y todas las demás son bajitas (raras, exclusivas). A esto le llamé el patrón de la selva y si se le compara con los acahuales y la milpa, se aprecia que hay menos especies (son comunidades menos ricas). Además en los tres casos solo una de las barras domina (la especie más abundante) sobre las demás, (la especie que le sigue en densidad a la dominante tiene menos del 50% de la anterior).

Por las abundancias de las especies noté que 22 de las 34 quedaban

categorizadas como raras, pero llamó aún mas la atención que 18 de las 22 eran filostomidos, de los cuales 9 eran murciélagos pertenecientes a la Subfamilia Phyllostominae (Figs. 21-23).

La segunda parte del análisis reveló que las especies clasificadas como exclusivas (Cuadro 7), hacían un total de 10 (seis para la selva), de las cuales nueve eran murciélagos filostómidos (seis en la selva), donde cinco resultaron pertenecer a la Subfamilia Phyllostominae y cuatro de estas cinco ocurrieron también en la selva, este hábitat registró mas especies exclusivas (6), de las cuales cuatro son filostominos (Cuadro 7, figs. 24-26).

Es importante hacer notar diferencias importantes en las estructuras de las comunidades de murciélagos de los hábitats a partir de las clasificaciones de las especies. En el cuadro 8, se aprecia que la especie que domina en la milpa sobre todas las demás es S. liliium, mientras que en los acahuales la dominante es C. brevicauda y C. perspicillata en el cacaotal, a diferencia de A. lituratus y A. jamaicensis en la selva. Nótese que las seis especies dominantes de los acahuales son las mismas y que sus abundancias no difieren gran cosa. Tenga además en cuenta el salto tan grande (en ambos acahuales) de la abundancia de la especie dominante (C. brevicauda) a la especie que le sigue (S. liliium), sobre todo tratándose de una especie tan abundante en la milpa (234 ind.), mientras que en los acahuales (hábitats perturbados) las capturas fueron menores (48 y 54 respectivamente) y muy parecidas entre si. Estos números muestran similitud con la selva (56) en el número de capturas.

Las especies mas abundantes (>100 ind.) se acomodan en diferente orden y abundancia dentro de cada comunidad, esto da como resultado diferencias y similitudes de la estructura entre los hábitats, que permiten separarlos. Con esto es posible establecer un gradiente de perturbación basado en la estructura y abundancia de las especies que dominan en la comunidad y utilizar no solo a las raras, sino también a las que siempre estan presentes, pero son también las mas abundantes (A. jamaicensis, A. lituratus, S. liliium, C. brevicauda, C. perspicillata y G. soricina) como un modo de describir el estado de salud de un hábitat.

Otro modo de evaluar la perturbación humana mediante el uso de la diversidad y estructura de la comunidad de murciélagos, es extrayendo del análisis a las especies raras y/o a las exclusivas, con estas se puede

caracterizar la estructura de un hábitat. Si además de esto se cuenta con las especies que son miembros de la Subfamilia Phyllostominae, la clasificación de un hábitat dentro de un gradiente de perturbación será mas adecuado.

Las matrices gremiales

Las pruebas estadísticas utilizadas para este análisis mostraron lo siguiente. Un análisis de varianza reveló que no existen diferencias significativas entre los hábitats al comparar el número de especies que existen en cada categoría trófica ($p = 0.11$), o categoría de tamaño ($p = 0.28$). Sin embargo, al comparar las categorías de tamaño con los tipos de dietas, encontré que sí hay diferencia significativa entre el número de especies que existen dentro de cada categoría de tamaño y el número de especies que hay en cada categoría trófica ($P = 0.00$).

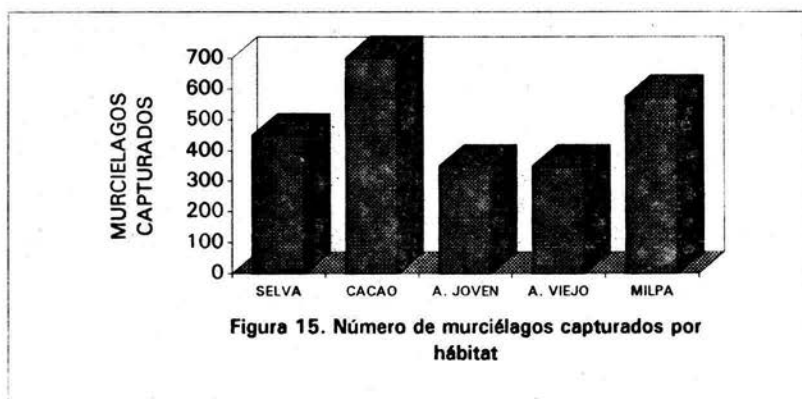
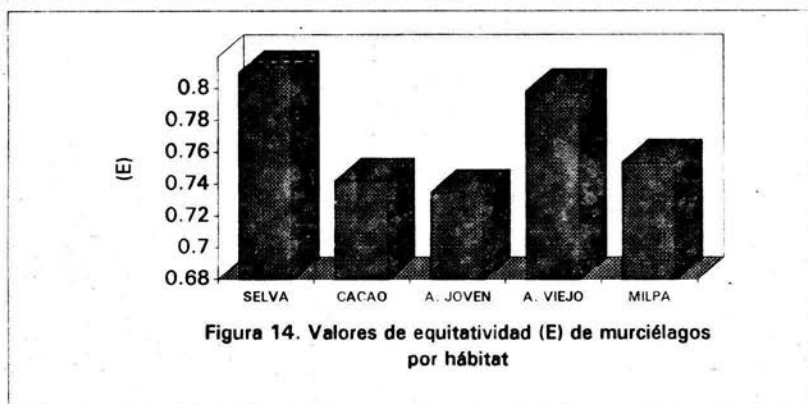
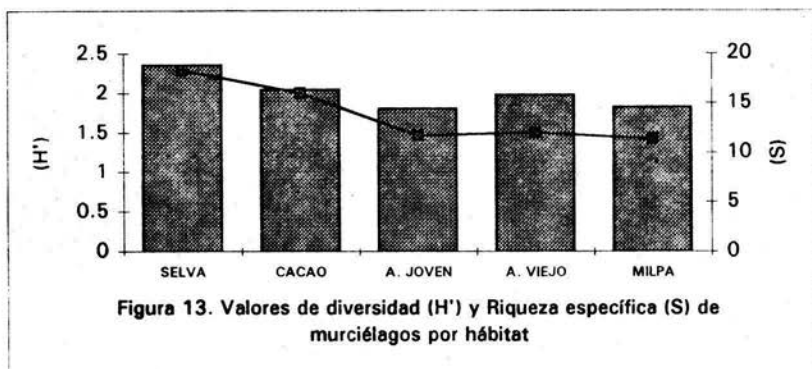
Al comparar el número total de especies capturadas por categoría de dieta encontré que sí hay diferencia significativa en cuanto al número de especies (nueve frugívoros, dos sanguívoros etc.) ($P = 0.00$). Un análisis de Kruskal - Wallis aplicado a las categorías de tamaño de todas las especies capturadas en el estudio, mostró que si existe diferencia significativa ($P = 0.00$) entre las especies por categoría de tamaño.

Una prueba de Tukey comparando especies por tamaños mostró nuevamente que si existe diferencia significativa de especies entre la categoría de tamaño uno y todas las demás ($P = 0.05$). Esta prueba muestra principalmente que es significativo que existan más especies frugívoras de tamaño uno que de las demás.

Una primera prueba de χ^2 aplicada a las categorías tróficas por hábitat, mostró, que el número de especies que existe en cada celda de las cinco matrices, no es significativamente diferente ($P = 0.79$). Una segunda prueba de χ^2 aplicada a las categorías de tamaño por hábitat, mostró que esto tampoco es significativamente diferente ($P = 0.99$). Las pruebas estadísticas aplicadas al análisis de contingencia muestran aparentemente que la única diferencia entre los hábitats, es la existencia de la dieta carnívora y la categoría de tamaño seis (existentes únicamente en la selva).

Cuadro 5. Las variables de murciélagos en los sitios y hábitats de muestreo.

HABITAT	total de capturas	H'	S	E	sp. raras
S1	166	2.23	16	0.8	4
S2	172	2.24	19	0.76	7
S3	110	2.56	20	0.85	8
C1	156	2.05	13	0.8	3
C2	317	2.02	19	0.68	8
C3	226	2.04	16	0.73	4
M1	162	1.92	10	0.83	1
M2	280	1.96	14	0.74	3
M3	130	1.56	10	0.68	2
AJ1	109	1.69	12	0.68	3
AJ2	89	1.85	11	0.77	1
AJ3	149	1.86	12	0.75	3
AV1	87	1.92	12	0.77	2
AV2	94	1.91	10	0.83	0
AV3	166	2.07	14	0.78	2
TOTAL	2413		34		22
SELVA	448	2.4	27	0.73	15
CACAO	699	2.12	21	0.696	9
MILPA	572	1.96	17	0.692	6
A. JOVEN	347	1.94	17	0.68	6
A. VIEJO	347	2.06	16	0.74	4
	2413				



Cuadro 6. clasificación de las especies por abundancia

LOCALIDAD		selva	cacao	milpa	a. joven	a. viejo	total
ESPECIES							
sp. abundantes	1 <i>Sturnira lilium</i>	56	137	234	48	54	529
	2 <i>Carollia brevicauda</i>	72	159	45	142	108	526
	3 <i>Carollia perspicillata</i>	49	100	60	43	49	301
	4 <i>Artibeus lituratus</i>	76	82	66	13	38	275
	5 <i>Artibeus jamaicensis</i>	73	96	30	19	16	234
	6 <i>Glossophaga soricina</i>	20	53	58	30	40	201
sp. comunes	1 <i>Glossophaga commissarisi</i>	15	20	27	19	14	95
	2 <i>Dermanura watsoni</i>	17	13	15	4	8	57
	3 <i>Vampyrops helleri</i>	6	10	18	8	9	51
	4 <i>Dermanura phaeotis</i>	6	4	3	3	2	18
	5 <i>Pteronotus parnellii</i>	20	4	0	2	2	28
	6 <i>Uroderma bilobatum</i>	7	4	4	0	2	17
sp. raras	1 <i>Desmodus rotundus</i>	4	3	1	0	0	8
	2 <i>Mimon cozumelae</i>	2	1	0	3	1	7
	3 <i>Phyllostomus discolor</i>	2	0	0	5	0	7
	4 <i>Chiroderma villosum</i>	0	0	5	1	0	6
	5 <i>Centurio senex</i>	1	2	2	0	0	5
	6 <i>Chrotopterus auritus</i>	5	0	0	0	0	5
	7 <i>Vampyressa pusilla</i>	1	3	0	0	0	4
	8 <i>Tonatia brasiliense</i>	1	2	1	0	0	4
	9 <i>Phyllostomus stenops</i>	3	0	0	0	0	3
	10 <i>Micronycteris megalotis</i>	0	2	0	0	1	3
	11 <i>Bauerus dubiaquercus</i>	1	0	0	2	0	3
	12 <i>Myotis keaysi</i>	0	1	0	1	1	3
	13 <i>Thyroptera tricolor</i>	1	1	0	0	0	2
	14 <i>Tonatia evotis</i>	0	2	0	0	0	2
	15 <i>Diphylia ecaudata</i>	1	0	0	0	1	2
	16 <i>Hylonycteris underwoodi</i>	0	0	2	0	0	2
	17 <i>Trachops cirrhosus</i>	2	0	0	0	0	2
	18 <i>Lichonycteris obscura</i>	0	0	1	0	0	1
	19 <i>Vampyrodes major</i>	1	0	0	0	0	1
	20 <i>Micronycteris brachyotis</i>	1	0	0	0	0	1
	21 <i>Enchisthenes hartii</i>	1	0	0	0	0	1
	22 <i>Mormoops megalophylla</i>	0	0	0	1	0	1
Total de individuos		448	699	572	347	347	2413

Especie abundante: representada por 100 o mas individuos en las capturas totales (2413).

Especie común: por 10-100 individuos.

Especie rara: 10 o menos.

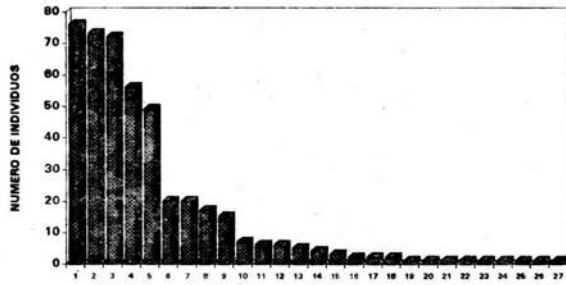


Figura 16. Abundancias relativas en selva

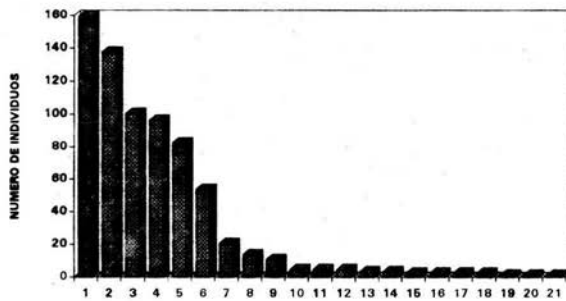


Figura 17. Abundancias relativas en cacaotal

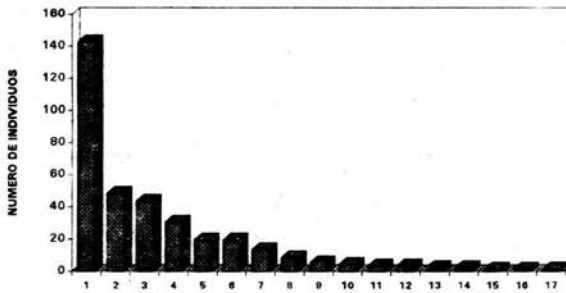
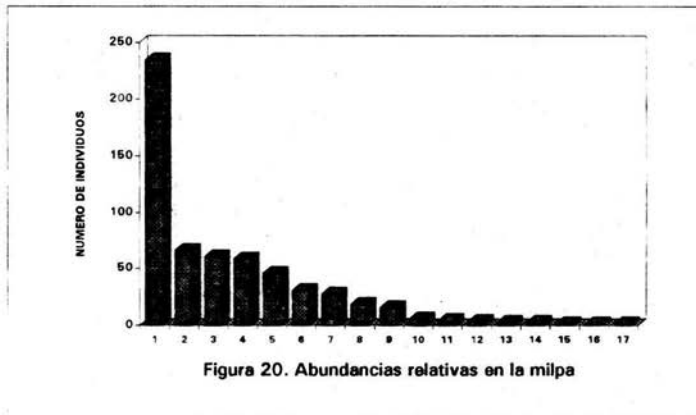
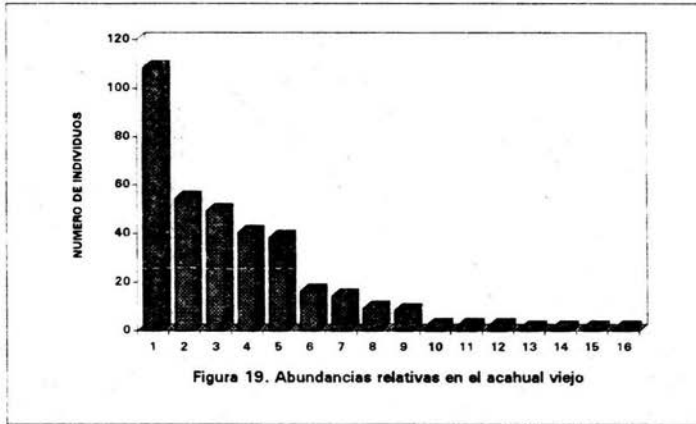


Figura 18. Abundancias relativas en el acahual joven



Cuadro 7. Especies exclusivas por hábitat

HABITAT	especies exclusivas	totales
total	10	10
selva	2 Phyllostomidae, 4 Phyllostominae	6
cacao	1 Phyllostominae	1
milpa	2 Glossophaginae	2
A. joven	1 Mormoopidae	1
A. viejo		0

Cuadro 8. Especies compartidas dominantes (> 100), por abundancias

	SELVA		CACAO		MILPA		A. JOVEN		A. VIEJO
<i>Artibeus lituratus</i>	76	<i>Carollia brevicauda</i>	159	<i>Sturnira lilium</i>	234	<i>Carollia brevicauda</i>	142	<i>Carollia brevicauda</i>	108
<i>Artibeus jamaicensis</i>	73	<i>Sturnira lilium</i>	137	<i>Artibeus lituratus</i>	66	<i>Sturnira lilium</i>	48	<i>Sturnira lilium</i>	54
<i>Carollia brevicauda</i>	72	<i>Carollia perspicillata</i>	100	<i>Carollia perspicillata</i>	60	<i>Carollia perspicillata</i>	43	<i>Carollia perspicillata</i>	49
<i>Sturnira lilium</i>	56	<i>Artibeus jamaicensis</i>	96	<i>Glossophaga soricina</i>	58	<i>Glossophaga soricina</i>	30	<i>Glossophaga soricina</i>	40
<i>Carollia perspicillata</i>	49	<i>Artibeus lituratus</i>	82	<i>Carollia brevicauda</i>	45	<i>Artibeus jamaicensis</i>	19	<i>Artibeus lituratus</i>	38
<i>Glossophaga soricina</i>	20	<i>Glossophaga soricina</i>	53	<i>Artibeus jamaicensis</i>	30	<i>Artibeus lituratus</i>	13	<i>Artibeus jamaicensis</i>	16

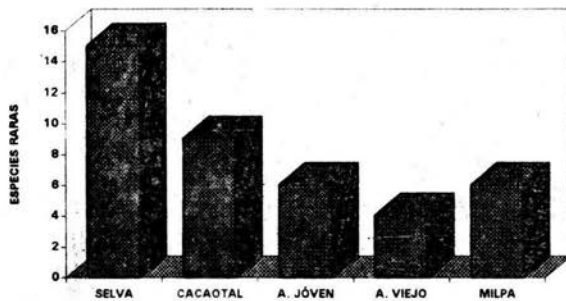


Figura 21. Especies raras por hábitat (total 22 especies)

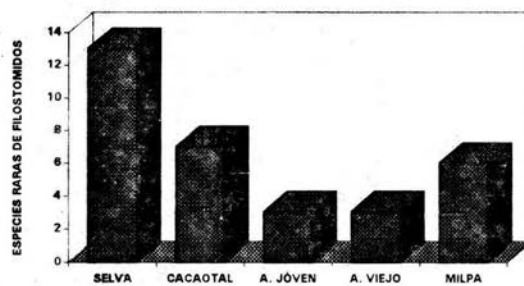


Figura 22. Filostomidos raros por hábitat (total 18 especies)

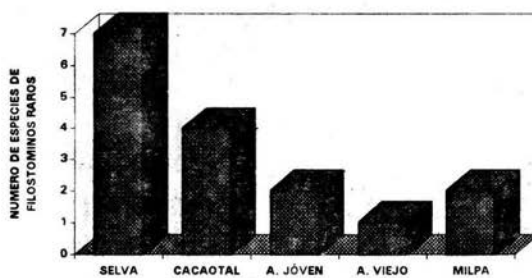


Figura 23. Filostominos raros por hábitat (total 9 especies)

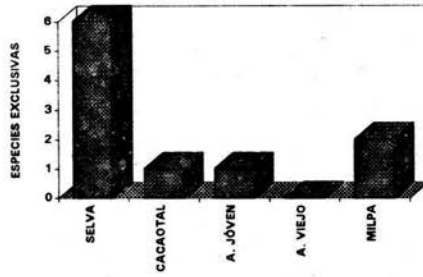


Figura 24. Especies de murciélagos exclusivas por hábitat (total 10 especies)

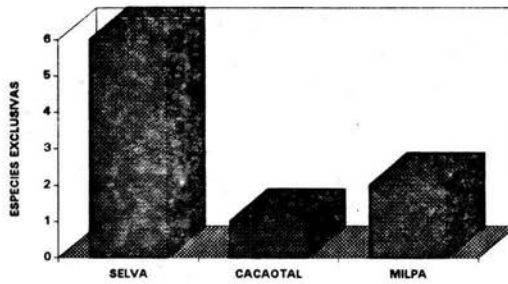


Figura 25. Especies de filostomidos exclusivos por hábitat (total 9 especies)

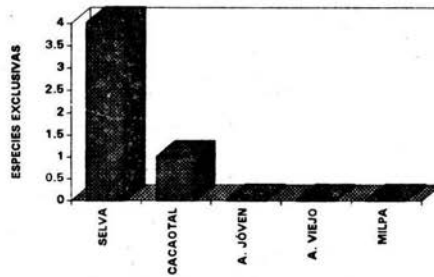


Figura 26. Especies de murciélagos filostominos exclusivos por hábitat (total 5 especies)

Matriz de gremios para la selva

dieta	Longitud del AB					
	1	2	3	4	5	6
	31-40.3	40.4-49.7	49.8-59.1	59.2-68.5	68.6-77.9	78-87.3
Fr	7	3	1	1	1
N	2
IA	1	1
IS	1	1	2	1	1
C	1	1
S	2

Matriz de gremios para el cacaotal

dieta	Longitud del AB					
	1	2	3	4	5	6
	31-40.3	40.4-49.7	49.8-59.1	59.2-68.5	68.6-77.9	78-87.3
Fr	6	3	1	1
N	2
IA	2	1
IS	2	2
C
S	1

Matriz de gremios para el acahual joven

dieta	Longitud del AB					
	1	2	3	4	5	6
	31-40.3	40.4-49.7	49.8-59.1	59.2-68.5	68.6-77.9	78-87.3
Fr	5	2	1	1
N	2
IA	1	2
IS	2	1
C
S

Matriz de gremios para el acahual viejo

dieta	Longitud del AB					
	1	2	3	4	5	6
	31-40.3	40.4-49.7	49.8-59.1	59.2-68.5	68.6-77.9	78-87.3
Fr	5	2	1	1
N	2
IA	1	1
IS	1	1
C
S	1

Matriz de gremios para la milpa

dieta	Longitud del AB					
	1	2	3	4	5	6
	31-40.3	40.4-49.7	49.8-59.1	59.2-68.5	68.6-77.9	78-87.3
Fr	5	4	1	1
N	4
IA	1
IS	1
C
S	1

Cuadro 9. Las matrices de gremios

Biomasa

La categoría trófica que aportó la mayor parte de la biomasa fué el gremio de los frugívoros con 40 % de la biomasa total para la comunidad (Fig. 27). La mayoría de las especies detectadas en este estudio fueron también frugívoras (Fig. 28).

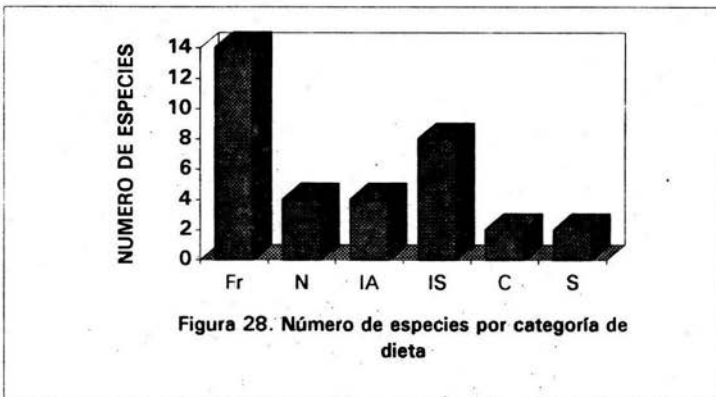
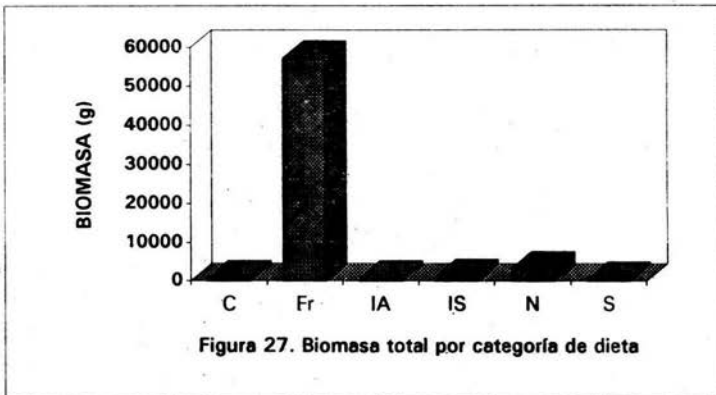
Movimientos, recapturas y evaluación de salud

Por medio de las recapturas, se estimaron las áreas de actividad de algunas especies que registraron movimientos. Solo 34 individuos (22.5 %, Cuadro 10) de 160 capturas totales registraron cambios; estos datos nos ayudan (entre otras cosas) a estimar posibles áreas de actividad, al menos de las especies más abundantes que son más susceptibles de ser recapturadas. Las especies que se movieron y sus áreas aproximadas de actividad pueden apreciarse en la figura 29.

Por otro lado, evaluando la eficacia del nuevo método para marcar murciélagos (Amín y Medellín, 1993) encontré que presenta ventajas para ser usado en el campo y que los murciélagos pueden llevar la marca en el cuello por lo menos durante un año. Sin embargo, este método deberá ser mejorado según las recomendaciones hechas por Gannon (1993) para asegurar la vida y la salud de los murciélagos

El 18.7 % de las recapturas presentó daños a nivel del cuello, esto puede apreciarse en la figura 30 que muestra las especies que fueron recapturadas y las condiciones de salud en el área del cuello; en esta figura se ve que la especie mas recapturada, y también la mas susceptible al collar fue *C. brevicauda*.

Por otro lado, se evaluó esta eficacia a partir de las variaciones ocurridas en los pesos de los individuos al ser recapturados y comparados con el peso que se obtuvo en la primera captura. Si tomamos en cuenta únicamente a las especies susceptibles a la marca, tenemos 132 individuos, de 163 recapturas. De éstas, 61 individuos o el 46.20 % tenían un peso menor al que registraron en su primera captura; otros 53 individuos o el 40.15 % incrementaron su peso y por último 18 ó 13.60 % se mantuvieron en el mismo peso. Claro está que esta varianza podría deberse a condiciones reproductivas u otros factores.



	ESPECIE	lugar de captura	lugar de recaptura	distancia recorrida (km.)
1	<i>C. brevicauda</i>	AV2	AV3	4
2	<i>C. brevicauda</i>	S3	S2	3.7
3	<i>S. flium</i>	S1	M2	1.8
4	<i>S. flium</i>	S1	M2	1.8
5	<i>C. perspicillata</i>	AV3	C3	1.1
6	<i>S. flium</i>	S2	M1	1
7	<i>P. stenops</i>	S2	(S1)	1
8	<i>D. watsoni</i>	S2	S1	1
9	<i>C. brevicauda</i>	S2	(S1)	1
10	<i>S. flium</i>	S2	C1	0.7
11	<i>G. soricina</i>	AJ3	AV3	0.7
12	<i>G. commissarisi</i>	S3	AJ3	0.7
13	<i>G. commissarisi</i>	AV3	AJ3	0.7
14	<i>G. commissarisi</i>	AV3	AJ3	0.7
15	<i>G. commissarisi</i>	AV3	AJ3	0.7
16	<i>C. brevicauda</i>	S2	C1	0.7
17	<i>C. brevicauda</i>	AJ2	AV2	0.7
18	<i>C. brevicauda</i>	AJ2	AV2	0.7
19	<i>C. brevicauda</i>	AJ2	AV2	0.7
20	<i>C. brevicauda</i>	AJ2	AV2	0.7
21	<i>C. brevicauda</i>	AV2	AJ2	0.7
22	<i>G. soricina</i>	AV3	C2	0.5
23	<i>G. commissarisi</i>	M1	C1	0.5
24	<i>C. brevicauda</i>	S2	AJ1	0.5
25	<i>C. brevicauda</i>	M1	C1	0.5
26	<i>C. brevicauda</i>	AJ1	S2	0.5
27	<i>C. brevicauda</i>	M1	C1	0.5
28	<i>C. brevicauda</i>	AV1	(S1)	0.5
29	<i>C. perspicillata</i>	AV1	M1	0.5
30	<i>C. perspicillata</i>	M3	AV3	0.5
31	<i>C. brevicauda</i>	C2	AJ2	0.5
32	<i>D. watsoni</i>	S1	AJ1	0.4
33	<i>C. brevicauda</i>	AJ1	S1	0.4
34	<i>C. perspicillata</i>	AJ1	S1	0.4

Cuadro 10. Distancias recorridas detectadas
en los murciélagos recapturados (km)

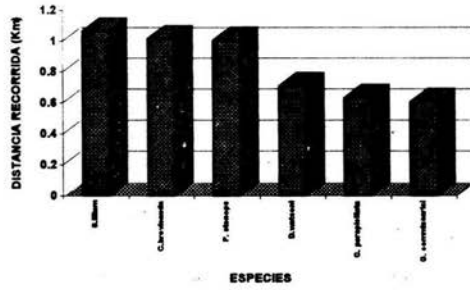


Figura 29. Distancias recorridas promedio (km) de las especies recapturadas

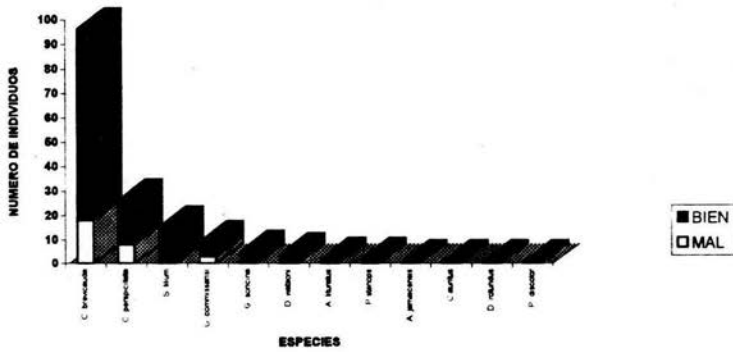


Figura 30. Condiciones de salud de las capturas

Las correlaciones entre la estructura y diversidad de las comunidades de murciélagos en base a la estructura y diversidad vegetal del hábitat

Para la riqueza específica de la comunidad de murciélagos, el procedimiento de STEPWISE reveló que la variable de vegetación que puede predecir la riqueza específica de la comunidad de murciélagos es el porcentaje de la cobertura herbácea.

Esta primera regresión múltiple de stepwise utiliza la ecuación de la recta y resultó un valor para el coeficiente de correlación ($r^2 = 0.3$), que aunque es bajo, el valor de la p nos indica que es significativa ($p = 0.03$). El procedimiento en esta correlación nos da un coeficiente de la cobertura herbácea de -0.08 y una ordenada al origen de 17.41 . El modelo para la riqueza específica (S) de la comunidad de murciélagos es el siguiente

$$S = 17.4 + (\% \text{ de cobertura herbácea}) - 0.08$$
$$(r^2 = 0.3) (p = 0.03)$$

2) Para el índice de diversidad (H') de la comunidad de murciélagos encontré que la combinación de tres variables (el número de individuos por especie de plantas vasculares, el porcentaje de la cobertura herbácea, y el área basal) muestra la mayor correlación con H' .

Esta segunda regresión múltiple de stepwise dió un valor para el coeficiente de correlación de $r^2 = 0.8$, que indica que la correlación es alta y la prueba de F nos da un valor de la $p = 0.006$ indicando que es significativa. El procedimiento da un coeficiente del número de individuos de plantas vasculares = 0.00004 , un coeficiente para la cobertura herbácea de -0.007 , un coeficiente para el área basal = 0.001 y una ordenada al origen de 1.9 .

$$SW = 1.9 + (\# \text{ de individuos de plantas vasculares}) 0.00004 - (\% \text{ cobertura herbácea}) 0.007 + (\text{área basal}) 0.001$$
$$(r^2 = 0.8) (p = 0.006)$$

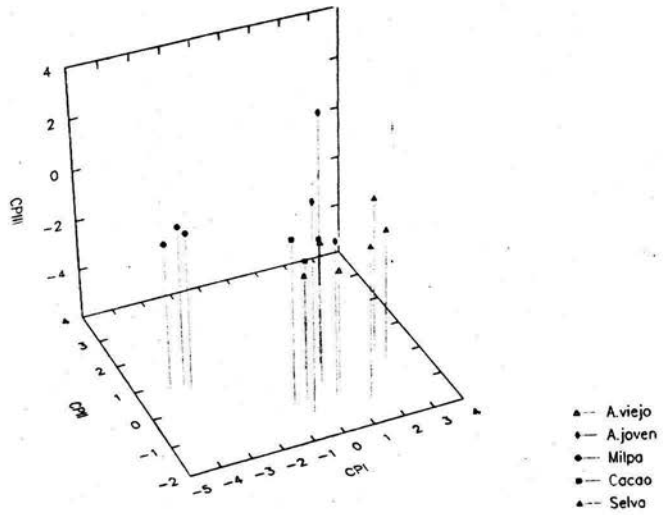


Figura 31. Análisis de componentes principales (PCA) de vegetación

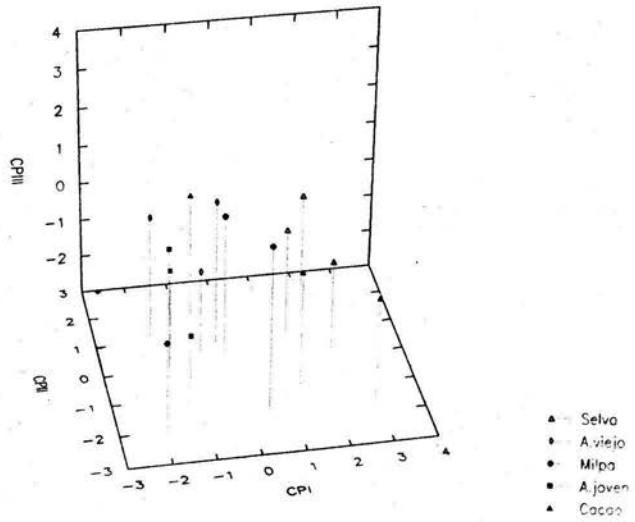


Figura 32. Análisis de componentes principales de murciélagos

DISCUSION

Los cinco hábitats varían en las estructuras de sus comunidades de murciélagos. Esta variación puede estar dada por diferentes factores, se sugiere que la estructura y diversidad vegetal del hábitat afecta la estructura de las comunidades de murciélagos.

La mayor riqueza específica, el valor mas alto del índice de diversidad de murciélagos ocurren en el hábitat con mayor complejidad, cobertura de dosel e índice de diversidad (H') vegetal; en Chajul este tipo de hábitat está representado por la selva. Esto podría estar dado porque el hábitat imperturbado en su vegetación ofrece a los murciélagos: 1) una gran variedad de alimentos vegetales y animales y 2) refugios disponibles. Después de conocer la estructura de la comunidad de murciélagos en la selva, llama la atención el gradiente de depauperación que ocurre en las comunidades de los hábitats modificados.

Los acahuales son lugares de alta concentración de recursos alimenticios, especialmente para aquellas especies frugívoras abundantes, mientras que la milpa constituye un hábitat que es especialmente utilizado por las especies nectarívoras y las que son generalistas, el cacaotal llega a albergar especies raras posiblemente por que la estructura y diversidad de este hábitat permite la existencia de una más variada gama de recursos alimenticios y de guaridas en comparación con la milpa y los acahuales. Por lo anterior, creo que una perturbación, en este caso remover la vegetación original de la zona, tiene un efecto sobre la comunidad de murciélagos. Evaluar la intensidad positiva o negativa del efecto no es posible desde el punto de vista de los murciélagos, ya que las especies dominantes de la comunidad se presentan en grandes densidades incluso en los hábitats perturbados.

En este estudio se dan evidencias que avalan que la comunidad de murciélagos está influenciada por la estructura vertical y diversidad vegetal de su hábitat natural, y que existe una fuerte correlación y posiblemente dependencia de una sobre la otra. Propongo que la estructura y diversidad vegetal del hábitat juega un papel importante en la diversidad y estructura de la comunidad de murciélagos. Las variaciones en esta estructura, dada en diversas combinaciones específicas (selva, cacaotal, acahual joven, acahual viejo, milpa), podrían ayudar a hacer predecible (al menos parcialmente) las demandas ecológicas de los

murciélagos que usan el follaje como refugio, sustrato y fuente de energía. Esto puede corroborarse al ver las varianzas en la estructura y diversidad de la comunidad, principalmente las diferencias que mantiene la selva con los otros hábitats ($H' = 2.40$ $S = 27$, $E = 0.73$, 15 especies raras, seis exclusivas y cuatro filostominos).

Esto puede deberse a que 1) es un hábitat complejo y heterogéneo con mayor cantidad de estratos mejor desarrollados y con mayor número de parches de vegetación. El efecto que tiene sobre la comunidad de murciélagos es una probable selección de hábitat más refinada por cada especie, lo que permite la coexistencia de todas las que este hábitat sea capaz de mantener. 2) a selva es un hábitat con mayor diversidad vegetal y esto puede representar una mayor diversidad de recursos florales como frutos néctar y pólen para diversas especies de murciélagos.

Puede parecer raro que el mayor valor de equitatividad ocurre en un hábitat modificado, pero debe tomarse en cuenta que un acahual viejo, como se mencionó anteriormente, cuenta con más de 15 años de haber sido abandonado y que se encuentra en proceso de regeneración. Al respecto se ha señalado que un sitio de 150 a 200 años de abandono, ya es indistinguible del bosque maduro (Sarukhán, 1968) y no sería ilógico pensar que su regeneración no sólo se refiere a su flora, sino también a su fauna, lo cual quiere decir que el acahual viejo se encuentra en proceso de reestablecer a las especies animales que viven en el bosque circundante y a sus proporciones naturales dentro de las comunidades imperturbadas típicas de la selva. Por lo tanto el acahual viejo puede funcionar como un punto intermedio entre los hábitats modificados y la selva, representando el ambiente en regeneración de sus comunidades faunísticas; mientras que la baja equitatividad en los hábitats modificados (cacaotal, milpa y acahual joven), se debe posiblemente a la presencia de especies muy abundantes (*A. jamaicensis*, *A. lituratus*, *S. lilium*, *C. brevicauda*, *C. perspicillata*, *G. soricina*), o tal vez a que sea el resultado de hábitats dañados (Tramer, 1969), ya que la equitatividad baja ocurre en los sitios sucesionales más jóvenes (Goulden, 1966) mientras que la equitatividad mas alta se dió en la selva.

Se considera a un bosque tropical como un ambiente rico en especies y con interacciones competitivas complejas, esto se da gracias a que los recursos son también estables (Bonaccorso, 1979). En estos hábitats la

comunidad está estructurada por un mayor número de especies mejor distribuidas entre los individuos que la comunidad de murciélagos de un hábitat que fluctúa en el tiempo, y que lejos de ser un hábitat óptimo para todas las especies, es un ecosistema aprovechado por las oportunistas.

Aparentemente las especies que compiten en un hábitat requieren diferenciación de nicho a través de la subdivisión de los recursos y evitan la competencia alimentándose de partículas de diferentes tamaños (Schoener 1986; Roughgarden y Diamond 1986). Otro modo es forrajeando a diferentes alturas o a través de la repartición temporal de la utilización de los recursos ((Kunz, 1983; Yodzis, 1986). También la proximidad de espacios evita la competencia (LaVal y Fitch, 1977).

Es evidente que para que se reduzcan las presiones de competencia para las especies coexistentes, deberán existir los diversos tamaños de partículas alimenticias y las diferentes alturas a las que estas especies forrajean, cosa que no se da en hábitats modificados como la milpa.

Las razones por las cuales el hábitat selva alberga mayor cantidad de especies de murciélagos que los otros, es posiblemente porque tiene una mayor variabilidad interna (MacArthur et al. 1962), esto es, gran variedad de tipos de parches. Una segunda razón es por supuesto, que un bosque con vegetación a muchas alturas arriba del nivel del suelo (estratos verticales) soportará simultáneamente hábitats del suelo, de arbustos y del dosel. La tercera razón es que un hábitat con una alta diversidad vegetal albergará una gran diversidad de recursos vegetales de energía, tanto para murciélagos como para otros grupos de vertebrados e invertebrados, que a su vez también sirven de recurso de energía para los murciélagos.

En suma, existen varios factores que afectan la diversidad y estructura de las comunidades de murciélagos en los hábitats, posiblemente no existe un factor que trabaje solo y sea el responsable de la riqueza y diversidad de la comunidad.

Este trabajo pretende hacer una predicción numérica de las especies de murciélagos que ocupan un hábitat a partir de un análisis de la vegetación. Aquí, deberá tomarse en cuenta que no todas las especies usan los mismos estratos de la vegetación para escoger sus hábitats, pero hay gran cantidad de especies cuya presencia podría predecirse a partir de la medida de los estratos de vegetación, ya que creo que algunas especies

requieren formas o especies vegetales específicas en sus hábitats.

La ausencia de especies de murciélagos pertenecientes a la Subfamilia Phyllostominae sirven como un indicador de perturbación del hábitat, se ha discutido que este grupo de especies es el que tiene los hábitos alimenticios más diversos. Si un hábitat puede albergar una gran variedad de recursos para murciélagos, es porque aún conserva su diversidad vegetal y animal que se reflejará a través de la presencia de murciélagos con requerimientos de recursos tan particulares como los filostominos. Los resultados obtenidos en este trabajo apoyan esta hipótesis considerando que hay especies que sólo ocurren en un tipo de hábitat y que la presencia y densidad de especies "oportunistas" nos hablan de niveles de perturbación en la Selva Lacandona.

La ausencia de filostominos es uno de los argumentos mas sólidos y que mas avalan esta teoría, pero es cierto que no siempre se ocupan los mejores criterios para dar teorías. Las especies dominantes y sus abundancias podrían ser también un indicador de perturbación e incluso un modo de definir a los hábitats sin necesidad de utilizar la diversidad y estructura de la vegetación. Las especies mas abundantes o dominantes son también compartidas en los cinco hábitats, pero las abundancias cambian notablemente de hábitats sin perturbar a hábitats perturbados. Deduzco que si las especies abundantes se encuentran en cierto tipo de hábitat y con las densidades en las que se les capturan, debe ser porque encuentran sus recursos en el hábitat (refugio y fuente de energía). Esto nos dice que se trata de especies que han logrado adaptarse a lo largo del tiempo a diversas condiciones e incluso a diversos tipos de hábitats y tal vez refugio y alimento. Existe una relación entre los hábitats modificados y las especies dominantes

El criterio utilizado puede ser mejorado usando otras herramientas que permitan hablar de los murciélagos como índices de perturbación, en vez de usar unicamente a lo mas raro en el análisis, también se puede hacer uso de las especies mas comunes, con mayores densidades y con distribuciones mas amplias geograficamente

El análisis de las matrices gremiales llama la atención. En la primera celda (frugívoros de tamaño uno) se observan de seis a 10 especies en todas las matrices, pero sólo tres (S. lilium, C. brevicauda y C. perspicillata) son consideradas especies abundantes (> 100 individuos por especie). Estas tres especies son de las más frecuentes,

frugívoras y tienen tamaños y pesos similares. El esclarecimiento de la coexistencia incidiendo sobre el mismo lugar o sobre el mismo alimento revelaría importantes aspectos de la comunidad. Al respecto se ha propuesto que ambas especies de Carollia son frugívoros, que se especializan en frutas de arbustos del suelo (Bonaccorso, 1979) de menos de tres m de altura y árboles del subdosel que producen frutos pequeños (0.5 - 4 g.) (Bonaccorso y Humphrey, 1984) y algunas veces de frutas del dosel, néctar y polen. Se ha propuesto que algunas especies del género Sturnira también pertenecen a este gremio de los frugívoros y que es una especie generalista (Medellín, 1993) especialista en plantas del género Piper (LaVal y Fitch, 1977) y Cecropia (Medellín, 1993). Son comunes en hábitats sucesionales jóvenes (Bonaccorso y Humphrey, 1984) donde ocurre una asociación mutualista, como la que también ocurre entre algunas especies de Ficus (Moraceae) con la mayoría de los miembros del gremio de los frugívoros del dosel (Bonaccorso y Humphrey, 1984). La aparente ocupación del mismo tamaño de nicho por S. lilium y C. perspicillata en el gremio de los frugívoros, puede explicarse bajo la luz de que S. lilium tiene adaptaciones dentales que le permiten especializarse en frutos inmaduros (muy duros por fuera), y por lo tanto esta competencia debe de estar disminuía porque cada especie consume frutos en diferente estado de madurez (Willig, 1986). Todo esto indica que si tales especies están presentes en todos los hábitats y dentro de la misma celda de la matriz, las especies coexistentes están subdividiendo sus requerimientos de nicho más allá de lo que una matriz bidimensional de nicho puede detectar, se deben considerar todos los procesos y factores que influencian en la estructuración de las comunidades y no sólo aquellos factores que se crea que son los únicos importantes.

En general, parece haber cierto solapamiento en las dietas y son raras las especies que se mantienen en un solo gremio alimenticio. La clasificación habitual de hábitos alimenticios es difícil de aplicar a murciélagos por su amplia adaptación a diferentes alimentos vegetales y animales; creo que es prematuro sugerir que los murciélagos tropicales (en particular los frugívoros de tamaño uno) tienen un gran solapamiento de nicho. Por otro lado la elaboración de una matriz de gremios a partir de la talla (longitud del antebrazo) podría no esclarecer nada, ya que el tamaño uno (31-40.3 mm) se consideró para el murciélago más pequeño capturado en el estudio (Thyroptera tricolor), sin

embargo, esto no significa que éste sea el murciélago más pequeño que habita en la zona de estudio.

Los datos de las recapturas sirven como indicadores de las distancias que viajaron los ejemplares recapturados así como el tamaño de las áreas de forrajeo. Parece que A. lituratus, A. jamaicensis, P. stenops y S. lilium tienen relativamente grandes áreas de forrajeo, mientras que C. perspicillata y C. brevicauda vuelan distancias cortas, esto posiblemente sucede porque las especies de frutas del suelo son abundantes y la distribución de sus individuos más uniforme que la de los frutos de árboles (Bonaccorso, 1979). Al respecto se menciona que aunque algunas especies son capaces de recorrer grandes distancias, es improbable que los rangos individuales sobrepasen frecuentemente los 40 km (Willig, 1986).

La alta tasa de captura y baja recaptura de las especies pertenecientes al género Artibeus (509 capturas, dos recapturas), y Sturnira lilium (529 capturas, cinco recapturas) nos sugiere que las poblaciones de estas especies son más grandes que las demás, que son especies migratorias (LaVal y Fitch, 1977) o que tienen áreas de forrajeo lo suficientemente grandes y por lo tanto no persisten en los lugares en donde se les captura, pudiendo explotar recursos en un área considerable, lo cual no es ilógico si pensamos que se trata del género Artibeus que son especies grandes (tamaños dos y tres).

El valor de diversidad más alto de murciélagos de México ha sido reportado para Chajul, la riqueza específica se sitúa entre las más altas del mundo; tiene además el segundo valor a nivel mundial siguiendo a La Selva, Costa Rica (Medellín, 1993). Muchas especies raras o de bajas densidades o con requerimientos muy particulares de nicho, se encuentran en la Selva Lacandona, dichas especies dependen enteramente de la cobertura vegetal original; modificarla poco o mucho tiene repercusiones significativas en la estructura de la comunidad de murciélagos y seguramente de otros grupos de mamíferos y de otros vertebrados. Destruirla tendría implicaciones catastróficas y tal vez irreversibles en la rica y compleja fauna mexicana; conservarla requiere la concientización de todos. Esto es tan urgente como conservar a su fauna, parte medular de ésta la constituyen los murciélagos, que son importantes para la conservación y regeneración de los bosques tropicales.

CONCLUSIONES

- La riqueza de especies es menor en hábitats perturbados.
- La estructura de la comunidad cambia con la perturbación.
- Los murciélagos son buenos indicadores de perturbación del hábitat.
- La riqueza específica (S) de una comunidad de murciélagos puede predecirse a partir del valor del porcentaje de la cobertura herbácea. y el índice de diversidad (H') con los valores del número de individuos de plantas vasculares, el porcentaje de la cobertura herbácea y el área basal.

LITERATURA CITADA

Amín, M. A. & R. Medellín. 1993. Un nuevo método para marcar murciélagos. Resumen Segundo Congreso Nacional de Mastozoología. Guadalajara Jalisco, México.

Aguirre U., L F. 1994. Estructura y ecología de las comunidades de murciélagos de la sabana del espíritu (Beni, Bolivia). Universidad Mayor de San Andrés, Facultad de Ciencias puras y naturales. Carrera de Biología. Tesis de Licenciatura en Biología. Bolivia.

Alvarez - C., S. T. y T. Alvarez. 1991. Los murciélagos de Chiapas. Dirección de bibliotecas y publicaciones, Instituto Politécnico Nacional, México, D. F., 211 pp.

Arita, H. T., R. A. Medellín y O. Sánchez. (En preparación). Guía para la identificación de los murciélagos de México. Publ. Esp. Asociación Mexicana de Mastozoología, México, D.F.

August, V. P. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology* 64: 1495-1507.

Beard, J. S. 1944. Climax vegetation in Tropical America, *Ecology*: 25: 127-158.

Begon, M., J. L. Harper y C. R. Townsend. 1988. *Ecología*. Omega, Barcelona. 879 pp.

Blondel, J., C. Ferry, y B. Frochot. 1973. Avifaune et végétation essai d'analyse de la diversité. *Alauda* 41: 63-84.

Bonaccorso, F. J. 1979. Foraging and reproductive ecology in a Panamanian bat community. *Bulletin of the Florida State Museum, Biological Sciences* 24: 359-408.

Bonaccorso, F. J. y S. R. Humphrey. 1984. Fruit bat niche dynamics: their role in maintaining tropical forest diversity. Tropical rain forest: The Leeds symposium, pp. 169 -183.

Breedlove, D. E. 1973. The phytogeography and vegetation of Chiapas (Mexico), pp. 149-165 in vegetation and vegetational history of northern Latin America, Elsevier Scientific Publishing Co. Amsterdam.

Brown, J. H. 1968. Activity patterns of some Neotropical bats. Journal of Mammalogy 49: 754 -757.

----- 1973. Species diversity of seed eating rodents in sand dune habitats. Ecology 54: 775 -787.

Brown, J. H., D. W. Davison, J. C. Munger y R. S. Inouye. 1986. Experimental Community Ecology: The Desert Granivore System, in Community Ecology (J.D. Diamond, y T. J. Case eds.). Harper and Row, Publishers, New York, 665 pp.

Bryan, D. M. 1986. Climatic Instability, Time lags, and community Disequilibrium in Community Ecology (J.D. Diamond, y T. J. Case eds.). Harper and Row, Publishers, New York, 665 pp.

Clements, F. E. 1916. Plant Succession: An Analysis of the Development of Vegetation. pp 185-187 in Ecological Succession (Golley, B. F. (eds.) Dowden, Hutchinson and Ross, Inc. Stroudsburg.

Constantine, D. G. 1958. An automatic bat - colecting device. The Journal of Wildlife Managment 22: 17 - 22.

Cody, M. L. 1986. Structural niches in Plant Communities, in Community Ecology (J.D. Diamond, y T. J. Case eds.). Harper and Row, Publishers, New York, 665 pp.

Chesson, P. L. y T. Case, 1986. Overview: Nonequilibrium Community Theories: Chance, Variability, History, and Coexistence, in *Community Ecology* (J.D. Diamond, y T. J. Case eds.). Harper and Row, Publishers, New York, 665 pp.

Dayan, T., D. Simberloff, E. Tchernov y Yom - Tov. 1989. Inter and intraspecific character displacement in mustelids. *Ecology* 70: 1526-1539.

Dayan, T., D. Simberloff, E. Tchernov y Yom - Tov. 1990. Feline canines: Community - wide character displacement among the small cats of Israel. *The American Naturalist*.

Dayan, T., y D. Simberloff. 1994. Character displacement, sexual dimorphism, and morphological variation among British and Irish mustelids. *Ecology* 75: 1063 - 1073.

Diamond, J. 1986. Overview: Laboratory Experiments, Field Experiments, and Natural Experiments, pp in *Community Ecology* (J.D. Diamond, y T. J. Case eds.). Harper and Row, Publishers, New York, 665 pp.

Elton, C. S. 1927. *Animal Ecology*. Londres, Sidwick & Jackson, XVII, pp 207.

Eisemberg, J. E. 1981. *The mammalian radiations*. The University of Chicago Press. Chicago, E. U. A. 610 pp.

Fenton, M. B., L. Acharya, D. Audet, M. B. C. Hickey, C. Merriman, M. K. Obrist, y D. M. Syme. 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. *Biotropica* 23: 440 - 446.

Findley, J. S. 1976. The structure of bat communities. *The American Naturalist* 971: 129-139.

Findley, J. S. 1993. Bats, a community perspective. Cambridge University Press. Great Britain. 167 pp.

Findley, J. S. y H. Black. 1983. Morphological and dietary structuring of a Zambian insectivorous bat community. *Ecology* 64: 625-630.

Fleming, T. H., E. T Hooper y D. E. Wilson. 1972. Three Central American bat communities: structure, reproductive cycles, and movement patterns. *Ecology*, 53: 555-569.

Fleming, T. H., y C. F. Williams. 1990. Phenology, seed dispersal and recruitment in *Cecropia peltata* (Moraceae) in Costa Rican tropical dry forest. *Journal of Tropical Ecology*, 6: 163-178.

Flores, J. S. 1971. Estudio de la vegetación del Cerro de la Vigía de la Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas, Ver. Tesis profesional, Facultad de Ciencias, UNAM.

Francis, C. M. 1989. A comparison of mist nets and two designs of harp traps for capturing bats. *Journal of Mammalogy* 70: 865-870.

Galván, M. R. 1993. 167° Calendario del más antiguo. Librería y Ediciones Murguía, S. A. México, D. F.

Galván, M. R. 1994. 168° Calendario del más antiguo. Librería y Ediciones Murguía, S. A. México, D. F.

García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen, para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Segunda ed., Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. 246 pp.

Gleason, H. A. 1926. The individualistic Concept of the Plant Association. pp 187-206 In *Ecological Succession* (Golley, B. F. eds.). Dowden, Hutchinson and Ross, Inc. 1977. Stroudsburg, Penn. 373 pp.

Gannon, M. R. 1993. A new technique for marking bats. *Bat research news* 34: 88-89.

Gilpin, M. E., P. M. Carpenter y M. J. Pomerantz. 1986. The Assembly of a Laboratory Community: Multispecies Competition in Drosophila. in *Community Ecology* (J. Diamond, and T. Case eds.) Harper and Row, Publishers, New York, 665 pp.

Gómez - Pompa, A; C. Vásquez - Yáñez y S. Guevara. 1972. The tropical rain forest: a nonrenewable resource, *Science* 177: 762-765.

Grant, P. R. 1986. Interspecific Competition in Fluctuating Environments. in *Community Ecology* (J. Diamond, and T. Case eds.) Harper and Row, Publishers, New York, 665 pp.

Graham, G. L. 1983. Changes in bat species diversity along an elevational gradient up the Peruvian Andes. *Journal of Mammalogy* 64: 559 - 571.

----- 1988. Interspecific associations among Peruvian bats and diurnal roost sites. *Journal of Mammalogy* 69: 71-720.

Greenhall, A. M. y U. Schmidt. (eds.) 1988. *Natural History of Vampire Bats*. CRC Press Florida. USA. 247 pp.

Handley, C. O., Jr. 1966. Checklist of the mammals of Panamá. Pp. 753 - 795, in *Ectoparasites of Panamá* (R. L. Wensel y V. J. Tipton, eds.). Field Museum of Natural History, Chicago, 861 pp.

Heithaus, E. R., T. H. Flemming, y P. A. Opler. 1975. Foraging patterns and resource utilization in seven species of bats in a seasonal tropical forest. *Ecology* 56: 841-854.

Humphrey S. R. 1975. Nursery roost and community diversity of Neartic bats. *Journal of Mammalogy*, 56: 321-346.

Humphrey, S. R., y F. J. Bonaccorso. 1979. Population and community ecology pp. 409-441 in *Biology of bats of the New World family Phyllostomatidae. Part 111* (R. J. Baker, J. K. Jones, Jr., and D. C. Carter, eds.). *Spec. Publ. Mus. Texas Tech Univ.*, 16: 1-441.

Hutchinson, G. E., 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *American Naturalist* 93: 145 - 159.

INEGI. 1992. Anuario estadístico del Estado de Chiapas.

Karr, J. R. 1968. Habitat and avian diversity on stripmined land in east central Illinois. *Condor* 70: 348-357.

----- 1971. Structure of avian communities in selected Panama and Illinois habitats. *Ecological Monographies* 41: 207-223.

Karr, J. R., & R. R. Roth. 1971. Vegetation structure and avian diversity in several New World areas. *The American Naturalist* 945: 423-435.

Kricher, J. C. 1972. Bird species diversity: The effect of species richness and equitability on the diversity index. *Ecology* 53: 278-282.

Kunz, T. H., 1973. Resource utilization: Temporal and spatial components of bat activity in Central Iowa. *Journal of Mammalogy*, 54: 14-32.

Kunz, T. H., 1982. *Ecological and behavioral methods for study of bats.* Smithsonian Institution Press, Washington D.C., 170 pp.

Kunz, T. H. 1982. *Ecology of bats.* Plenum Press, New York, 425 pp.

Kunz, T. H. y E. L. P. Anthony. 1977. On the efficiency of the Tuttle bat trap. *Journal of Mammalogy* 58: 309-315.

LaVal, R. K. 1970. Banding returns and activity periods of some Costa Rican bats. *Southwestern Naturalist* 15: 1-10.

LaVal, R. K. y H. S. Fitch, 1977. Structure, movement, and reproduction in three Costa Rican bat communities. Occasional Papers, Museum of Natural History, University of Kansas, 69: 1-28.

Lemmon, P. 1956. A spherical densiometer for estimating forest overstory density. Forest science, 2: 314-320

MacArthur, R., y J. W. MacArthur. 1961. On bird species diversity. Ecology 42: 594-598.

MacArthur, R. H., J. W. MacArthur y J. Preer. 1962. On bird species diversity II. Predictions of bird census from habitats measurements. The American Naturalist. XCVII: 167-174.

MacArthur, R. H., 1964. Environmental factors affecting bird species diversity. The American Naturalist 98: 387-397.

MacArthur, R. H., H. Recher, & M. Cody. 1966. On the relation between habitat selection and species diversity. The American Naturalist 100: 319-332.

MacArthur, R. H. y E. O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press.

MacNab, B. K. 1971. The structure of tropical bat faunas. Ecology, 52: 352-358.

Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University press, New Jersey, Great Britain, 179 pp.

Martínez, E., C. H. Ramos A. y F. Chiang. 1994. Lista Florística de la Lacandona, Chiapas. Boletín Sociedad Botánica de México 54: 99-177.

Maza de la, J., y R. de la Maza. 1991. Esbozo de una región. Pp. 21-35 , en Lacandonia el último refugio (Agrupación sierra madre, S. C. para la Universidad Nacional Autónoma de México).

Meabe del C., J. 1983. Estructura y Composición de la selva alta perenifolia en los alrededores de Bonampak, Chiapas. Tesis de licenciatura, Biología. Facultad de Ciencias, UNAM. México. 140 pp.

Medellín, R. A. 1983. Tonatia bidens and Mimon crenulatum in Chiapas, México. Journal of Mammalogy 64:150.

----- 1986. Murciélagos de Chajul, La comunidad de murciélagos de Chajul Chiapas. Tesis. Facultad de Ciencias Universidad Nacional Autónoma de México. México D. F.

----- 1988. Prey of Chrotopterus auritus, with notes on feeding behavior. Journal of Mammalogy 69: 841-844.

----- 1989. Chrotopterus auritus. Mammalian Species The American Society of Mammalogist 343: 1-5

----- 1991. The Selva Lacandona: An Overview. TCD Newsletter. 24: 1-6.

-----1992. Community ecology and conservation of mammals in a Mayan tropical rainforest and abandoned agricultural fields. Unpubl. PHD thesis, University of Florida, 333 pp.

-----1993. Estructura y diversidad de una comunidad de murciélagos en el trópico húmedo mexicano. Pp. 333-350. en Avances en el estudio de los Mamíferos de México. (R. A. Medellín y G. Ceballos, eds). Publicaciones Especiales, # 1, Asociación Mexicana de Mastozoología. A. C., México, D. F. 464 pp.

----- 1994. Mammal diversity and conservation in the Selva Lacandona, Chiapas, México. Conservation Biology, 8: 788-799.

Medellín, R. A., O. Sánchez y G. Urbano - V. 1992a. Ubicación zoogeográfica de la Selva Lacandona a través de su fauna de quirópteros. Pp. 233-251, in La Reserva de la Biósfera de Montes Azules (M. Ramos y M. A. Vázquez, editores). Centro de estudios para la conservación de los recursos naturales A. C., San Cristóbal, Chiapas, México. Publicaciones Especiales ECOSFERA, 436 pp.

Medellín, R. A., G. Cancino Z., A. Clemente M. y R. O. Guerrero V. 1992. Noteworthy records of three mammals from México. The Southwestern Naturalist, 37: 427-429.

Morrison, D. W. 1978a. Foraging ecology and energetics of the frugivorous bat, Artibeus jamaicensis. Ecology 59:716-723.

Morrison, D. W. 1978b. Lunar phobia in a neotropical fruit bat, Artibeus jamaicensis (Chiroptera: Phyllostomidae). Animal behavior 26: 852-855.

Moulton, M. P y S. L. Pimm. 1986. The Extent of Competition in Shaping an Introduced Avifauna, in Community Ecology (J. Diamond, y T. Case eds.) Harper and Row, Publishers, New York, 665 pp.

Müllerried, F. R. G. 1957. Geología de Chiapas. México. 250 pp.

Navarro, D., T. Jimenez A., y J Juárez G. 1991. Los mamíferos de Quintana Roo. pp 371-450 in Diversidad Biológica en la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an Quintana Roo, México.

López, C. et al. (en preparación). el murciélago carnívoro (Vampyrum spectrum) en Chiapas, México.

Orellana-L, R. A. 1978. Relación clima - vegetación en la Región Lacandona, Chiapas. Tesis de Licenciatura. Biología, Facultad de Ciencias. UNAM, 139 pp. y 28 mapas. México.

Orians, G. H. 1969. The number of bird species in some tropical forest. Ecology 50: 783-801.

- Palmeirim, J. M. y L Rodríguez. 1993. The two minute harp trap for bats. *Bat research news* 34: 60-64.
- Pearson, L. D. 1975. The relation of foliage complexity to ecological diversity of three amazonian bird communities. *The Condor* 77: 453-466.
- Pianka, E. R. 1966. Convexity, desert lizards and spatial heterogeneity. *Ecology*, 47: 1055-1059.
- Pielow, E. C. 1966a. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological sucesion. *Journal of Theoretical Biology*, 10: 370-383.
- Pielow, E. C. 1966b. Shannons formula as a measure of species diversity: its use and misuse. *The American Naturalist*, 100: 463-465.
- Pielow, E. C. 1966c. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-134.
- Quijano, M. 1991. Evaluación del efecto de los hervívoros en la sucesión vegetal temprana de un campo agrícola en el valle de México. México. Tesis de Licenciatura, UNAM. 119 pp.
- Ramírez - Pulido, J., M. C. Britton, A. Perdomo y A. Castro. 1986. Guía de los mamíferos de México. Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa, México, D. F., 720 pp.
- Recher, H. 1969. Bird species diversity and habitat diversity in Australia and North America. *The American Naturalist*, 103: 75-80.
- Reis, N. R. dos 1984. Estrutura de comunidaes de morcegos na regio de Manaus, Amazonas. *Revista Brasileira de Biología*, 44: 247-254.
- Roughgarden, J. 1986, A Comparison of Food - Limited and Space - Limited Animal Competition Communities, pp 492-516 in *Community Ecology* (J. Diamond, and T. Case eds.) Harper and Row, Publishers, New York, 665 pp.

Roughgarden, J. y J. Diamond, 1986. Overview: The role of Species Interactions, pp 333-343 in Community Ecology (J. Diamond, J. and T. Case eds.). Harper and Row, Publishers, New York, 665 pp.

Rosenzweig, M. L. y J Winakur. 1969. Population ecology of desert rodent communities: Habitats and enviromental complexity. Ecology 50: 558-572.

Roth, R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. Ecology, 57: 773-782.

Rzedowski, J., 1978, Vegetación de México, Limusa, México, 432 pp.

Sarukhán, K. J. 1968. Análisis sinecológico de las selvas de Terminalia amazonia en la planicie costera del Golfo de México. Tesis de Maestría, Colegio de Posgraduados, Escuela Nacional de Agricultura, Chapingo, México.

Schoener, T. W. 1986. Overview: Kinds of Ecological Communities - Ecology Becomes Pluralistic, in Community Ecology (J. Diamond, and T. Case eds.) Harper and Row, Publishers, New York, 665 pp.

Shannon, C. E. & W. Wiener. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.

Soberón, J. y J. Llorente, 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. Conservation Biology 7: 480-488.

Tamsitt, J. R. 1967. Niche and species diversity in neotropical bats. Nature 13: 784-786.

Tilman, D. 1986. Evolution and Differentiation in Terrestrial Plant Communities: The Importance of the Soil Resource: Light Gradient, in Community Ecology (J. Diamond, and T. Case eds.) Harper and Row, Publishers, New York, 665 pp.

Tramer, E. J. 1969. Bird species diversity: components of Shannon's formula. *Ecology*, 50: 927-929.

Turner, D. C. 1975. The vampire bat. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London. 145 pp.

Tuttle, M. D. 1974. An Improved trap for bats. *Journal of Mammalogy*, 55: 475-477.

Vidal, L. R. y M. Coronel. 1995. El murciélagos blanco (*Diclidurus albus*) en Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 1: 75-76.

Villa R., B. 1967. Los Murciélagos de México. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F. xvi + 491 pp.

Villa - R., B., Silva, N. Moresda; Cornejo, & V. Villa, 1969. Estudio del contenido estomacal de los murciélagos hematófagos *Desmodus rotundus rotundus* *Geoffroy) y *Dyphylla ecaudata* Spix (Phyllostomatidae, Desmodinae). *Ann. Inst. Biol., Univ. Nac. Autónoma de México: Serie Zoologica* 40: 291-298.

Wiens, J. A. 1969. An approach to the study of ecological relationships among grassland birds. *Ornithological Monographies*, 8: 1-93.

-----1973. Pattern and process in grassland bird communities. *Ecological Monographies*, 43: 237-270.

-----1974. Habitat heterogeneity and avian community structure in North American grasslands. *Am. Midl. Nat.* 43: 237-270.

-----1986. Spatial Scale and Temporal Variation in Studies of Shrubsteppe Birds, in *Community Ecology* (J. Diamond, and T. Case eds.) Harper and Row, Publishers, New York, 665 pp.

Willig, M. R. 1983. Composition, microgeographic variation, and sexual dimorphism in Caatingas and Cerrado bat communities from northeast Brazil. *Bulletin Carnegie Museum Natural History*, 23: 1-131.

-----1986. Bat community in South America: a tenacious chimera. *Revista Chilena de Historia Natural* 59: 151 -168.

Willig, M. R. y M. A. Mares. 1989. A comparison of bat assemblages from phytogeographic zones of Venezuela. pp 59-67, in *Patterns in the Structure of Mammalian Communities* (D. W. Morris, Z Abramsky, B. J. Fox, y M. R. Willig, eds.). Special Publications, The Museum, Texas Tech University Press, Lubbock, 266 pp.

Willig, M. R. y M. P. Moulton, 1989. The role of stochastic and deterministic processes in structuring Neotropical bat communities. *Journal of Mammalogy*, 70: 323-329.

Wilson, D. E. 1973. Bat faunas: a trophic comparison. *Systematic zoology*, 22: 14-29.

Wilson, D. E. y J. S. Findley. 1972. Randomness in bat homing. *The American Naturalist*, 106: 418-424.

Yodzis, P. 1986. Competition, Mortality, and Community Structure, pp in *Community Ecology* (J. Diamond, and T. Case eds.) Harper and Row, Publishers, New York, 665 pp.

INDICE DE CUADROS Y FIGURAS

	pag.
Cuadro 1. Distancias entre los sitios de muestreo _____	22
Cuadro 2. Características geográficas de los sitios de muestreo _____	23
Cuadro 3. Las variables de vegetación en los sitios de muestreo y por hábitat _____	32
Cuadro 4. Base de datos de murciélagos _____	38
Cuadro 5. Las variables de murciélagos en los sitios de muestreo y por hábitat _____	43
Cuadro 6. Clasificación de las especies por abundancias _____	45
Cuadro 7. Especies exclusivas por hábitat _____	48
Cuadro 8. Especies compartidas mas abundantes _____	48
Cuadro 9. Las matrices de gremios _____	51
Cuadro 10. Especies y distancias (km) detectadas en las recapturas _____	54
Figura 1. Localización geográfica de la zona de estudio en la Reserva Integral de la Biosfera Montes Azules _____	14
Figura 2. Diagrama ombrotérmico para Chajul (11 años de observaciones) _____	17
Figura 3. Localización geográfica de los sitios de muestreo en la RIBMA _____	21
Figura 4. Forma de colocar las redes (modificado de Kunz, 1988) _____	25
Figura 5. Valores de diversidad (H') y riqueza específica (S) vegetal por hábitat _____	33
Figura 6. Densidad vegetal por hábitat _____	33
Figura 7. Estructura de la vegetación _____	35
Figura 8. Area basal _____	35
Figura 9. Cobertura herbácea _____	36
Figura 10. Cobertura de dosel _____	36
Figura 11. Curva acumulativa de especies por hábitat _____	39
Figura 12. Curva acumulativa por mes de muestreo _____	39
Figura 13. Valores de diversidad (H') y riqueza específica (S) de murciélagos por hábitat _____	44
Figura 14. Valores de equitatividad (E) de murciélagos por hábitat _____	44
Figura 15. Total de murciélagos capturados por hábitat _____	44
Figura 16. Abundancias relativas en selva _____	46
Figura 17. Abundancias relativas en cacaotal _____	46
Figura 18. Abundancias relativas en acahual joven _____	46
Figura 19. Abundancias relativas en acahual viejo _____	47
Figura 20. Abundancias relativas en milpa _____	47
Figura 21. Especies raras por hábitat (total 22 especies) _____	49
Figura 22. Filostomidos raros por hábitat (total 18 especies) _____	49
Figura 23. Filostominos raros por hábitat (total 9 especies) _____	49
Figura 24. Especies exclusivas por hábitat (total 10 especies) _____	50
Figura 25. Filostomidos exclusivos por hábitat (total 9 especies) _____	50
Figura 26. Filostominos exclusivos por hábitat (total 5 especies) _____	50
Figura 27. Biomasa total por categoría de dieta _____	53
Figura 28. Número de especies por categoría de dieta _____	53
Figura 29. Distancias recorridas promedio (km) de las especies recapturadas _____	55
Figura 30. Condiciones de salud de las recapturas _____	55
Figura 31. Análisis de componentes Principales (PCA) de vegetación _____	57
Figura 32. Análisis de componentes Principales (PCA) de murciélagos _____	57

Apendice I: Lista de plantas registradas en los análisis de vegetación

<p style="text-align: center;">ACANTHACEAE</p> <p><i>Aphelandra deppeana</i> <i>Hebracanthus silvaticus</i> <i>Pseudoranthemum proeox</i> <i>Pseudoranthemum atropurpureum</i> <i>Mendoncia retusa</i> <i>Odontonema albiflorum</i></p> <p style="text-align: center;">ACTINIDIACEAE</p> <p><i>Saurauia scabrida</i></p> <p style="text-align: center;">AMARANTHACEAE</p> <p><i>Achyranthes indica</i> <i>Amaranthus spinosus</i> <i>Chamissoa altissima</i> <i>Iresine celocia</i></p> <p style="text-align: center;">ANACARDIACEAE</p> <p><i>Spondias radikoferi</i></p> <p style="text-align: center;">ANNONACEAE</p> <p><i>Cymbopetalum penduliflorum</i> <i>Symbopetalum penduliflorum</i></p> <p style="text-align: center;">APOCYNACEAE</p> <p><i>Prestonia guatemalensis</i> <i>Stemmadenia donnei-smithii</i> <i>Tabernaemontana alba</i> <i>Forsteronia spicata</i> <i>Forsteronia viridescens</i></p> <p style="text-align: center;">ARACEAE</p> <p><i>Arthium pentaphyllum</i> <i>Dieffenbachia seguine</i> <i>Monstera acuminata</i> <i>Monstera deliciosa</i> <i>Monstera tuberculata</i> <i>Philodendron inaequaliterum</i> <i>Philodendron guttiferum</i> <i>Philodendron scandens</i> <i>Syngonium aff. schottianum wendii</i> <i>Syngonium podophyllum</i> <i>Syngonium schottianum</i></p> <p style="text-align: center;">ARALIACEAE</p> <p><i>Dendropanax arboreus</i></p> <p style="text-align: center;">ARECACEAE</p> <p><i>Argeophila argentea</i> <i>Chamaedorea tepikote</i> <i>Desmoncus ferox</i> <i>Geonoma oxycarpa</i> <i>Reinhardtia gracilis-var gracilior</i> <i>Rhodospata wendlandii</i> <i>Scheelea liebmanni</i> <i>Bactris belanoidea</i></p>	<p style="text-align: center;">ASCLEPIADACEAE</p> <p><i>Asclepias glaucescens</i> <i>Gonolobus sp.</i> <i>Marsdenia macrophylla</i></p> <p style="text-align: center;">ASTERACEAE</p> <p><i>Ageratina patzcuarensis</i> <i>Calea ternifolia</i> <i>Calyptocarpus viels</i> <i>Conisa banariensis</i> <i>Erechites hieracifolia</i> <i>Eupatorium morifolium</i> <i>Melanthera angustifolia</i> <i>Melanthera nivea</i> <i>Mikania aromatica</i> <i>Mikania cordifolia</i> <i>Neuroleena lobata</i> <i>Neuroleena macrocephala</i> <i>Piptocarpha chontalensis</i> <i>Pseudolephantopus spicatus</i> <i>Tridax procumbens</i> <i>Verbesina sp.</i> <i>Vernonia patens</i> <i>Calea urticifolia</i> <i>Chaptalia nutans</i> <i>Bidens pilosa</i></p> <p style="text-align: center;">BIGNONIACEAE</p> <p><i>Amphitecna spiculata</i> <i>Aphitecna apiculatum</i> <i>Artibeaea pubescens (L.)</i> <i>Callichlamys lillofolia</i> <i>Cytostoma binatum</i> <i>Cyclista heterophylla</i> <i>Cyclista potosina</i> <i>Mecadyena unguis-cati</i> <i>Mussatia hyacinthina</i> <i>Paragonia pyramidata</i> <i>Pithecoctenium crucigerum</i> <i>Stizophyllum riparium</i></p> <p style="text-align: center;">BOMBACACEAE</p> <p><i>Celba pentandra</i> <i>Pachira aquatica</i> <i>Quararibea fumebris</i> <i>Quararibea yunckeri</i></p> <p style="text-align: center;">BURSERACEAE</p> <p><i>Bursaria simaruba</i> <i>Protium copai</i></p> <p style="text-align: center;">CANNACEAE</p> <p><i>Canna indica</i></p> <p style="text-align: center;">CARICACEAE</p> <p><i>Carica papaya</i></p>
---	---

COMBRETACEAE

Combretum ellipticum
Combretum laxum

COMMELINACEAE

Commelina diffusa

COMMELINAE

Tradescantia zanonii

CONNARACEAE

Connarus schultessi
Rourea glabra

CONVOLVULACEAE

Ipomoea batatas
Ipomoea batatoides
Ipomoea dumosa
Itzaea sericea
Jungia japonica
Merremia tuberosa
Merremia umbellata

CRUCIFERAE

Cardamine flaccida

CUCURBITACEAE

Cionosicyus macranthus
Melothria pendula
Psiguria triphylla

CYCADACEAE

Ceratozamia sp.

CYPERACEAE

Cyperus tenuis
Cyperus toluensis
Scleria pterota
Setaria grisebachii
Siprus bipartitus

DILLENIACEAE

Tetracera volubilis

DIOSCOREACEAE

Dioscorea bartlettii

ELAEOCARPACEAE

Muntingia calabura

EUPHORBIACEAE

Phyllanthus amarus
Acalypha arbensis
Acalypha diversifolia
Chamaesyce densiflora
Chamaesyce hirta
Croton schiedeanus
Plukenetia volubilis

FABACEAE

Acacia hayesii
Acacia mayana
Acacia usumacirtae
Canavalia villosa
Canavalia oxyphylla
Dalbergia glomerata
Desmodium adscendens
Desmodium axillaris
Desmodium incanum
Dialium guianense
Erythrina folkersii
Lonchocarpus cruentus
Lonchocarpus guatemalensis
Machaerium floribundum
Machaerium lunatum
Mucuna argeophylla
Phaseolus sp.
Phaseolus coccineus
Platymiscium yucatanum
Pterocarpus rohrii
Swartzia guatemalensis
Vatairea lundellii
Schizobolium parahybum
Centrosema virginianum
Inga brevipedunculata
Inga sapindoloides
Inga spuria
Senna papillosa
Chamaecrista nictitans

FLACOURTACEAE

Pleuranthodendron lindenii
Casearia corymbosa
Casearia sylvestris sw
Casearia tacanensis

POACEAE

Olmeca reflexa

HAMAEDORACEAE

Xiphidium caeruleum

HERNANDEACEAE

Sparattanthellum amazonicum

HIPPOCRATEACEAE

Hippocratea celestroides
Hippocratea volubilis

IRIDACEAE

Eleutherine bulbosa

LAMIACEAE

Salvia verticillata
Hyptis verticillata

<p style="text-align: center;">LAURACEAE</p> <p><i>Nectandra ambigua</i> <i>Nectandra heydeana</i> <i>Nectandra reticulata</i> <i>Nectandra salicifolia</i> <i>Ocotea dendrodaphne</i> <i>Persea</i> sp.</p> <p style="text-align: center;">LILIACEAE</p> <p><i>Smilax lanceolata</i> <i>Smilax aristolochiaefolia</i></p> <p style="text-align: center;">LOGANIACEAE</p> <p><i>Strychnos tobagiana</i></p> <p style="text-align: center;">MALPIGHIACEAE</p> <p><i>Bunchosia lanceolata</i> <i>Heteropteris laurifolia</i> <i>Malpighia glabra</i> <i>Stigmaphyllon chordatum</i> <i>Stigmaphyllon Lindenianum</i> <i>Hiraea fragifolia</i></p> <p style="text-align: center;">MALVACEAE</p> <p><i>Hempea trilobata</i> <i>Hibiscus arborescens</i> <i>Sida rhombifolia</i></p> <p style="text-align: center;">MARANTACEAE</p> <p><i>Calathea microchlamys</i> <i>Calathea lutea</i> <i>Calceo inocephala</i></p> <p style="text-align: center;">MELASTOMACEAE</p> <p><i>Clidemia setosa</i> <i>Conostegia</i> sp.</p> <p style="text-align: center;">MELIACEAE</p> <p><i>Guarea glabra</i> <i>Guarea grandifolia</i> <i>Trichilia havanensis</i> <i>Trichilia pallida</i></p> <p style="text-align: center;">MINISPERMACEAE</p> <p><i>Abuta Chilapensis</i> <i>Cissampelos pareira</i> <i>Cissampelos troyenifolia</i></p> <p style="text-align: center;">MIRTACEAE</p> <p><i>Eugenia acapulcensis</i> <i>Eugenia mexicana</i></p> <p style="text-align: center;">MONIMIACEAE</p> <p><i>Mollinedia pallida</i></p>	<p style="text-align: center;">MORACEAE</p> <p><i>Brosimum alicastrum</i> <i>Brosimum costaricanum</i> <i>Castilla elastica</i> <i>Cecropia peltata</i> <i>Clusia difflora</i> <i>Ficus insipida Willd.</i> <i>Trophis mexicana</i> <i>Trophis racemosa</i> <i>Heliconia librata</i> <i>Heliconia magnifica</i> <i>Heliconia psittacorum</i> <i>Heliconia schaedleri</i></p> <p style="text-align: center;">MYRISTICACEAE</p> <p><i>Viola coshmi</i></p> <p style="text-align: center;">MYRSINACEAE</p> <p><i>Isocoreea compressa</i> <i>Parathesis gonzali</i> <i>Parathesis psychotrioides</i></p> <p style="text-align: center;">NYCTAGINACEAE</p> <p><i>Pisonia aculeata</i></p> <p style="text-align: center;">OCHNACEAE</p> <p><i>Ouretea costanaefolia</i></p> <p style="text-align: center;">ONAGRACEAE</p> <p><i>Ludwigia octavilla</i></p> <p style="text-align: center;">PASSIFLORACEAE</p> <p><i>Passiflora ambigua</i></p> <p style="text-align: center;">PHYTOLACACEAE</p> <p><i>Trichostigma octandrum</i></p> <p style="text-align: center;">PIPERACEAE</p> <p><i>Pipens</i> sp. <i>Piper auritum</i> <i>Piper hispidum</i> <i>Piper lepathifolium</i> <i>Piper nitidum</i> <i>Piper sanctum</i> <i>Piper yzabelanum</i> <i>Pothomorphe peltata</i></p> <p style="text-align: center;">PTERIDOPHYTA</p> <p><i>Adiantum trapeziforme (Ferns)</i> <i>Polypodium fallax</i> <i>Polypodium polypodioides</i> <i>Polypodium triceratum</i> <i>Pteris altissima (Ferns)</i> <i>Setaria geniculata</i></p>
---	--

	POACEAE		VITACEAE
	<i>Arundo donax</i>		<i>Cissus gossypifolia standley</i>
	<i>Digitaria bicornis</i>		<i>Cissus microcarpa (vehl.)</i>
	<i>Digitaria ciliaris</i>		<i>Cissus sicyoides</i>
	<i>Digitaria grisebachii</i>		<i>Vitis laurifolia</i>
	<i>Eleusine indica</i>		
	<i>Lasiaecis nigra</i>		ZINGIBERACEAE
	<i>Lasiaecis rugellii</i>		<i>Costus sanguineus</i>
	<i>Panicum hirsutum</i>		<i>Costus scaber</i>
	<i>Panicum trichoides sw</i>		<i>Costus spicatus</i>
	<i>Paspalum conjugatum</i>		
	<i>Paspalum maximum</i>		SAPOTACEAE
	<i>Paspalum riosum</i>		<i>Pouteria campechiana</i>
	<i>Paspalum virgatum</i>		<i>Pouteria sp.</i>
	<i>Pharus parvifolius</i>		
	<i>Zea mays</i>		SCHIZAEACEAE
			<i>Lygodium heterodoxum</i>
			<i>Lygodium venustum</i>
	RANUNCULACEAE		
	<i>Clematis dioica</i>		SOLANACEAE
			<i>Cestrum grandiflorum</i>
			<i>Cestrum nocturnum</i>
	RHAMNACEAE		<i>Lycianthes chispensis</i>
	<i>Gouania lupuloides</i>		<i>Lycianthes heteroclitis</i>
			<i>Physalis gracilis</i>
	ROSACEAE		<i>Physalis pubescens</i>
	<i>Hirtella americana</i>		<i>Solanum americanum</i>
	<i>Hirtella racemosa</i>		<i>Solanum diphyllum</i>
	<i>Licania platypus</i>		<i>Solanum nitidum</i>
			<i>Solanum rudepanum</i>
	RUBIACEAE		<i>Solanum schlechtendallianum</i>
	<i>Bourreria laevis</i>		<i>Solanum tampicense</i>
	<i>Cephaelis tomentosa</i>		
	<i>Faramea occidentalis</i>		STERCULIACEAE
	<i>Hamelia longipes</i>		<i>Byttneria aculeata</i>
	<i>Hamelia patens</i>		<i>Theobroma cacao</i>
	<i>Hoffmania riparia</i>		
	<i>Posoqueria coriacea</i>		TILIACEAE
	<i>Psychotria chiapensis</i>		<i>Trichospermum mexicanum</i>
	<i>Psychotria fruticosa</i>		
	<i>Psychotria limonensis</i>		ULMACEAE
	<i>Randia armata</i>		<i>Ampelocera hottlei</i>
			<i>Celtis iguaneae</i>
	RUTACEAE		
	<i>Sitrus cinecens</i>		URTICACEAE
	<i>Zanthoxylum procerum</i>		<i>Pilea irrorata</i>
			<i>Pilea riparia</i>
	SAPINDACEAE		<i>Urera caracasana</i>
	<i>Allophylus campestachys</i>		<i>Urera eggersii</i>
	<i>Cardiospermum grandiflorum</i>		
	<i>Cardiospermum halicacabum</i>		VERVENEACEAE
	<i>Cardiospermum microcarpum</i>		<i>Aegiphila elata</i>
	<i>Cupania dentata</i>		<i>Citharexylum hexangulare</i>
	<i>Cupania glabra</i>		<i>Laritana camara</i>
	<i>Paullinia clavifera</i>		<i>Lippia myriciophala</i>
	<i>Paullinia fuscescens</i>		<i>Lippia strigulosa</i>
	<i>Paullinia venosa</i>		<i>Priva lupulaceae</i>
	<i>Sapindus saponaria</i>		
	<i>Serjania gonlocarpa</i>		VIOLACEAE
	<i>Serjania mexicana</i>		<i>Rinorea guatemalensis</i>
	<i>Thinaia tomocarpa</i>		

Apéndice II. Lista de las especies de murciélagos reportadas para la Reserva de la Biósfera de Los Montes Azules, Chiapas, México.

Las especies reportadas en este estudio y que no aparecen en la lista de Medellín (1994) son

Lichonycteris obscura y *Enchisthenes hartii*

- 1 *Balantiopteryx io*
- 2 *Balantiopteryx plicata*
- 3 *Peropteryx kappleri*
- 4 *Peropteryx macrotis*
- 5 *Rhynchonycteris naso*
- 6 *Saccopteryx bilineata*
- 7 *Noctilio albertus*
- 8 *Noctilio leporinus*
- 9 *Mormoops megalophylla*
- 10 *Pteronotus davvii*
- 11 *Pteronotus gymnonotus*
- 12 *Pteronotus parnellii*
- 13 *Chrotopterus auritus*
- 14 *Lonchorhina aurita*
- 15 *Macrotus waterhousii*
- 16 *Macrophyllum macrophyllum*
- 17 *Micronycteris brachyotis*
- 18 *Micronycteris megalotis*
- 19 *Micronycteris schmidtorum*
- 20 *Mimon cozumelae*
- 21 *Mimon crenulatum*
- 22 *Phyllostomus discolor*
- 23 *Phyllostomus stenops*
- 24 *Tonatia evotis*
- 25 *Tonatia brasiliensis*
- 26 *Tonatia bidens*
- 27 *Trachops cirrhosus*
- 28 *Glossophaga commissarisi*
- 29 *Glossophaga soricina*
- 30 *Hylonycteris underwoodi*
- 31 *Carollia brevicauda*
- 32 *Carollia perspicillata*
- 33 *Artibeus jamaicensis*
- 34 *Artibeus lituratus*
- 35 *Centurio senex*
- 36 *Chiroderma salvini*
- 37 *Chiroderma villosum*
- 38 *Dermanura azteca*
- 39 *Dermanura phaeotis*
- 40 *Dermanura watsoni*
- 41 *Platyrrhinus helleri*
- 42 *Sturnira lilium*
- 43 *Sturnira ludovici*
- 44 *Uroderma bilobatum*
- 45 *Vampyressa pusilla*
- 46 *Vampyroides major*
- 47 *Desmodus rotundus*
- 48 *Diaemus youngi*
- 49 *Diphylla ecaudata*
- 50 *Natalus stramineus*
- 51 *Thyroptera tricolor*
- 52 *Eptesicus furunalis*
- 53 *Lasiurus borealis*
- 54 *Lasiurus ega*
- 55 *Myotis albescens*
- 56 *Myotis elegans*
- 57 *Myotis fortidens*
- 58 *Myotis keaysi*
- 59 *Pipistrellus subflavus*
- 60 *Bauerus dubiaquercus*
- 61 *Eumops hansae*
- 62 *Molossus greenhalli*
- 63 *Molossus ater*
- 64 *Molossus molossus*