

El Colegio de la Frontera Sur

Conservación de biodiversidad y sustentabilidad en un paisaje
cultural del sureste mexicano.

TESIS

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Doctor en Ciencias en Ecología y Desarrollo Sustentable

por

Noel Antonio González Valdivia

2010



El Colegio de la Frontera Sur

_____, ____ de _____ de 20__

Los abajo firmantes, miembros del jurado examinador del estudiante

Noel Antonio González Valdivia

hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada **Conservación de biodiversidad y sustentabilidad en un paisaje cultural del sureste mexicano**, para obtener el grado de Doctor en Ciencias en Ecología y Desarrollo Sustentable.

Nombre

Firma

Comité de Tutorial

Tutor: Dra. Susana Ochoa Gaona,

Asesor: Dra. María del Carmen Pozo de la Tijera

Asesor: Dr Bruce Gordon Ferguson

Asesor: Dr. Christian Kampichler

Sinodales externos

Sinodal adicional: Dr. Salvador Hernández Daumás

Sinodal suplente: Dr. Luis José Rangel Ruiz

Sinodal suplente: Dr. Stefan Arriaga Weiss

Esta tesis corresponde a los estudios de doctorado en ciencias realizados por el autor con la beca 811-06-3-728.5/6457/07 otorgada por la Secretaría de Relaciones Exteriores del Gobierno de México.

INDICE GENERAL

DEDICATORIA	vii
AGRADECIMIENTOS	viii
ÍNDICE DE CUADROS	x
ÍNDICE DE FIGURAS	xi
RESUMEN	xiii
I. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Abordaje teórico de ésta investigación	1
1.2. Planteamiento del problema	4
1.3. Antecedentes	7
1.4. Preguntas de investigación	10
1.5. Hipótesis	11
1.6. Objetivos	11
1.6.1. Objetivo general	11
1.6.2. Objetivos específicos	11
II. MATERIALES Y MÉTODOS	12
2.1. Descripción de la zona de estudio	12
2.2. Descripción de elementos del paisaje	14
2.3. Métodos y técnicas de muestreo aplicadas	18
2.3.1. Diseño de muestreo de la estructura y la composición de la flora leñosa	18
2.3.2. Diseño de muestreo de la ornitofauna	19
2.3.3. Diseño de muestreo de mariposas frugívoras	20
2.3.4. Diseño de muestreo de malacofauna terrestre	24
2.3.5. Diseño de muestreo para grupos domésticos	25
2.4. Análisis de datos	26
2.4.1. Eficiencia de muestreo	26
2.4.2. Estructura	26
2.4.3. Diversidad alfa	27
2.4.4. Diversidad beta	27
2.4.5. Indicadores multitaxonómicos	28
2.4.6. Sustentabilidad del manejo de los recursos naturales	29
III. RESULTADOS	36

3.1. Flora arbórea	36
3.1.1. Eficiencia de muestreo	36
3.1.2. Estructura	36
3.1.3. Diversidad alfa	38
3.1.4. Diversidad beta	39
3.1.5. Respuesta de grupos funcionales	41
3.2. Avifauna	45
3.2.1. Eficiencia de muestreo	45
3.2.2. Diversidad alfa	46
3.2.3 Estructura y relaciones ecológicas	46
3.2.4. Diversidad beta	47
3.3. Nymphalidae	52
3.3.1. Eficiencia de muestreo	52
3.3.2. Diversidad alfa	53
3.3.3. Estructura y relaciones ecológicas	54
3.3.4. Diversidad beta	55
3.4. Malacofauna	61
3.4.1. Eficiencia de muestreo	61
3.4.2. Diversidad alfa	62
3.4.3. Diversidad beta	63
3.5. Indicadores multitaxonómicos	65
3.5.1. Eficiencia de muestreo	65
3.5.2. Riqueza de especies	65
3.5.3. Registro de especies	65
3.5.4. Índices ecológicos	66
3.5.5. Ordenamiento de hábitats	68
3.5.6. Especies indicadoras	72
3.5.7. Correlaciones entre especies	73
3.6. Evaluación de la sustentabilidad del manejo de recursos naturales	74
IV. DISCUSIÓN	82
4.1. Flora arbórea	82
4.1.1. Eficiencia de muestreo	82

4.1.2. Estructura	82
4.1.3. Diversidad alfa	83
4.1.4. Diversidad beta	84
4.1.4.1. Composición	84
4.1.4.2. Respuesta de grupos funcionales	85
4.2. Ornitofauna	87
4.2.1. Eficiencia de muestreo	87
4.2.2. Estructura y relaciones ecológicas	88
4.2.3. Diversidad alfa	89
4.2.4. Diversidad beta	91
4.3. Nymphalidae	96
4.3.1. Eficiencia de muestreo	96
4.3.2. Estructura	96
4.3.3. Diversidad alfa	97
4.3.4. Diversidad beta	100
4.4. Malacofauna	102
4.4.1. Eficiencia de muestreo	102
4.4.3. Diversidad alfa	102
4.4.4. Diversidad beta	102
4.5. Indicadores multitaxonómicos	103
4.5.1. Eficiencia de muestreo	103
4.5.2. Diversidad alfa para múltiples especies	104
4.5.3. Diversidad beta para múltiples especies	105
4.5.4. Indicadores mutitaxonómicos	106
4.6. Evaluación de la sustentabilidad del manejo de los recursos naturales	108
V. CONCLUSIONES	114
VI. LITERATURA CITADA	118
VII. ANEXOS	155

DEDICATORIA

A Dios, la fuente de todo el saber.

A mi madre Gloria del Carmen Valdivia Irias, q.e.p.d. sabiendo que aún me acompañas.

A mis hijas Stephanie y Mariann, mis mayores tesoros.

A mis hermanas Cándida, Yadira, Nohelia y Yara, ejemplos de calidad humana.

A mis hermanos Ajax y Eddie.

A mi familia extensa, extensísima.

A Isis, Winikon ba lojon. No pinolera, pero si del maíz.

A mis amigos y compañeros.

A todos los investigadores que trabajan en América Latina formando nuevas generaciones de científicos, listos para impulsar el desarrollo sustentable de nuestras comunidades. En especial a los que se esfuerzan de verdad, en ECOSUR, por mantener su compromiso social.

A mi Nicaragua, más grande aún en la distancia.

A los que creen que otro mundo es posible.

AGRADECIMIENTOS

Mi agradecimiento a El Colegio de la Frontera Sur por recibirme como uno de sus estudiantes y apoyarme a mejorar en todos los aspectos.

A Susana Ochoa Gaona, que como tutora logró soportarme durante toda ésta etapa e insistió en que fuese cada vez mejor, aun cuando me resistí muchas veces. Mi reconocimiento mayor a su esfuerzo.

A Carmen Pozo de la Tijera, que no solo fue una asesora impecable, sino un ejemplo a seguir por su capacidad de trabajo y gran humanismo. Mi agradecimiento a su esfuerzo y gran calidez humana.

A Bruce Gordon Ferguson, con quien tengo una deuda científica que espero saldar con creces. Además de constituir un referente de nobleza y solidaridad.

A Christian Kampichler por sus comentarios agudos y su insistente llamado a la concisión y precisión científica.

A Luis José Rangel, que realmente fungió como parte esencial de mi grupo de asesores científicos, y se convirtió en un buen amigo y mentor.

A Hans van der Wal invaluable amigo y apoyo moral, una deuda moral con tu persona y un orgullo de haber compartido ideas contigo.

A Stefan Louis Arriaga Weiss por su oportuna colaboración metodológica.

A Jaqueline Gamboa Aguilar, Noemí Salas Suárez, Miguel Martínez Íco, Angeles Guadarrama, Carlos Burelo, Miguelina, Silvia, Estela, Emigdio y tantos otros científicos y amigos que aprecio y no olvidare. Espero mantener el contacto.

A los casi coautores de esta tesis: Isidro Pérez Hernández, Alejandro Ponce Mendoza, Orlando Lara López, Samuel Pérez Cabrera y Eduardo Cambranis González, por su colaboración en campo y laboratorio.

A la comunidad de Niños Héroes de Chapultepec, Tenosique, por tolerar la presencia del “Nica” y permitir invadiera su territorio y sus vidas por más de dos años. Son una maravillosa familia y una fuente de inspiración. Mis mejores deseos y mi afecto para todos. En especial a Vicente López Moreno y su amable familia, quienes me trataron como un miembro más del clán. Sé que habrá una mejor vida para todos.

A la Secretaría de Relaciones Exteriores del Gobierno de México por la beca 811-06-3-728.5/6457/07 para mis estudios de doctorado en ciencias.

A FOMIX-CONACYT-Tabasco por su apoyo bajo el proyecto TAB-2007-C09-74820 Especies forestales de uso múltiple: caracterización de sus usos y potencial de aplicación en planes de fomento forestal, agroforestal y silvopastoril en el municipio de Tenosique, Tabasco. Y al CONACYT en especial por la extensión de beca.

A los Dres. Manuel Mendoza Carranza, Salvador Hernández Daumás y Regino Gómez, por sus continuas muestras de apoyo.

A la Dra. Esperanza Tuñón Pablos, por su comprensión.

A mis compañeros en ECOSUR: Martha, Jaime, Pilar, Isidro, Luz, Miriam, Wilbert, Marina, Cristina, Benito, Samuel, Sheyla, Alejandra Sepúlveda, Edith Orihuela, Maricela, Alfredo, Alfonso, Feliciano, Elsy, Edith, Ángel, José Valdez, Rubén Gutiérrez, Cinthia, Lupita, Diana, Giss, Rubén, Chui, Eva María Berger, Laura Dénomée Patriganni. A Yolanda, Yadira, Lorena, Marina Marisol, Eli, Pancho, Amado, Neftalí, la gemela y tantos otros amigos que por falta de espacio no alcancen aquí, pero que sin duda están bien resguardados en mi memoria. ¡Gracias!

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1.	Características físico-ambientales y estructurales de las unidades del paisaje del ejido NHC, Tenosique, Tabasco.	17
Cuadro 2.	Promedios de las variables estructurales ordenados de mayor a menor.	38
Cuadro 3.	Índices de diversidad de árboles en unidades del paisaje del ejido.	39
Cuadro 4.	Lista de las 27 especies arbóreas que caracterizan a las unidades del paisaje y los ecosistemas en NHC.	42
Cuadro 5.	Índices de diversidad de aves en unidades del paisaje ejidal.	46
Cuadro 6.	Aves más relevantes para identidad de unidades del paisaje.	51
Cuadro 7.	Familias de aves que contribuyen en la identidad de las unidades de paisaje.	51
Cuadro 8.	Índices de diversidad de mariposas en unidades del paisaje ejidal.	54
Cuadro 9.	Lista de especies Nymphalidae frugívoras más importantes en la distinción de las unidades y ecosistemas del paisaje del ejido.	60
Cuadro 10.	Índices de diversidad de moluscos en unidades del paisaje ejidal.	62
Cuadro 11.	Índices de diversidad en unidades y ecosistemas del paisaje ejidal.	66
Cuadro 12.	Dimensión económica, criterios e indicadores de sustentabilidad en grupos domésticos productivos del ejido Niños Héroes de Chapultepec, Tenosique, Tabasco.	75
Cuadro 13.	Dimensión ecológica, criterios e indicadores de sustentabilidad en grupos domésticos productivos del ejido Niños Héroes de Chapultepec, Tenosique, Tabasco.	76
Cuadro 14.	Dimensión sociocultural, criterios e indicadores de sustentabilidad en grupos domésticos productivos del ejido Niños Héroes de Chapultepec, Tenosique, Tabasco.	77
Cuadro 15.	Resumen de la evaluación de la sustentabilidad del manejo de recursos naturales con base en el marco MESMIS (Masera et al. 1999) por parte de tres tipos de grupos domésticos identificados y para el ejido Niños Héroes de Chapultepec.	80

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Ubicación del ejido Niños Héroes de Chapultepec (recuadro), dentro del Área Natural Protegida Cañón del Usumacinta, Tenosique, Tabasco, México. Tomado del Diario Oficial (2008).	14
Figura 2.	Ubicación de las unidades de paisaje en el ejido Niños Héroes de Chapultepec (Elaboración propia).	15
Figura 3.	Acumulación de especies arbóreas en unidades y ecosistemas de selva (arriba) y en la matriz agropecuaria (abajo), del paisaje del ejido.	37
Figura 4.	Agrupamiento de unidades en función de la similitud Bray-Curtis entre comunidades de árboles DAP ≥ 5 cm (A) y de comunidades de vegetación arbustiva y juveniles con $1.5 \text{ cm} < \text{DAP} < 5 \text{ cm}$ (B) en el paisaje.	40
Figura 5.	Correspondencia canónica entre mecanismos de dispersión y unidades de paisaje.	43
Figura 6.	Correspondencia canónica entre los grupos funcionales de la flora arborescente y variables ambientales.	44
Figura 7.	Acumulación de especies de aves para unidades y ecosistemas de selva (arriba) y matriz agropecuaria (abajo).	45
Figura 8.	Dendrograma para unidades de paisaje y estaciones en función de la avifauna	48
Figura 9.	Correlación canónica para gremios alimenticios de aves en el ejido.	49
Figura 10.	Acumulación de especies de mariposas Nymphalidae frugívoras en las unidades y ecosistemas de selva (RE, arriba) y matriz agropecuaria (MA, abajo) en el paisaje del ejido.	53
Figura 11.	Análisis de cúmulos utilizando el índice Bray-Curtis para los ensamblajes comunitarios de mariposas frugívoras (Nymphalidae: Papilionoidea: Rhopalocera) del ejido.	56
Figura 12.	ACC para las subfamilias de Nymphalidae y las variables físico-ambientales en cada unidad de paisaje del ejido.	57
Figura 13.	ACC para los patrones de coloración críptica de mariposas en las unidades del paisaje del ejido.	58
Figura 14.	Acumulación de especies de Gasterópodos en unidades y ecosistemas de selva (RE, arriba) y matriz agropecuaria (MA, abajo) en el ejido.	61
Figura 15.	Análisis de cúmulos utilizando el índice Bray-Curtis para las comunidades de gasterópodos terrestres en el ejido NHC.	63

Figura 16.	Correlación canónica para gasterópodos terrestres registrados en unidades del paisaje del ejido NHC.	64
Figura 17.	Ordenamiento dimensional no métrico entre unidades de paisaje según en su conjunto multitaxonómico, que permite observar la agrupación de hábitats dentro del paisaje del ejido	68
Figura 18.	Dendrograma que agrupa unidades según cada grupo biológico, el ensamble multitaxonómico y las especies indicadoras multitaxonómicas con base en abundancias relativas en el ejido Niños Héroe de Chapultepec, Tenosique, Tabasco, México.	70
Figura 19.	Dendrograma que agrupa unidades según los grupos biológicos, el ensamble multitaxonómico y las especies indicadoras con base en la presencia-ausencia de especies en el ejido Niños Héroe de Chapultepec, Tenosique, Tabasco, México.	71
Figura 20.	Valoración de indicadores de las tres dimensiones de la sustentabilidad del manejo de los recursos naturales en Niños Héroe de Chapultepec, Tenosique, Tabasco, Sureste de México.	78
Figura 21.	Expresión tridimensional de la sustentabilidad de tres tipos de estrategias de manejo que han desarrollado los grupos domésticos del ejido Niños Héroe de Chapultepec, Tenosique, Tabasco, sobre de sus recursos naturales.	81

RESUMEN

El objetivo de ésta investigación fue analizar la conservación de la biodiversidad en el paisaje cultural de un ejido de la zona de montaña del sureste de México, así como la sustentabilidad del manejo de sus recursos naturales. Se combinó un modelo de evaluación de biodiversidad con el marco metodológico MESMIS para evaluar la sustentabilidad. Tres comunidades faunísticas, con movilidad contrastante, más la flora arbórea fungieron como indicadores ecológicos en las unidades y ecomosaicos del paisaje. Cuatro unidades representan al patrón del ecomosaico matriz agropecuaria: vegetación secundaria o acahuales jóvenes (<15 años) y maduros (≥ 15 años), potreros con árboles dispersos y en línea. El referente ecológico fue el ecomosaico de selva mediana subperennifolia que es reserva forestal del Ejido Niños Héroes de Chapultepec, Tenosique, Tabasco. La respuesta biológica fue clasificada por análisis de conglomerados, de correspondencia canónica (ACC). La similitud entre comunidades por análisis porcentuales (SIMPER e InVal). Con base en encuestas semiestructuradas, fue evaluada la sustentabilidad de las estrategias de los grupos domésticos, en tres dimensiones: económica, ecológica y sociocultural. Los índices ecológicos muestran alta diversidad. Los grupos sésiles, árboles y gasterópodos fueron más sensibles a la perturbación que los móviles (aves y mariposas). Todos los grupos modificaron sus abundancias relativas, así como la composición de especies en función de las unidades. Los dendrogramas de similitud y los ACC, distinguieron tres hábitats: selva, vegetación secundaria (acahuals) y, potreros. Los cuatro grupos biológicos aportaron 107 especies indicadoras, hasta 57 de ellas fieles para selva mediana subperennifolia. El manejo de los recursos naturales en el ejido resulta sustentable, especialmente para las estrategias que combinan áreas boscosas con otras de uso agropecuario. La ganadería extensiva resulta menos sustentable. El modelo de evaluación de la sustentabilidad fue eficaz para las condiciones de pequeña propiedad, trópico húmedo y relieve montañoso del sureste mexicano.

Palabras clave: Neotrópico, conservación de biodiversidad, sociedad rural, ecosistemas, MESMIS.

I. INTRODUCCION

1.1. Abordaje teórico ésta investigación

La racionalización como forma de pensar o actuar de los sujetos que viven en sociedad (Leff 2009), integra la información disponible por el individuo y con base en ésta, toma acciones para conseguir sus metas o resultados (Popp 2008). La interrelación entre la sociedad y la naturaleza ha sido modificada por la racionalidad dominante en la actualidad, la económica. Esta estructura de pensamiento se extiende hacia todos los niveles del pensamiento y acción en la sociedad contemporánea dominante (Sabogal-Aguilar y Hurtado 2008). Su conceptualización y comprensión del mundo, basada en una argumentación conjetural o hipotética-deductiva y relativizante, no cuestiona ni pone en tela de juicio sus propias hipótesis, las cuales se vuelven sus propios fines, y por tanto, no es racional (March 2005).

Bajo éste paradigma, que engendra al sistema capitalista y orienta la apropiación de los recursos naturales de manera excesiva y degradante, las metas de la sociedad se manifiestan como una amenaza para la estabilidad y persistencia de la mayoría de los ecosistemas (Leff 2009). Paradójicamente, éstos últimos son la base material disponible para la misma sociedad. La solución a la crisis ambiental resultante desde la acción orientada por este paradigma se pretende a través del “control racional del ambiente” mediado por la ciencia, pensamiento que resulta en si irracional (Leff 2004). La crisis ambiental, entonces, además de ser crisis de la cultura y la civilización, es una del conocimiento, de las ciencias (López 2005).

El enfoque economicista ha conducido a la separación de la sociedad de la naturaleza (Orozco-Hernández *et al.* 2009), creando un entorno artificial que poco a poco ha quitado la capacidad de las personas de sentirse y actuar como componentes

funcionales dentro de los ecosistemas. La sociedad y el individuo no se incluyen dentro del esquema natural, sino que aprenden y comprenden a la naturaleza como una cosa, un objeto (Eschenhagen 2007). Desde esta perspectiva, la naturaleza es considerada como algo modelable por el humano, quien además lo debe proteger por ser su responsabilidad como ente superior (Leff 2009).

Esta manera de representar a la naturaleza y a nosotros mismos, ha provocado la negación de paradigmas culturales alternativos. El pasado no tiene nada que enseñarnos de cara al futuro (Sabogal-Aguilar y Hurtado 2008). La cultura de otros es negada por el modelo hegemónico. Con ello se alejan de nuestras opciones aquellas que permiten una relación dialógica entre saberes, las que inherentemente asumen al humano dentro de la naturaleza. Sólo el dominante se propaga, se impone, anulando al otro, que pasa a ser considerado no ajustado a la realidad modernizante, más recientemente globalizante y por tanto homogeneizadora de todo, incluso la cultura.

Es tan extendido este esquema de abordar nuestra posición en torno a lo “natural”, que para conservar la naturaleza, por ejemplo, a través de la conservación de la biodiversidad, negamos el hecho de que exista la posibilidad de que un grupo humano haya consolidado estrategias de manejo del territorio que cumplan con ese propósito, sin dejar por ello de conseguir sus satisfactores económicos, culturales y sociales, es decir, se niega al desarrollo endógeno (Orozco-Hernández *et al.* 2009).

Para Leff (2009) se debe cambiar de racionalidad y propone la búsqueda de una racionalidad ambiental. El nuevo paradigma surgirá desde una fase nebulosa o difusa (Bosshard 2000), en la que muchos esfuerzos serán puestos en la descripción, definición y difusión del mismo. Los paradigmas que incluyen una racionalidad basada en el saber ambiental están representados por grupos ancestrales diversos en el

mundo, muchos de ellos rurales o campesinos. Sus características básicamente se reconocen por rasgos culturales apegados a una cosmovisión centrada en el todo, del cual forman parte, en una espiritualidad estrechamente vinculada a la naturaleza, de la cual se sienten parte. Además mantienen sistemas de producción orientados a la autosuficiencia y la pluriactividad productiva. Por último, tienen activas sus expresiones artísticas. También se pueden encontrar reminiscencias de este tipo de racionalidad en la tendencia de muchos habitantes urbanos en cultivar su espacio de manera que la naturaleza siempre esté en sus vidas. A partir de éstos se puede iniciar a formar una racionalidad ambiental que rijan nuestras acciones para realmente desarrollar una humanidad sustentable, que detenga y revierta el deterioro del planeta.

En el trópico americano, en especial en la región Mesoamericana, el avance de la degradación ambiental es evidente, tanto en la escala espacial como temporal. Pero al mismo tiempo se pueden encontrar ejemplos de resistencia a ese esquema de apropiación destructiva de los recursos naturales. La cultura subyacente que está detrás de esa resistencia, disminuye el impacto de la humanidad en los sistemas naturales. Estas formas de uso, derivadas de una manera de percibir la realidad deben ser comprendidas para orientar la forma de intervenir para revertir las tendencias actuales de degradación ambiental (González-Figueroa *et al.* 2007, Eschenhagen 2008).

Esa es la búsqueda que motiva nuestra investigación, que inició con seleccionar una comunidad humana rural que presentase una condición de convivencia aparentemente amigable con los ecosistemas en su territorio. Es decir, que potencialmente fuese un modelo de manejo sustentable, mediado por la racionalidad campesina imperante, y así evaluar la sustentabilidad a nivel local en un lugar

específico (Vergara-Tenorio y Cervantes-Vázquez 2009). Luego, para facilitar el estudio ecológico, se procedió a seleccionar un conjunto de comunidades de especies indicadoras ecológicas (Metzger 2009) y evaluar su respuesta a la modificación de los hábitats por la acción humana en el territorio. Las comunidades biológicas midieron el estado general de la calidad ecológica del paisaje cultural generado en el territorio. Los datos económicos y culturales, adquiridos mediante entrevistas, sirvieron para medir la sustentabilidad en esas dos dimensiones respectivamente.

La información ecológica se integra con la económica y cultural en el modelo MESMIS adaptado del de Sarandón *et al.* (2006) para el ejido Niños Héroes de Chapultepec, municipio de Tenosique, Estado de Tabasco, sureste de México. Con éste método se busca una evaluación de la sustentabilidad ecológica más confiable, que fortalezca los resultados del análisis de la sustentabilidad general del manejo de los recursos naturales, considerando que en éste caso sea un ejemplo del tipo sustentable.

1.2. Planteamiento del problema: Los ecosistemas naturales y los sistemas sociales son sistemas complejos (*sensu* Holling 2001) que interactúan y coevolucionan conformando paisajes culturales (Higgs 2003, Donlan 2005, Levy-Tacher y Aguirre, 2005). La identificación de sistemas de manejo de los recursos naturales para satisfacción de necesidades humanas, que a la vez conserven la biodiversidad y funcionalidad de los ecosistemas de base es un reto constante. También lo es la búsqueda de métodos más certeros para la evaluación de éste tipo de binomios sociedad-naturaleza. Esta demanda es urgente en las regiones tropicales, donde la fragilidad ecológica es muy grande así como la magnitud de la biodiversidad amenazada (Tundisi y Matsumura-Tundisi 2008).

La diversidad biológica contenida en los ecosistemas dominados por humanos, está determinada en parte por la heterogeneidad estructural del paisaje (Atauri y De Lucio 2001, Schoeneberger y Ruark 2003) así como por cultura de manejo y tecnologías aplicadas por los humanos (Hauser *et al.* 1994). Las fuerzas naturales siguen operando en éstos ambientes, influyendo en los patrones de distribución y arreglos de muchas especies (Hubbell 1979, He y Legendre 2002, Hubbell 2006). Por tanto, para estudiar apropiadamente una situación tan compleja, debemos emplear un enfoque holístico y sinérgico entre disciplinas convergentes (Hildebrand y Russell 1996, Bell *et al.* 1997). Se debe considerar la noción de que muchos ecosistemas pueden mantener su composición de especies y su funcionamiento ecológico aun cuando estén sujetos a perturbación antropogénica, siempre y cuando el arreglo de unidades de paisaje permita que subsistan suficientes hábitats nativos de buena calidad ecológica, y que la misma matriz agropecuaria brinde refugio y condiciones de hábitat para muchos grupos biológicos.

Se busca evaluar un modelo de manejo local que sirva de punto de partida para la reflexión sobre las formas en que pueden compatibilizarse objetivos, aparentemente tan opuestos como la actividad agropecuaria y la conservación de la diversidad biológica. A la par se busca validar un método de evaluación del estado de la sustentabilidad del manejo de recursos naturales que integre una valoración objetiva del estado de la biodiversidad en una región tropical perturbada por los humanos. Este modelo además de ser sencillo, debe estar expresado en múltiples criterios explícitos (Van der Wal *et al.* 2007). Así se tendrá una herramienta para la investigación, el monitoreo, la evaluación del estado y tendencias de la biodiversidad y la simulación de escenarios posibles en el futuro. El abordaje de sustentabilidad y manejo de recursos

naturales o marco de evaluación MESMIS (Masera *et al.* 1999) que mide multidimensionalmente el estado de la sustentabilidad social y de la sustentabilidad ecológica en un arreglo entre sistemas se presta para éste tipo de análisis.

Apoyados en la flexibilidad del MESMIS, se trató de superar un problema presente en muchos estudios basados en éste marco metodológico, y que es el sesgo hacia la estimación de la biodiversidad presente sólo en las parcelas de uso agropecuario activo dentro de los sistemas de manejo, obviando la presente en áreas de descanso o destinadas a otros usos. Para ello se incluyó un intenso muestreo sobre múltiples grupos biológicos que como indicadores ecológicos comunitarios (Cairns y McCormick 1992, Ordóñez 2003) brindan una visión más completa del efecto de la alteración del ambiente sobre varias especies o comunidades con requerimientos y sensibilidades diferentes (Spellerberg 1995, McIntyre y Hobbs 1999, Schulze *et al.* 2004, Bani *et al.* 2006, Metzger 2006). Así se obtendrá una mejor evaluación de la sustentabilidad ecológica y del estado de la biodiversidad en el paisaje cultural y se mejorará la eficacia del MESMIS. Además, los atributos de sustentabilidad socioeconómica (productividad, estabilidad, resiliencia, confiabilidad, adaptabilidad, equidad y autodependencia), fueron identificados mediante indicadores desde varios criterios de diagnóstico (Masera *et al.* 1999). Esta evaluación se aplicó a los grupos domésticos productivos (Pat 2007), por ser estos los sujetos que en el terreno definen la configuración del paisaje.

Se incluye una referencia ecológica (*sensu* Higgs 2003), la reserva ejidal de selva mediana subperennifolia, para comparar objetivamente la biodiversidad que resguardan las unidades de la matriz del paisaje cultural (Best *et al.* 1995, Allen-Wardell *et al.* 1998, Esquivel *et al.* 2008). En Mesoamérica existe aún un vacío de información

sobre la capacidad de conservación de las matrices agropecuarias y los paisajes culturales (Sekercioglu *et al.* 2007, Perfecto y Vandermeer 2008) y la presente investigación persigue aportar elementos al respecto.

En resumen, el modelo utilizado combina el diagnóstico ecológico del paisaje y sus unidades (González-Valdivia 2004, Pérez *et al.* 2007), con el análisis socioeconómico de los modos y estrategias de vida de los grupos domésticos como método evaluador de la sustentabilidad del sistema sociocultural (Van der Belt 2004). De ésta manera la evaluación de la sustentabilidad ecológica se espera resulte más objetiva, por incluir tanto el estudio de la biodiversidad como de los aspectos socioeconómicos. Así se hace objetivo el análisis de la sustentabilidad del manejo de los recursos naturales en el ejido Niños Héroes de Chapultepec, Municipio de Tenosique, Estado de Tabasco, sureste de México.

1.3. Antecedentes: Desde los años 60 y bajo la influencia de la teoría biogeográfica de las islas de Mac Arthur y Wilson (1963), con un fuerte impulso a mediados de la década de los noventa y hasta mediados de la primera década del tercer milenio, las investigaciones sobre alteración de ecosistemas predominantemente se centraban en la fragmentación de los bosques, la pérdida de hábitat y de diversidad (Saunders *et al.* 1991, Bierregaard *et al.* 1992, Murcia 1995, Zuidema *et al.* 1996, Laurance *et al.* 1997, Tabarelli *et al.* 1999, González 2000, Cordeiro y Howe 2001, Laurance 2002, Hunter 2002, Hill y Curran 2003, Santibáñez 2005, Watling y Donnelly 2006). Solo algunos incluían los posibles efectos amortiguadores de la matriz en la conservación biológica (Williams-Linera *et al.* 1998, Watson 2002, Murphy y Lovett-Doust 2004, Sánchez *et al.* 2005).

Desde mediados de los años 90 se ha incrementado el conocimiento sobre el valor de las matrices paisajísticas en la conservación biológica (Andrén 1994, Andrade y Rubio-Torgler 1994, Shankar-Raman *et al.* 1998, Harvey y Haber 1999, Galindo-González y Sosa 2003, Pérez *et al.* 2003, Cook *et al.* 2004, González-Valdivia 2004, Pérez *et al.* 2004, Vílchez *et al.* 2004, Driscoll 2005, Schroth *et al.* 2005, Kupfer *et al.* 2006), confirmando que los paisajes culturales son capaces de mantener, como sugirió Gómez-Pompa (1971), una diversidad incluso similar a la de los bosques primarios. Esta situación obliga, según Watson (2002), a considerar qué parte de la biodiversidad puede conservarse en los sitios perturbados por la actividad humana, evitando su depresión genética y aun incrementando la diversidad de las especies (Werth *et al.* 2006). Romero-Romero *et al.* (2000) mencionan, por ejemplo, como en la vegetación secundaria o acahuals (de 15-30 años de descanso) la riqueza de especies era mayor que en aquellos de menor edad o en la vegetación antigua (>30 años de descanso) dentro de un sistema de roza-tumba-quema, asumiendo esto como un posible ejemplo de la teoría del disturbio intermedio de Connell (1978).

Considerar al manejo agropecuario del territorio como un proceso no necesariamente destructivo sobre la diversidad tiene al menos tres posibles razones para ocurrir: a) el incremento de la presión sobre los recursos naturales vuelve relativamente ineficaz o insuficiente la conservación basada únicamente en reservas naturales, lo que impacta a nivel de políticas y acciones de gobierno (Watkinson y Ormerod 2001, Harvey *et al.* 2008); b) la detección de estados de conservación biodiversidad mayores a los esperados en muchas matrices agropecuarias estudiadas en diversas regiones ecológicas (Perfecto y Snelling 1995, Perfecto *et al.* 1997, Avendaño-Mendoza *et al.* 2005, Esquivel *et al.* 2008) y c) el reconocimiento de la acción

y disturbio humanos en la conformación de paisajes, antes erróneamente considerados como prístinos (Sousa 1984, Naveh 1998). Las anteriores situaciones y sus consecuentes implicaciones están siendo analizadas desde nuevas perspectivas y disciplinas como la ecología de paisaje, la restauración ecológica y la biología de la conservación.

Por otro lado, la mayoría de los agricultores y ganaderos de las regiones tropicales dependen, para subsistir y obtener ingresos, de estrategias productivas basadas en policultivos dentro de sus pequeñas parcelas, que además incluyen un conjunto diverso de hábitats en su interior. Las decisiones de éstos productores en torno a las acciones de manejo de sus recursos (la racionalidad campesina) resultan en la conformación paisajes con arreglos de unidades productivas y no productivas muy complejos. En estas unidades de paisaje se encuentran componentes de biodiversidad planificada como parte del manejo así como otros componentes no planificados, ambos cumpliendo funciones ecológicas dentro del sistema agrícola (Vandermeer *et al.* 1998). El cambio de este tipo de manejo a otros más simples, menos diversos y con base en pocos cultivos o monocultivos intensivos ha sido una característica del medio rural desde la década de 1950. La tendencia se mantiene invariable en las primeras décadas del Siglo XXI.

La satisfacción de las necesidades de las actuales poblaciones humanas sin disminuir la capacidad de las futuras generaciones de obtener sus propias necesidades es una definición de la sustentabilidad (WCED 1987). La conservación biológica y ecológica, con énfasis en el mantenimiento de la funcionalidad ecosistémica es un tema central cuando se evalúa la sustentabilidad. También lo es la conservación de la cultura y su diversidad.

En esta investigación se evalúan las tres dimensiones o pilares de la sustentabilidad: económica, sociocultural y ecológica, utilizando para ello múltiples criterios e indicadores (Tommasino *et al.* 2007, Van der Wal *et al.* 2007). Todo ello a nivel de un paisaje neotropical del sureste de México, caracterizado por contener una serie de unidades de manejo diversificado del suelo, que lo hacen heterogéneo tanto crono como corológicamente.

Se verificará el supuesto de que la composición heterogénea y arreglo de unidades de paisaje dará refugio una alta diversidad de especies nativas, mientras, se alcanza una alta calidad de vida en los grupos domésticos productivos ahí establecidos. Las estrategias de vida de estos grupos permitirán, mediante su comparación, comprender cuales son más exitosas en lo económico y cuales aportan más a mantener una alta diversidad biológica al interior del paisaje.

1.4. Preguntas de investigación

- ¿El manejo que hace la comunidad humana al interactuar con los recursos naturales disponibles en los ecosistemas de base existentes en el territorio del ejido Niños Héroes de Chapultepec, ha generado un paisaje agropecuario y forestal que es capaz de conservar la biodiversidad local a la vez de brindar satisfacción para los requerimientos económicos, y por tanto puede ser considerado como sustentable?
- ¿Las comunidades biológicas evaluadas funcionan como indicadoras ecológicas, y poseen especies que pueden conformar una sombrilla indicadora multitaxonómica para medir y monitorear el efecto del cambio de uso de suelo en los ensamblajes bióticos?

1.5. Hipótesis

La dinámica socioeconómica ha configurado un paisaje, con remanentes de selva conectados a una matriz heterogénea, permeable al flujo biológico, que conserva la biodiversidad nativa y alcanza la sustentabilidad económica, sociocultural y ecológica.

1.6. Objetivos

1.6.1. Objetivo General

Analizar, con base en la comparación de comunidades de flora y fauna local, las propiedades de conservación, permeabilidad y conectividad biológica, así como la sustentabilidad económica, sociocultural y ecológica que se genera dentro del paisaje agropecuario y forestal en el Ejido de Niños Héroe, Tenosique, Tabasco, México.

1.6.2. Objetivos Específicos

- Analizar la permeabilidad de la matriz agropecuaria a través de la comparación de los cambios en la composición de los grupos biológicos en el mosaico de agropaisajes resultante del uso del suelo en el Ejido de Niños Héroe.
- Examinar si algunas especies de la fauna y flora estudiadas pueden identificarse como elementos característicos de una determinada unidad de paisaje perturbado por humanos en la zona de estudio.
- Detectar que variables socio-económicas y culturales son relevantes para la configuración del paisaje actual en el área de estudio y la continuidad o modificación de este paisaje en el futuro.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Descripción de la zona de estudio: El estudio, en su fase de campo, se realizó entre Febrero y Septiembre de 2008, en agropaisajes del Ejido de Niños Héroes (en adelante NHC), en el municipio de Tenosique, Tabasco, México, ubicado en las coordenadas 17°16' 27''N y 91°24'2'' O (Figura 1).

La zona se caracteriza por un relieve que contrasta las llanuras de inundación circundadas por un pequeño macizo montañoso (Ochoa-Gaona *et al.* 2008). Las montañas alcanzan hasta 600 m (Ochoa-Gaona *et al.* 2004a), con suelos calcáreos, planos a ligeramente ondulados en los valles y laderas con pendientes promedio de 35°.

El patrón de paisaje característico presenta bandas de vegetación secundaria sobre las montañas, así como potreros con árboles dispersos o en línea en muchas parcelas del ejido. La temperatura media anual es de 26° C. La precipitación promedio anual es de 2 750 mm (Isaac-Márquez *et al.* 2005). La vegetación de la zona corresponde a selva mediana subperennifolia (Rzedowski 2006) que es biológica y estructuralmente muy diversa (Pennington y Sarukhán 2005, Vázquez-Negrin y Castillo-Acosta 2007).

La zona forma parte del Área Natural Protegida Cañón del Usumacinta (DOF 2008) y está conectada con la Selva Lacandona y El Petén, que en su conjunto conforma una de las mayores extensiones de bosque tropical de América, compartida por México y Guatemala (Ortíz Espejel y Toledo 1998). En el Ejido los agropaisajes corresponden típicamente a pastizales y vegetación secundaria (acahuales) en diferentes estadios de edad.

Hasta 1960 era un área prácticamente despoblada. Su ocupación se da entre 1960 y 1982, empezando el proceso de deforestación y el rápido cambio a un uso de suelo basado en la agricultura de tala-roza-quema, en tránsito a la ganadería extensiva. A partir de 1982 el colapso del sistema ganadero genera crisis en la población e induce a la migración y a la búsqueda de otras alternativas económicas (Hernández-Daumás 2005). La zona ha mantenido una dinámica de manejo del sistema milpa-acahual, enriquecido biológicamente por el manejo de reservas forestales por la normativa ejidal, alimentadas por el flujo biológico desde las selvas adyacentes.

La estrategia de pluriactividades, incluyendo la migración laboral que los ejidatarios han adoptado en su sistema socioeconómico, común en Mesoamérica (Hecht y Saatchi 2007, Harvey *et al.* 2008) podrían ser un modelo local de manejo sustentable de recursos naturales, amenazado por la praderización que impulsan las agencias externas, así como la restricción en mano de obra familiar disponible para la agricultura que se produce por la migración y el desempleo (Busch y Geoghegan 2010), contrarrestado por la embrionaria y creciente conciencia ecológica de los ejidatarios, impulsores del manejo forestal.

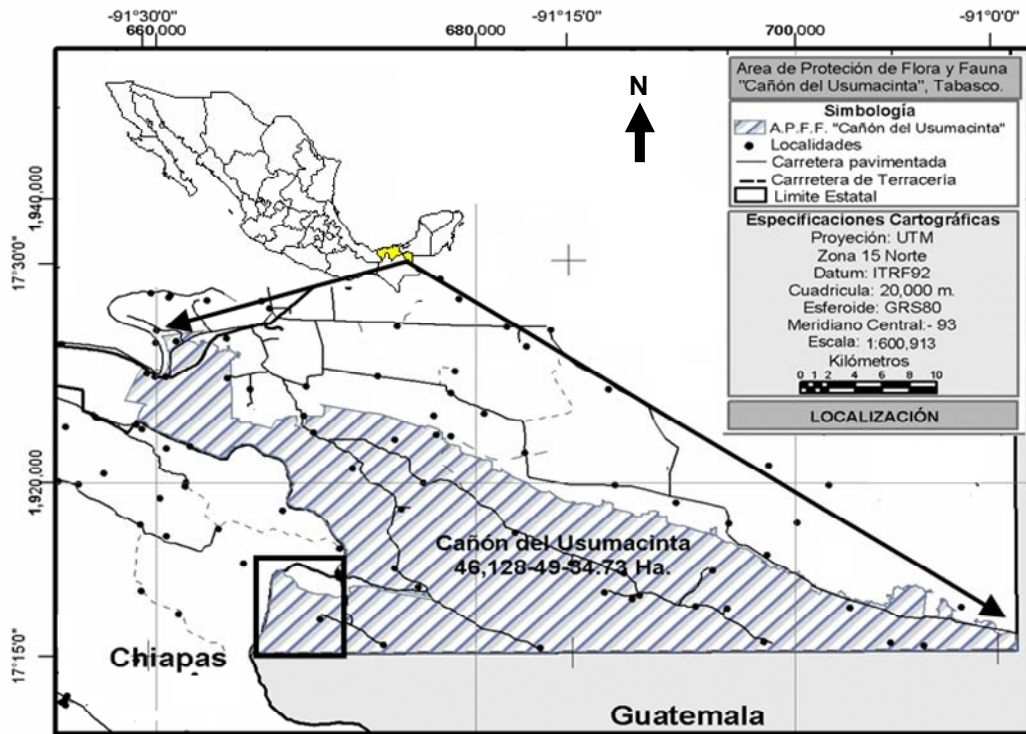


Figura 1. Ubicación del ejido Niños Héroes de Chapultepec (recuadro), dentro del Área Natural Protegida Cañón del Usumacinta, Tenosique, Tabasco, México. Tomado de DOF (2008).

2.2. Descripción de elementos del paisaje: Se identificaron en NHC un total de ocho unidades de paisaje (*sensu* Zonneveld 1989), cuatro de estas se anidaron en el ecosistema de la matriz agropecuaria (en adelante MA), y las otras cuatro en el ecosistema de selva mediana subperennifolia como referencia ecológica (*sensu* Higgs 2003) que en adelante se denominará RE. Estas se localizaron en el terreno con base en la consulta a los ejidatarios (Fig. 2).

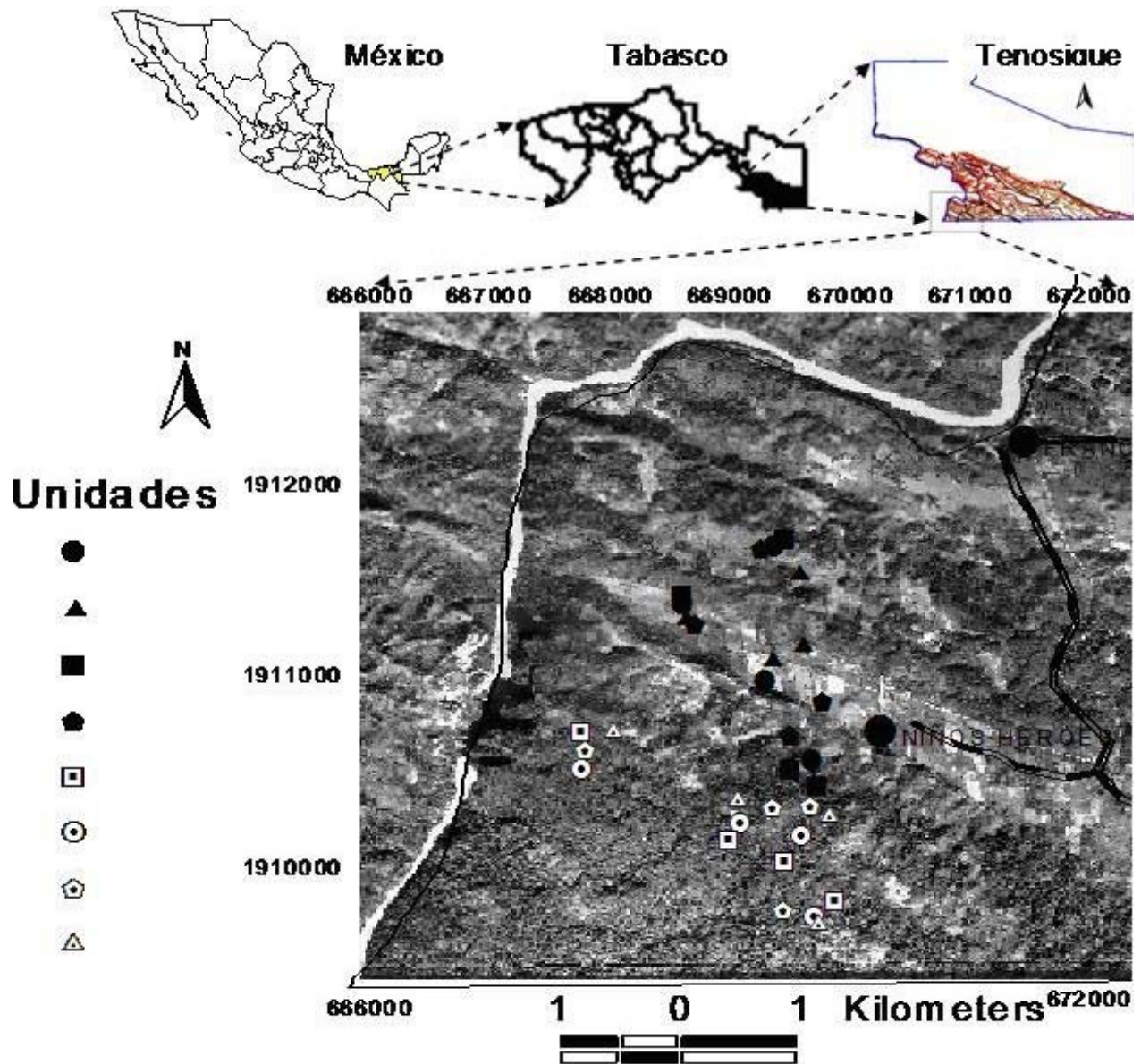


Figura 2. Ubicación de las unidades de paisaje en el ejido Niños Héroes de Chapultepec. Mapas de México, Tabasco y Tenosique por Ochoa-Gaona *et al.* (2004a). Los círculos negros representan a acahuales jóvenes, los cuadrados negros a acahuales maduros, los triángulos negros a árboles en línea, y los pentágonos negros a potreros con árboles dispersos. Los círculos claros representan a las unidades de selva referente de acahuales jóvenes, los cuadrados claros a selva referente de acahuales maduros, los pentágonos claros a la selva referente de potreros con árboles dispersos y los triángulos claros a los caminos dentro de la selva.

Las unidades se presentan en una secuencia posicional respecto al relieve, ocupando en la MA desde las partes de mayor altitud (306-480 msnm) hacia las más bajas (239-289 msnm): acahual maduro (AM), acahual joven (AJ), potrero con árboles dispersos (PAD) y árboles en línea (AL), estos últimos ocupando las partes planas.

En la selva, las unidades en ese mismo orden fueron: selva en las cimas como referente del acahual maduro (RE_{AM}), selva en laderas como referente del acahual joven (RE_{AJ}), selva en pie de monte o planicie como referente de los potreros con árboles (RE_{PAD}), y caminos como elementos de perturbación lineal (REL) dentro de la selva como referente de los árboles en línea. La caracterización de unidades se presenta en el Cuadro 1 en el Anexo 7.1.

Cuadro 1. Características físico-ambientales y estructurales de las unidades del paisaje del ejido NHC, Tenosique, Tabasco. U: Unidades de paisaje, P: Pendiente (%), T: Temperatura ambiental (°C), HR: Humedad Relativa (%), IA.: Iluminación total (Mjoul/m²/año), Alt: Altitud sobre el nivel del mar (m), CD: Cobertura de dosel (%), CS: Cobertura del suelo (%), E: Número de estratos de vegetación, AD: Altura promedio del dosel (m), DAb: Densidad arbustiva (ind/ha), DA: Densidad arbórea (ind/ha), AB: Área Basal (m²/ha), Los valores son promedios y desviaciones estándar.

Eco mosaico	U	Descripción	Físico-ambientales							Estructurales				
			P	T	HR	IA	Alt	CD	CS	E	AD	Dab	DA	AB
MA (Matriz agro pecuaria)	AM	Vegetación secundaria ≥15 años o acahual maduro	47 ± 3	25 ± 2	85 ± 6	3396 ±2930	393 ±87	80 ± 8	74 ±20	4	19 ± 5	2942 ±1592	1125 ±253	19 ± 5
	AJ	Vegetación secundaria ≤15 años o acahual joven	44 ± 9	28 ± 1	82 ± 7	4581 ±3381	316 ±59	65 ± 7	61 ±32	3	9 ± 3	2075 ±319	1028 ±336	13 ± 5
	AL	Árboles en línea sobre los cercos, en hileras dentro de potreros	10 ± 5	28 ± 2	77 ± 6	11544 ±2944	264 ±25	31 ± 8	34 ±16	3	7 ± 1	892 ±423	357 ±143	15 ± 6
	PAD	Potreros con árboles dispersos como componente de forraje o sombra	11 ± 6	30 ± 5	73 ± 7	15018 ±596	279 ±28	11 ± 5	1 ± 0.9	3	7 ± 2	275 ±241	63 ±35	5 ± 2
RE (Remanente de selva o referencia ecológica)	RE_{AM}	Selva establecida en posición equivalente a la de AM, en las partes altas de las lomas.	31 ±10	25 ± 3	90 ± 3	1919 ±1662	544 ±52	84 ± 1	78 ±19	4	28 ± 3	2092 ±419	1145 ±81	42 ±18
	RE_{AJ}	Desarrollada en laderas en similar posición a AJ	32 ±10	25 ± 3	90 ± 3	2519 ±1326	526 ±85	84 ± 3	75 ±11	4	29 ± 1	2308 ±824	1227 ±119	85 ±67
	RE_{PAD}	Ubicada en el pie de monte o valles tal como PAD	21 ±14	23 ± 3	91 ± 2	2630 ±1222	500 ±71	83 ± 6	73 ±17	4	29 ± 2	2350 ±1018	1088 ±33	33 ± 4
	REL	Perturbación lineal por caminos dentro de la selva	25 ±13	22 ± 1	89 ± 4	2564 ±235	505 ±97	74 ± 6	73 ± 8	4	29 ± 4	1925 ±1096	835 ±172	25 ±14

2.3. Métodos y técnicas de muestreo aplicadas: Para mejorar la precisión estadística para los análisis relacionados a los cuatro grupos biológicos estudiados, se hicieron cuatro réplicas de cada ecosistema del paisaje. Cada una de las réplicas estuvo separada por una distancia mínima de 1000 m. Entre las unidades de paisaje la separación mínima fue de 250 m. Cada una de las cuatro réplicas de los ecosistemas: la matriz agropecuaria (MA) y la referencia ecológica o remanente de selva (RE), fueron secuencialmente y cronológicamente alternadas para disminuir sesgos.

2.3.1. Diseño de muestreo de la estructura y composición de la flora leñosa: Entre Enero y Abril de 2008 se establecieron tres parcelas rectangulares de 100 m x 5 m (Ochoa-Gaona *et al.* 2004b) dentro de cada unidad del paisaje, separadas por al menos 50 m entre sí. En el paisaje se establecieron así 96 parcelas, 48 para cada ecosistema y 12 para cada una de las cuatro unidades anidadas en ellos respectivamente. Se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles o arbustos (DAP ≥ 5 cm). Los juveniles incluyeron plantas con DAP < 5 cm y ≥ 1.5 m de altura las que se contaron en subparcelas de 20 m x 5 m en el centro de las parcelas. Las plántulas (< 1.5 m de altura) se registraron en subparcelas de 2 m x 2 m localizadas en cada extremo de la parcela (ver Anexo 7.2 a, b y c).

El análisis de estructura se basó en Godínez-Ibarra y López-Mata (2002), Escobar-Ocampo y Ochoa-Gaona (2007) y Zamora *et al.* (2008). Para el registro de datos en campo se utilizaron los formatos 1a, 1b, 1c, 1d y 2 que aparecen en el Anexo 7.3. Las especies fueron identificadas por comparación en los Herbarios de El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, y en el Herbario de la

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Además se utilizó literatura especializada, especialmente los textos de Pennington y Sarukhán (1998, 2005).

Con base en el marco lógico desarrollado por Smith *et al.* (1998), se formaron los siguientes grupos funcionales de tipo de árbol: árbol emergente (>35 m), árbol persistente alto (≥ 20 m), árbol persistente bajo (<20 m), árbol pionero, arbusto alto (entre 1.5 y 5 m), arbusto bajo (<1.5 m), arbusto pionero, palma, y árbol introducido (cultivado).

La determinación de los síndromes y mecanismos de dispersión de semillas o frutos se basó principalmente en Alcázar (2007) enriquecido con elementos tomados de Snow (1981), Budke *et al.* (2005), Kinoshita *et al.* (2006) y Silva *et al.* (2009). Se identificaron los siguientes mecanismos de dispersión: sólo por vertebrados no voladores (principalmente mamíferos), sólo por vertebrados voladores (principalmente aves), tanto por vertebrados no voladores como voladores, por viento, autocoria por gravedad, por autocoria explosiva, y sólo dispersada por humanos.

2.3.2. Diseño de muestreo de la ornitofauna: Se modificó el método sugerido por Wunderle (1994), y aplicado por Bibby *et al.* (1998) y Cornellius *et al.* (2000), estableciendo 12 puntos de conteo (radio fijo de 25 m), con cuatro visitas cada uno obteniendo 48 puntos por unidad en cada estación evaluada (seca: febrero a abril y lluviosa: julio a septiembre). La observación diaria se hizo de 6:00 a 9:00 AM. Así se obtuvieron 48 puntos para cada unidad por campaña de muestreo. Las campañas se hicieron en la estación seca (febrero a abril) y de lluvias (julio a septiembre) para incluir especies migratorias. Las observaciones de aves se registraron en el Formato 3 (Anexo 7.3).

La identificación de las especies, familias y sus gremios, se hizo visualmente y cotejando con las guías ilustradas de Peterson y Chalif (1973), National Geographic Society (2002), Howell y Webb (2005) y Van Perlo (2006). Se identificó el gremio alimenticio de cada especie con base en Robinson (2001) y Gillespie (2002).

Los 16 gremios estudiados fueron: rapaz (RD), carroñero (CAR), nectarívoro (N), insectívoro sobre el dosel sin percha o golondrinas (Gol), insectívoro tiraniforme grande a mediano (Longitud ≥ 15 cm) bajo el dosel con percha (TG), insectívoro tiraniforme pequeño (Longitud < 15 cm) bajo el dosel con percha (TP), insectívoro paseriforme sin percha del estrato alto a medio (PAM), insectívoro paseriforme del estrato bajo a herbáceo (PBH), insectívoro en el suelo u hojarasca (S), cazador que captura presa dentro de la madera o carpintero (CRO), cazador sobre la corteza o en epifitas o picamaderos (PM), granívoro-frugívoro aéreo (GFA), granívoro-frugívoro terrestre (GFT), cazador acuático (CA), asociado a ganado (GAN), omnívoros aéreos (OA) y omnívoros (OM).

2.3.3. Diseño de muestreo de mariposas frugívoras: Entre Julio y Septiembre de 2008 – que corresponde al periodo de lluvias, a una fase de alta fructificación de árboles (Ochoa-Gaona *et al.* 2008) y a la presencia de la mayoría (>60 %) de las especies Nymphalidae frugívoras (Pozo *et al.* 2008)- se realizó el muestreo de lepidópteros en los dos ecosistemas, y las cuatro unidades anidadas respectivamente en ellos. El esfuerzo muestral fue de 2,400 horas/trampa/unidad o 9,600 horas/trampa/ecosistema, totalizando 19,200 horas/trampa para el paisaje.

Se aplicó el método de transectos de 500 m de longitud y la técnica de trampas Van Someren-Rydon, colocadas cada 50 m (Sparrow *et al.* 1994, Pozo *et al.* 2005) y cebadas diariamente con frutas fermentadas (piña y banano, más cerveza). En total se

establecieron diez trampas en cada réplica, durante cinco días consecutivos. El ensamble de mariposas del ejido fue evaluado por un periodo de 40 días para coleccionar, según New (1997), la mayor diversidad en la localidad. Los datos se registraron en el Formato 4 (Anexo 7.3).

Todos los individuos capturados fueron identificados a nivel de especie por especialistas del Museo de Zoología de ECOSUR y depositados en la Colección de Lepidóptera (Registro ante INE: QNR.IN.018.0497) de El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Chetumal, Quintana Roo, México.

Los patrones de color en las alas han sido utilizados para ubicar diferentes grupos de mariposas según preferencias de hábitat específicos, distinguiendo grupos de color asociados a los hábitats abiertos o perturbados, y otros asociadas a hábitats conservados (del interior de la selva). Por tanto, el patrón críptico en mariposas diurnas frugívoras, como grupo funcional, es una herramienta útil para evaluar su capacidad de indicación sobre el estado de los hábitats. Los 14 patrones de coloración críptica de Nymphalidae, asignados siguiendo a De la Maza y De la Maza (1993), que fueron estudiados en esta investigación se describen a continuación:

Patrón corteza: Este patrón críptico es denominado Calicoes en lengua inglesa. Parece ocupar el nicho de luminosidad del patrón arena en el dosel del bosque o matorrales. Ante la ausencia del substrato, sus integrantes utilizan los troncos y ramas para disimularse; el diseño alar parece una corteza. Las alas se abren más de 180° para eliminar la sombra y permanecen posadas inmóviles por largo rato, generalmente con la cabeza hacia abajo.

Patrón Adelpha: Es un patrón mimético de dosel que presenta una banda blanca longitudinal sobre fondo oscuro. Su comportamiento incluye conducta territorial

agresiva, vuelos circulares con lugar de reposo definido y vigilia con las alas abiertas a más de 180°.

Patrón Neptis: Puede ser mimético y es utilizado por mariposas de tamaño pequeño a mediano habitantes de matorrales y bordes de bosques o selvas. Su coloración consiste en bandas blancas o claras transversales, las cuales exponen al abrir sus alas en un ángulo de 45°.

Patrón negro-rojo: Es un patrón mimético que se encuentra entre uno y tres metros de altura en el sotobosque sombrío o bordes de la selva. Existen dos variantes útiles para la zona de Chiapas que pueden aplicarse en Tabasco, el boreal originado en México, carente de aposema medial en el ala anterior y exhibiendo puntos rojos marginales en la posterior y, el patrón intermedio, de origen centro-sudamericano que se caracteriza por poseer un aposema en el ala anterior y manchas rojas en posición medial.

Patrón naranja de arbustos o de matorral: Es mimético, presentando alas alargadas de color naranja ladrillo. Acostumbran estar en matorrales y acahuales (vegetación secundaria joven <15 años). Son asiduos visitantes de *Lantana camara* (Verbenaceae) o flores con patrón similar (rojo-anaranjado).

Patrón de bandas longitudinales: Tipo posiblemente disruptivo común entre mariposas de tamaño mediano a grande que acostumbran congregarse a beber en las playas. Estos grupos o congregaciones vuelan de forma desordenada al ser atacadas, reduciendo así la probabilidad de captura por el depredador.

Patrón banda oblicua: Es un patrón posiblemente mimético, que involucra a numerosas especies que viven en los niveles altos del dosel y en el follaje. El fondo de las alas es oscuro de color variable, con una banda clara que corre oblicuamente en la

parte subapical del ala anterior. Puede presentar también colores reflejantes: azul o violeta profundo, o aposemáticos: amarillo o rojo. Este patrón está relacionado con los vuelos más rápidos y poderosos de los Nymphalidae y parecer ser esencialmente tropical. Existe una transición reflectiva (*Callicore astarte patellina*) y en algunas mariposas del dosel una con el naranja de dosel (*Smyrna blomfieldia datis*, *Tigridia acesta* ssp. n., *Fountainea euryphyle confusa*) determinada por el sexo.

Patrón naranja de dosel: Es un patrón mimético que corresponde al naranja de matorral, solo que con especies que raramente abandonan el dosel arbóreo.

Patrón follaje: Formado por especies críptico-disruptivas que realizan sus actividades entre los arbustos o árboles. Caminan entre las hojas con las alas plegadas dorsalmente y presentan distractores de ataque con forma de apéndices caudales y falsas cabezas, por lo que la superficie ventral, similar a hojas, es la que protege en momentos de riesgo. La superficie dorsal es variable y va desde tonos neutros como café, gris, negro hasta colores reflectivos como el azul metálico, verde o violeta profundo. Puede haber divisiones relacionadas con la altura o nivel de vuelo, el grado de luminosidad que acostumbran usar en el follaje o por relaciones con otros patrones definidas por actividades específicas como el percheo (reposo), cortejo y reproducción o alimentación.

Patrón reflectivo del sotobosque: Parece una variante disruptiva del negro críptico. Presenta áreas contrastantes de colores fuertes (naranja, amarillo, blanco), o bien reflejantes de la luz (azul o violeta profundo). Realizan actividades donde haya alto contraste de luz dentro del bosque, entre uno y tres metros de altura. En reposo suelen abrir las alas en 45° y algunas buscan el envés de las hojas soleadas para reposar.

Patrón reflectivo del dosel: Utiliza superficies reflejantes de alto contraste con el fin de lograr destellos (flash-effect) y desapariciones, que son útiles para la disrupción en microhábitat de alta insolación. Parece haber un punto de contacto entre el patrón Adelpha y éste en los géneros *Archaeoprepona* y *Prepona* (Charaxinae) que se presenta como un patrón adelfa en azul reflectivo.

Patrón Tigre: Es un patrón mimético de selvas tropicales muy similar en su composición al transparente, pero parece desarrollarse en zonas moderadamente más iluminadas, tales como bordes de la selva u perturbaciones leves del dosel. Usa un estrato altitudinal de uno a tres metros dentro del sotobosque.

Patrón transparente: Es un patrón mimético de mariposas que viven cerca del suelo, en las condiciones de penumbra intensa del sotobosque de florestas húmedas. Las alas son transparentes con una banda aposemática de color blanco en los ápices de las alas anteriores.

Patrón negro críptico: Mariposas que realizan sus actividades a nivel del suelo sombrío en los bosques, descansando con las alas plegadas dorsalmente. Ambas superficies de las alas son crípticas con la hojarasca y presentan ocelos desviadores de ataque en la región distal del ala posterior.

2.3.4. Diseño de muestreo de malacofauna terrestre: Debido a su escasa vagilidad, los gasterópodos son susceptibles a los impactos, y constituyen un grupo de organismos interesantes como indicadores biogeográficos (Vera-Ardila y Linares 2005), de polución (Berger y Dallinger 1993, Baqueiro-Cárdenas *et al.* 2007) y potencialmente, de la alteración de la calidad de los hábitats terrestres (Pérez *et al.* 2007). Por eso se consideraron como un grupo de especial interés para evaluar el impacto de las actividades humanas dentro del paisaje ejidal. Para ello, entre Julio y Septiembre de

2008 se realizó el muestreo de gasterópodos terrestres siguiendo la técnica sugerida por L.J. Rangel-Ruiz (Com. pers.), ubicando 10 cuadrantes de 1 x 1 m en cada unidad de paisaje, en los cuales se colectó la hojarasca y el suelo superficial (explorando hasta 5 cm de profundidad, que fue depositado en doble bolsa de plástico de 5 kg, debidamente etiquetadas. Paralelamente a cada cuadrante se hizo un muestreo por unidad de tiempo, buscando durante 15 minutos, tanto en la vegetación como en otros elementos del entorno (rocas, troncos caídos, podridos) todo molusco vivo o su concha para incluirlo en la muestra. Así se generó una muestra compuesta para cada punto de muestreo que fue registrada en los formato 5 y 6 (Anexo 7.3).

La ubicación de los puntos siguió una secuencia diagonal, atravesando cada una de las unidades de paisaje consideradas en el estudio. Para cada unidad se establecieron 40 puntos de muestreo. Bajo este esquema, cada ecomosaico fue analizado a partir de 160 puntos de muestreo respectivamente.

2.3.5. Diseño de muestreo para grupos domésticos: Durante una visita exploratoria realizada durante el mes de abril del año 2007, se obtuvo información sobre la conformación de los grupos domésticos y de las estrategias de manejo de los recursos en la comunidad de NHC. Mediante encuestas con cuestionario semiestructurado (Anexo 7.4, Anexo 7.5 y Anexo 7.6), aplicadas a una muestra aleatoria de 30 de los 46 ejidatarios, se recopiló información socioeconómica y de tipo sociocultural.

Los ejidatarios encuestados fueron subdivididos en tres categorías según sus estrategias de producción como grupos domésticos vinculados por las actividades productivas (Pat 2007). Para ello se utilizó como criterios tanto el análisis histórico del uso de suelo en las parcelas como el uso actual en las mismas (Ortiz-Ávila y Masera 2008).

Un grupo ($n_1 = 9$, 30%) presentó como estrategia de producción predominante la agricultura de subsistencia con componentes orientados hacia el comercio local (se les denominó grupos domésticos no ganaderos, en adelante NG), otro grupo ($n_2 = 7$, 23%) se declararon exclusivamente enfocados en el desarrollo de ganadería vacuna (grupos domésticos ganaderos, en adelante G), mientras un tercer grupo ($n_3 = 14$ ejidatarios, 47%) combinó la ganadería con actividades de tipo forestal y agrícola (grupos domésticos con estrategias productivas mixtas, en adelante M).

Los grupos mixtos se caracterizaron por estar conformados por parejas o grupos familiares en las cuales uno de los jefes de grupo, comúnmente un cónyuge posee una parcela de selva y el otro, una parcela con uso agropecuario activo pero con alguna extensión de selva conservada o vegetación secundaria en su interior.

2.4. Análisis de datos

2.4.1. Eficiencia del muestreo: Para los grupos biológicos estudiados se establecieron como mínimo 48 unidades de muestreo. Sobre esta base, se evaluó la resolución del esfuerzo de muestreo por medio de curvas de acumulación de especies basadas en el índice de Cole o de rarefacción, calculado a partir de los datos de abundancia y referidos al número de muestras (Villagrán-Mella *et al.* 2006, Villareal *et al.* 2006). Para conocer el número de especies esperadas se aplicó la ecuación propuesta por Clench (1979). Para estos cálculos se utilizó EstimateS 8.0 (Colwell 2006).

2.4.2. Estructura: Las variables estructurales: densidad, altura promedio del dosel, número de estratos y área basal, fueron evaluadas mediante análisis de varianza (ANDEVA, $\alpha = 0.05$) y sus medias agrupadas por Tukey, previa determinación de normalidad mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov y de homocedasticidad con la prueba Levene (Habit *et al.* 2003) utilizando SPSS 10.0 (Morrison 1999). El número de

especies y de individuos también fue analizado mediante ANDEVA y en algunos casos se hicieron pruebas de correlación de Pearson entre variables cuantitativas.

2.4.3. Diversidad alfa: Fue evaluada con base en la determinación de los índices de diversidad de Shannon-Wiener, dominancia de Simpson y equitatividad de Pielou, para cada grupo biológico en todas las unidades (Magurran 1987, Chao *et al.* 2005). Esto permitió comparar las comunidades bióticas entre sí (Spellerberg 2005, Pérez *et al.* 2007). Los índices ecológicos se calcularon mediante el programa PAST 2.0 (Hammer *et al.* 2001).

2.4.4. Diversidad beta: Preliminarmente se exploraron los datos de abundancia mediante la prueba Box y Cox (1964) y fueron transformados según fue el caso siguiendo la Ley de Taylor (Herrando-Pérez 2002), para luego proceder a los análisis multivariados. La similitud entre los hábitats fue comparada mediante análisis de agrupamiento basado en las abundancias relativas de las especies (Villareal *et al.* 2006). Para ello se utilizó el índice de Bray-Curtis, porque considera el valor cuantitativo del dato y es asimétrico, evitando el problema de incluir los pares de ausencias (Zuur *et al.* 2007), equilibrando el peso de especies raras y dominantes en la similitud.

Se buscaron relaciones entre los grupos biológicos (variables biológicas) y las variables físicas y estructurales más importantes para la caracterización de cada unidad y que representasen a otras variables subordinadas y correlacionadas con ellas. Para este procedimiento se realizaron análisis de correspondencia canónica (ACC) en CANOCO 4.5 (Lepš y Šmilauer 2005).

Para determinar que especies de árboles, aves y mariposas aportan más a la diferenciación entre unidades de paisaje y ecomosaicos se hizo análisis de similitud porcentual (SIMPER) cortando el aporte de las especies cuando se alcanzó 50%. Para

ello se utilizó PRIMER 5.2.8 (Clarke y Gorley 2006). En éste último caso las variables estructurales y físicas que presenta cada unidad de paisaje son relacionadas con la frecuencia de aparición de cada especie, conformando una matriz de valores porcentuales que representan el aporte o peso de cada especie en la identidad de cada unidad o grupo (similitud), así como a la diferencia o discriminación de unidades o grupos (disimilitud) respecto a otras unidades de paisaje. El mismo procedimiento se hizo para comparar entre ecosistemas y también en el caso de las subfamilias de aves según unidades de paisaje.

2.4.5. Indicadores multitaxonómicos: Junto a la flora arbórea (DAP ≥ 5 cm), se seleccionaron los tres grupos de fauna antes mencionados por ser de reconocidos valor como indicadores ecológicos. Además su movilidad resulta contrastante, y representar tres niveles de vagilidad que inciden en su sensibilidad potencial ante cambios en las condiciones del hábitat: muy vágiles (aves), moderadamente vágiles (mariposas Nymphalidae), y poco vágiles (gasterópodos terrestres). A menor movilidad del organismo, más sensibilidad a la perturbación.

Todos los grupos han sido destacados como indicadores ecológicos, útiles para monitorear la calidad de los hábitats y los cambios en esta por efecto de la perturbación antrópica. Por ejemplo, las aves han sido mencionadas por Kattan *et al.* (1994) y Stouffer *et al.* (2006), las Nymphalidae frugívoras por Beck *et al.* (2006) y Tobar *et al.* (2007), y los moluscos terrestres por Secret *et al.* (1996) y Baqueiro-Cárdenas *et al.* (2007). La ordenación de las unidades de paisaje con base en los diferentes grupos fueron exploradas mediante escalamiento dimensional no métrico (NMDS por sus siglas en inglés) y luego se formaron agrupamientos mediante análisis de cúmulos basado en

los datos absolutos de registro de individuos para todas las especies el índice Bray-Curtis como distancia. El programa empleado para esto fue PAST 2.0.

Para distinguir las especies que caracterizan a cada tipo de hábitat se aplicó el método del Valor de Indicador (InVal) propuesto por Dufrene y Legendre (1997). En ésta investigación se propone encontrar un conjunto multitaxonómico y multicomunitario de indicadores ecológicos, como una mejora a la herramienta basada únicamente en árboles que desarrolló Ramos (2004) como estrategia para evaluar e impulsar la conservación de biodiversidad en el trópico. El método está basado en las medidas de fidelidad al hábitat y de cada especie, expresada como porcentaje (InVal $\geq 50\%$ para considerar especie como indicadora), con una prueba aleatoria de Monte Carlo con 1000 iteraciones para determinar la significancia estadística del InVal de cada especie.

La evaluación de especies con potencial como indicadoras de biodiversidad se realizó, con base en Schulze *et al.* (2004), la asociación adimensional entre especies (como variables biológicas) mediante correlaciones de Pearson, pero utilizando en nuestro caso las abundancias relativas registradas por el muestreo para cada especie indicadora. Aquellas que se correlacionaron con la mayoría de las especies fueron consideradas como indicadoras de biodiversidad.

2.4.6. Sustentabilidad del manejo de los recursos naturales: Para la evaluación de la sustentabilidad del manejo de los recursos naturales (SMRN) dentro de los grupos domésticos identificados en el ejido con base en sus relaciones de producción, se aplicó el marco metodológico MESMIS (Maser *et al.* 1999), incorporando en los indicadores ecológicos los datos exhaustivos procedentes de los muestreos intensivos de flora y fauna realizados en la zona (p.e. González-Valdivia *et al.* 2010, en prensa) que permiten evaluar objetivamente la capacidad de conservación de la biodiversidad que

tiene el paisaje del ejido. Previamente la información fue organizada en hojas de cálculo en Excel y analizadas en SPSS 10.0 (Morrison 1999) utilizando tablas de contingencia entre variables cuantitativas o cualitativas.

La sustentabilidad se evaluó comparativamente a través de sus tres dimensiones articuladas: ecológica, sociocultural y económica (Sarandón *et al.* 2002). La dimensión ecológica describió el estado de preservación de los recursos naturales y su diversidad. La social y cultural evaluó la satisfacción continua de las necesidades básicas como las relaciones entre individuos, la calidad de productos y territorio, empleos, servicios, la ética y el desarrollo humano. La dimensión económica expresó el resultado de la combinación de factores de producción, las interacciones con el medio a través de las prácticas productivas (Tommasino *et al.* 2007).

Para evaluar si los sistemas de manejo de cada grupo doméstico resultaban económicamente viables (dimensión económica) se aplicaron los criterios y los indicadores propuestos por Sarandón *et al.* (2006) modificando algunos para el ejido:

Autosuficiencia alimentaria (IKA): Considerada fundamental para la sustentabilidad se ponderó como del doble del peso de los demás indicadores para la dimensión y se estimó a través de dos indicadores:

- Diversificación de la producción (IKA1): Un sistema es sustentable si la producción alimentaria es diversificada. El umbral fue de tres productos alimentarios.
- Cantidad de consumo soportada por el propio sistema (IKA2): Un sistema será sustentable si puede autoabastecer el consumo diario del grupo doméstico.

Ingreso mensual por grupo (IKB1): El sistema es sustentable si puede satisfacer las necesidades económicas del grupo, y el umbral se ubicó en dos salarios mínimos (salario mínimo en 2007 fue de \$1,500 pesos o US\$ 187.50 dólares).

Riesgo económico (IKC): Un sistema será sustentable si minimiza el riesgo económico, asegurando la estabilidad en la producción para las futuras generaciones.

Se consideraron tres indicadores:

- Diversificación para la venta (IKC1): Un sistema será sustentable si el grupo puede comercializar más de un producto, ya que si sufriera alguna pérdida o daño del mismo, podría compensarlo con los demás productos que vende. El umbral se ubicó en tres productos.
- Número de vías de comercialización (IKC2): La diversificación comercial disminuye el riesgo económico. El umbral se ubicó en tres canales de comercialización.
- Dependencia de insumos externos (IKC3): Un sistema con una alta dependencia de insumos externos es insustentable en el tiempo. El umbral para este importante aspecto fue ubicado en 40 % de dependencia externa.

La dimensión ecológica fue evaluada a través de tres criterios adaptados de Sarandón *et al.* (2006):

Conservación biológica (IEA): Un sistema es sustentable si conserva la vida silvestre nativa. Para este criterio se tuvieron tres indicadores:

- Manejo de la cobertura vegetal en la parcela (IEA1): La diversidad y amplitud de la cubierta vegetal será sustentable si se aproxima a la condición original del ecosistema de selva mediana subperennifolia nativa de la zona en al menos el 50 % del área, El área agrícola presenta un porcentaje de al menos el 50 % de la

superficie agrícola con vegetación secundaria madura. El umbral es 25 % de cobertura de bosque dentro de la parcela.

- Rotación del uso del suelo (IEA2): Un sistema será sustentable si permite la persistencia del sistema milpa, con fases de acahual de largo plazo (>20 años). El umbral fue permitir acahuales de al menos 10 a 20 años de descanso en el manejo futuro de la parcela.

- Diversidad de especies (IEA3): Un sistema será sustentable si es capaz de dar refugio o conservar más del 75 % de la diversidad nativa de la zona. El umbral fue de al menos entre 25 y 50 % de la diversidad identificada mediante comunidades indicadoras en la selva mediana.

Riesgo de tala o disminución drástica de la cobertura de selva y acahuales (IEB):

Un sistema será sustentable si evita o minimiza la pérdida de cobertura de bosques en el territorio en el mediano y largo plazo. Se aplicaron tres indicadores:

- Intención de cambio de uso de suelo en descanso (acahuales) hacia otros más intensivos (IEB1): El umbral implica que el productor piensa hacer cambios en el mediano plazo, pero pretende mantener una porción de su parcela en descanso.

- Cobertura del terreno por vegetación arbórea (IEB2): Un sistema será sustentable si es capaz de mantener una cobertura vegetal que protege sus suelos de la erosión y otros efectos ambientales adversos. El umbral fue 25 a 50 % de la parcela cubierta por bosques, considerando que éstos son la mejor forma de proteger el suelo de la erosión.

- Densidad de la vegetación protege de la erosión (IEB3): La densidad de la vegetación evita o minimiza el arrastre del suelo protegiéndolo de la erosión hídrica, lo que es verificable por observación en campo. Un sistema sustentable

presentará muy poca erosión visible. El umbral se estableció como la detección de erosión moderada, representada por algunas señales de erosión laminar. Por su importancia en la conservación de la capacidad productiva del ecosistema y el agrosistema se ponderó como del doble del peso respecto a los otros indicadores.

Manejo de la biodiversidad (IEC): La diversidad biológica es importante para la regulación del sistema, en especial la diversidad de la vegetación que brinda refugio y hábitats a números grupos biológicos heterótrofos. Este criterio fue abordado desde dos componentes:

- Biodiversidad temporal (IEC1): En un manejo agropecuario sustentable, la rotación permite que la diversidad vegetal y la fauna acompañante se restablezcan dentro de las áreas productivas. El umbral se estableció en situaciones bajo las que el productor permite acahuales de 10 a 20 años dentro del área de su parcela con uso agropecuario.
- Biodiversidad espacial (IEC2): El sistema será sustentable si conserva la diversidad nativa indicadora identificada en la selva mediana del ejido. La información además fue apoyada por el conocimiento del productor sobre especies de aves y plantas presentes o ausentes en su parcela debido al manejo que hace de la misma. El umbral fue que aun cuando se han perdido algunas especies el 80 % todavía habita dentro de la parcela.

La dimensión sociocultural (ISC) se evaluó mediante los tres indicadores que proponen Sarandón *et al.* (2006):

El criterio de satisfacción de necesidades básicas (ISCA): Un sistema sustentable lo es si los productores tienen asegurada la satisfacción de sus necesidades básicas.

Este criterio fue abordado por medio de cuatro indicadores. Los indicadores de este criterio fueron ponderados con el doble de peso que los demás en la evaluación de la dimensión socio-cultural.

- Acceso a vivienda digna (ISCA1): Una casa de habitación que brinde seguridad a sus ocupantes es un signo de sustentabilidad social. El umbral para este indicador se estableció como la posesión de una vivienda sin terminar o, si ya lo está entonces se observó deteriorada.

- Acceso a educación (ISCA2): Un sistema es sustentable si permite que el grupo acceda a la educación. El umbral en este caso se estableció como el acceso pleno a la educación primaria y acceso restringido a la secundaria.

- Acceso a salud y cobertura sanitaria (ISCA3): Un sistema es sustentable si el grupo doméstico tiene acceso a servicios de calidad en materia de salud. El umbral fue el contar con un centro de salud aun cuando esté mal equipado y atendido por personal temporario.

- Acceso a servicios (ISCA4): Un sistema será sustentable si permite que el grupo doméstico tenga acceso a energía eléctrica, agua potable, medios de comunicación y de transporte. El umbral para este indicador fue que el grupo tuviese instalación de energía eléctrica funcionando y un pozo propio.

El criterio aceptabilidad del sistema de manejo y producción (ISCB): Un sistema será sustentable si el grupo doméstico siente satisfacción por la forma como maneja su parcela. El único indicador (ISCB1) obtuvo su umbral en la declaración que el productor hace al decir que no está del todo satisfecho y se queda porque es lo único que sabe hacer. Este indicador de manera similar a los del criterio ISCA, fue ponderado con el doble del peso de otros indicadores.

El criterio de integración social (ISCC) y su único indicador (ISCC1) alcanzó su umbral cuando el productor expresó que se relacionaba con poco más de la mitad de todos los ejidatarios.

Sobre el criterio relacionado con el conocimiento y conciencia ecológica (ISCD) que tiene el productor, su único indicador (ISCD1) alcanzó su umbral cuando se confirmó que tenía una visión parcial de lo que es ecología así como cierta noción de que algunas prácticas de manejo agropecuario pueden perjudicar el ambiente. Además se verificó su conocimiento general mediante un listado de palabras que el debió conceptualizar y explicar.

Los cálculos del valor de los indicadores para cada uno de los criterios de las tres dimensiones de la sustentabilidad se hicieron con base a las respuestas al cuestionario de la entrevista aplicada a los ejidatarios. Cada respuesta se relacionó a uno o más indicadores (Anexo 7.5) y dando igual peso a cada una y siguiendo la escala de valores (0 a 4) con la que se midió la sustentabilidad, se promediaron los valores y se obtuvo el dato que cada entrevistado otorgó para cada indicador del MESMIS.

Para determinar las tres dimensiones de la sustentabilidad se utilizaron las ecuaciones propuestas por Sarandón *et al.* (2006), que fueron aplicadas mediante las funciones matemáticas de Excel. Los resultados fueron luego expresados mediante gráficas de tipo radial (amibas) en ese mismo programa, con base en información integrada a partir de las 30 encuestas aplicadas y de los muestreos biológicos.

III. RESULTADOS

3.1. Flora arbórea

3.1.1. Eficiencia de muestreo: El muestreo de la vegetación alcanzó 87% de eficiencia al registrar 172 especies de las 197 esperadas en el paisaje del ejido según el valor de la asíntota calculada por el modelo de Clench (1979). A nivel de la matriz se alcanzó 77 % de eficiencia (128 especies registradas de las 167 esperadas). El muestreo en la selva mediana subperennifolia (RE) logra capturar 88% de las 141 especies de árboles esperadas, registrando 124 especies (Fig. 3).

3.1.2. Estructura: El área basal ($F = 2.94$, $p = 0.022$), el número de arbustos y juveniles ($F = 8.582$, $p < 0.001$), la altura promedio del dosel ($F = 53.67$, $p < 0.001$) y la densidad ($F = 22.96$, $p < 0.001$) de la flora leñosa arbórea difieren significativamente entre unidades de paisaje. La prueba de Tukey muestra que los promedios de las variables estructurales tienen mayor similitud entre las unidades de selva. La vegetación secundaria (AJ y AM) y la del interior de la selva fueron semejantes en cuanto al parámetro densidad.

La altura del dosel fue similar dentro de las unidades de selva, y supera a la de los acahuales maduros. El área basal del arbolado de las unidades de la selva es similar, mientras que las unidades de vegetación secundaria junto a los árboles en línea forman una categoría semejante entre sí; los potreros con árboles dispersos resultaron con los menores valores (Cuadro 2).

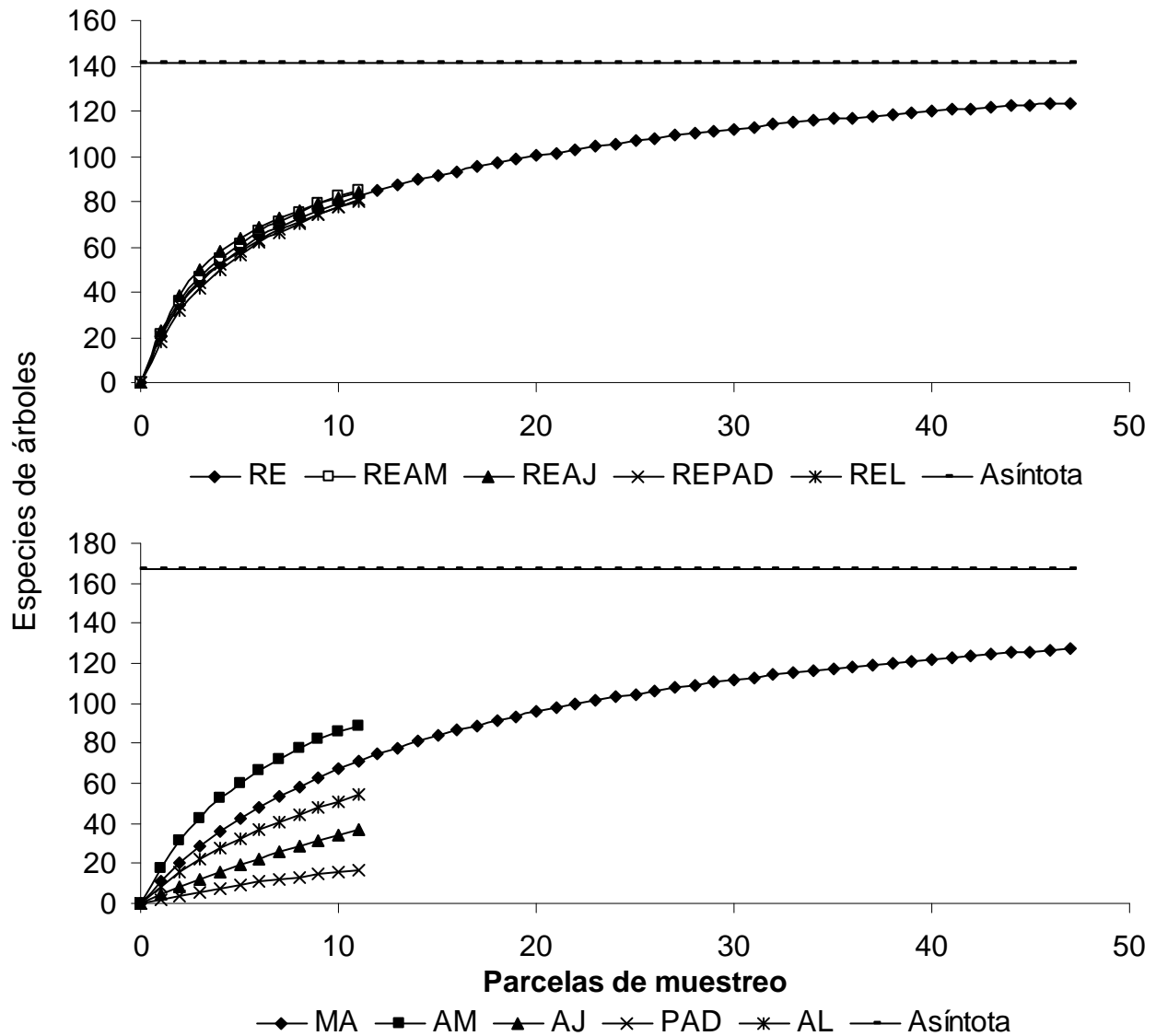


Figura 3. Acumulación de especies arbóreas en unidades y ecosistemas de selva (arriba) y matriz agropecuaria (abajo) del paisaje del ejido. Asíntota 141 y 167 spp. respectivamente. RE = Selva mediana subperennifolia, REAM = Selva referente de los acahuales maduros, REAJ = Selva referente de los acahuales jóvenes, REPAD = Selva referente a potreros, REL = Elementos de perturbación lineal dentro de la selva o senderos. MA = Matriz agropecuaria, AJ = Acahual joven, AL = Árboles en línea, AM = Acahual maduro, PAD = Potreros con árboles dispersos.

Cuadro 2. Promedios de las variables estructurales ordenados de mayor a menor. AM: Acahual maduro, AJ: Acahual joven, PAD: Potrero con árboles dispersos, AL: Árboles en línea, RE_{AM}: Selva referente de los acahuales maduros, RE_{AJ}: Selva referente de los acahuales jóvenes, RE_{PAD}: Selva referente a potreros, REL: Elementos de perturbación lineal dentro de la selva o senderos. Se muestran las medias para los grupos en los subconjuntos homogéneos.

Área basal DAP ≥5 cm (m ² /ha)		Densidad (Ind./ha)		Altura promedio del dosel (m)		Área basal arbustos (m ² /ha)	
RE _{AJ}	85 ^a	RE _{AJ}	1 227 ^a	RE _{PAD}	29 ^a	AM	1.09 ^a
RE _{AM}	42 ^a	RE _{AM}	1 145 ^a	RE _{AJ}	29 ^a	AJ	0.99 ^a
RE _{PAD}	33 ^a	AM	1 125 ^a	REL	29 ^a	RE _{AJ}	0.90 ^a
REL	25 ^a	RE _{PAD}	1 088 ^a	RE _{AM}	28 ^a	RE _{PAD}	0.80 ^{ab}
AM	19 ^b	AJ	1 028 ^a	AM	19 ^b	RE _{AM}	0.77 ^{ab}
AL	15 ^b	REL	835 ^a	AJ	9 ^c	REL	0.68 ^{ab}
AJ	13 ^b	AL	357 ^b	AL	7 ^c	AL	0.33 ^{bc}
PAD	5 ^c	PAD	63 ^b	PAD	7 ^c	PAD	0.08 ^c

Letras iguales significan categorías similares al 95% de confianza ($p < 0.05$). Letra “a” representa la mayor categoría.

3.1.3. Diversidad alfa: El índice de diversidad de Shannon-Wiener osciló entre las unidades de paisaje desde 2.66 en PAD hasta 3.84 para RE_{AJ} mientras que el índice de dominancia se mantuvo por debajo de 0.09, coherente con el índice de equitatividad que fue mayor a 0.75. Las unidades de acahual arbóreo joven y maduro contienen un número similar de especies a aquellos encontrados en todas las unidades de selva (Cuadro 3).

Cuadro 3. Índices de diversidad de árboles en unidades del paisaje del ejido. AM: Acahual maduro, AJ: Acahual joven, AL: Árboles en línea, PAD: Potrero con árboles dispersos, RE_{AM}: Selva referente de los acahuales maduros, RE_{AJ}: Selva referente de los acahuales jóvenes, RE_{PAD}: Selva referente a potreros, REL: Elementos de perturbación lineal dentro de la selva o senderos.

Índice/Unidad	AM	AJ	AL	PAD	RE _{AM}	RE _{AJ}	RE _{PAD}	REL
Especies ¹	92 ^{ab}	74 ^{bc}	57 ^c	18 ^d	88 ^a	86 ^a	83 ^a	83 ^{ab}
Número de individuos ²	675 ^a	617 ^a	214 ^b	38 ^b	687 ^a	736 ^a	653 ^a	501 ^a
Diversidad de Shannon	3.68	3.21	3.43	2.66	3.74	3.84	3.73	3.58
Dominancia de Simpson	0.05	0.09	0.06	0.09	0.04	0.03	0.04	0.05
Equitatividad de Pielou	0.81	0.75	0.85	0.92	0.84	0.86	0.84	0.81

¹ Letras diferentes indican categorías estadísticamente diferentes (F = 22, p >.001)

² Letras diferentes indican categorías estadísticamente diferentes (F = 23, p >.001); en 0.6 ha de muestreo por unidad.

3.1.4. Diversidad beta: Las unidades difieren en la composición de especies de árboles. De las 172 especies arbóreas, 82 se comparten en los dos ecosistemas, mientras que 42 solo fueron registradas en la selva y 48 especies en la matriz agropecuaria (Anexo 7.7). A nivel de ecosistemas, la selva y la matriz agropecuaria contienen 72 y 76 % de la riqueza medida respectivamente. Las unidades difieren en su composición de especies de forma significativa.

El análisis de cúmulos mediante el índice de Bray-Curtis, separa cuatro grupos distintos (Fig. 4A). Un grupo es conformado por las unidades de la selva (índice de similitud mayor de 0.70) exceptuando los senderos en la selva (REL) con el que comparten el 55% de su ensamble. Un segundo grupo lo conforman los acahuales maduros y jóvenes, los que comparten una similitud del 40 % con la selva.

Los árboles en línea y los potreros con árboles dispersos, se mantienen como unidades separadas. El patrón de agrupamiento de la vegetación arbustiva y juvenil es semejante (Fig. 4B).

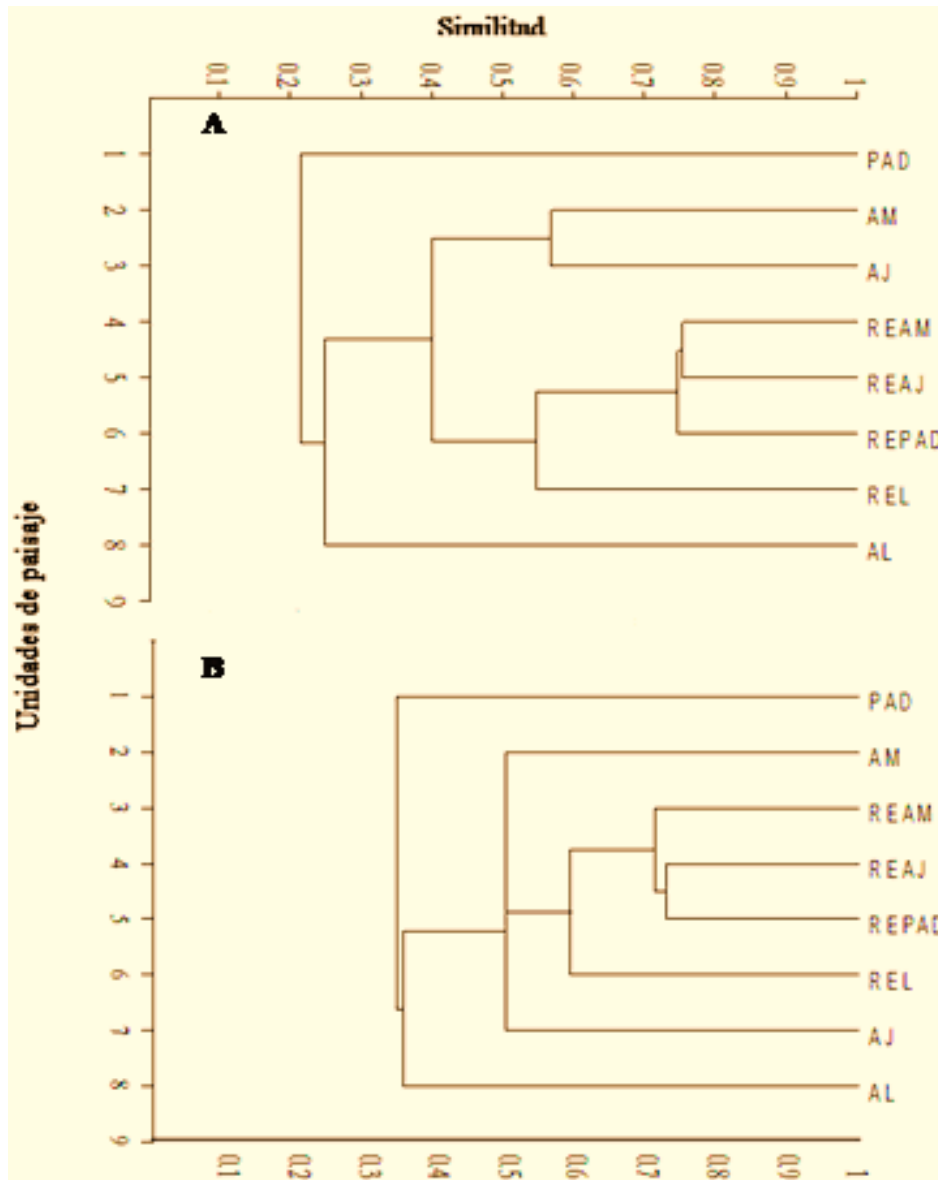


Figura 4. Agrupamiento de unidades en función de la similitud Bray-Curtis entre comunidades de árboles DAP ≥ 5 cm (A) y de comunidades de vegetación arbustiva y juveniles $1.5 \text{ cm} < \text{DAP} < 5 \text{ cm}$ (B) en el paisaje. AM: Acahual maduro, AJ: Acahual joven, AL: Árboles en línea, PAD: Potrero con árboles dispersos, REAM: Selva referente de los acahuales maduros, REAJ: Selva referente de los acahuales jóvenes, REPAD: Selva referente a potreros, REL: Elementos de perturbación lineal dentro de la selva o senderos.

3.1.5. Respuesta de grupos funcionales: Se encontraron diferencias entre los grupos funcionales por forma de dispersión de las especies de árboles. Por la forma de dispersión, en la selva 99 especies fueron zoocoras, 17 anemocoras y 7 autocoras. En la matriz agropecuaria 93 especies fueron zoocoras, 23 anemocoras y 11 autocoras (Anexo 7.7). Estos grupos funcionales mostraron diferencias ($F = 15.06$, $p = 0.002$); el primer eje explicó 64% y el segundo 27% de la variación mostrada por el grupo de dispersión respecto a su ambiente (Fig. 5).

Por tipo de árbol, los grupos funcionales también mostraron diferencias ($F = 12.25$, $p = 0.002$). El primer eje explicó en 64% y el segundo 13% de la relación entre el tipo de árbol con su ambiente (Fig. 6). Los remanentes de selva y la vegetación secundaria concentran un mayor número de especies del tipo árbol persistente, tanto de los estratos altos como bajos, además de incluir el componente de palmas y lianas (DAP ≥ 5 cm). En la matriz agropecuaria las especies pioneras, tanto de árboles como arbustos fueron predominantes (Anexo 7.7).

El análisis de similitud porcentual (SIMPER) permitió distinguir 27 especies que son características de las unidades de paisaje. Cuatro de ellas caracterizan a los potreros, ocho a los árboles en línea, 10 a los acahuales jóvenes, 10 a los acahuales maduros, 11 a los senderos en selva, 11 a la selva referente de acahuales maduros, 13 a la selva referente de acahuales jóvenes, y 10 a la selva referente de potreros. Solo *Swietenia macrophylla* (caoba) y *Cedrela odorata* (cedro) se registraron como características de una unidad (AL), mientras que el resto se compartieron en dos, tres, cuatro y hasta cinco unidades del paisaje (Cuadro 4).

Cuadro 4. Lista de las 27 especies arbóreas que caracterizan a las unidades del paisaje y los ecosmosaicos en NHC. Los números representan el porcentaje de contribución de las especies más relevantes en la identidad de la unidad según el análisis SIMPER. Unidades de paisaje: AM: Acahual maduro, AJ: Acahual joven, AL: Árboles en línea, PAD: Potrero con árboles dispersos, RE_{AM}: Selva referente de los acahuales maduros, RE_{AJ}: Selva referente de los acahuales jóvenes, RE_{PAD}: Selva referente a potreros, REL: Elementos de perturbación lineal dentro de la selva o senderos. Las cifras expresan el aporte porcentual de las especies más importantes para cada unidad que acumulan juntas más del 30 % de la similitud total.

Especie indicadora	Ecosmosaicos							
	Matriz agropecuaria (MA)				Remanente de selva (RE)			
	PAD	AL	AJ	AM	REL	RE _{AM}	RE _{AJ}	RE _{PAD}
<i>Byrsonima crassifolia</i>	32.5	1.8						
<i>Tabebuia rosea</i>	37.5	6.1						
<i>Guazuma ulmifolia</i>	11.8	5.2						
<i>Pimenta dioica</i>		6.7	1.1					
<i>Spondias mombin</i>	10.5	4.5	4.8					
<i>Swietenia macrophylla</i>		11.8						
<i>Cedrela odorata</i>		5.9						
<i>Cecropia obtusifolia</i>			4.9		2.6			
<i>Lippia cardiostegia</i>		16.7	17.6	7.9	3.4			
<i>Myriocarpa longipes</i>			1.5	6.4				
<i>Heliocarpus donnell-smithii</i>			17.3	9.7	3.7			
<i>Trichospermum mexicanum</i>			9.7	3.5				
<i>Rhedera penninervia</i>			5.2	8.2				
<i>Acacia mayana</i>			2.9	4.5			1.1	
<i>Bursera simaruba</i>			3.1	2.0				
<i>Mortonioidendron guatemalense</i>				4.5			1.0	
<i>Cryosophila argentea</i>				6.1	2.4	5.2	4.5	4.6
<i>Pseudolmedia oxyphyllaria</i>				4.3	2.1	5.6	4.2	4.5
<i>Protium copal</i>					0.8	3.4	2.1	3.1
<i>Rinorea guatemalensis</i>					7.2	8.0	6.3	7.1
<i>Quararibea funebris</i>					2.9	4.1	4.2	2.4
<i>Chionanthus oblanceolatus</i>					0.9	5.8	4.2	6.1
<i>Pouteria campechiana</i>					7.1	4.3	2.3	3.8
<i>Sebastiana tuerkheimiana</i>					11.5	3.5	4.3	4.4
<i>Pouteria reticulata</i>						5.4	5.2	1.4
<i>Eugenia</i> sp.						3.7	2.4	
<i>Aspidosperma megalocarpon</i>						1.3	2.9	5.1

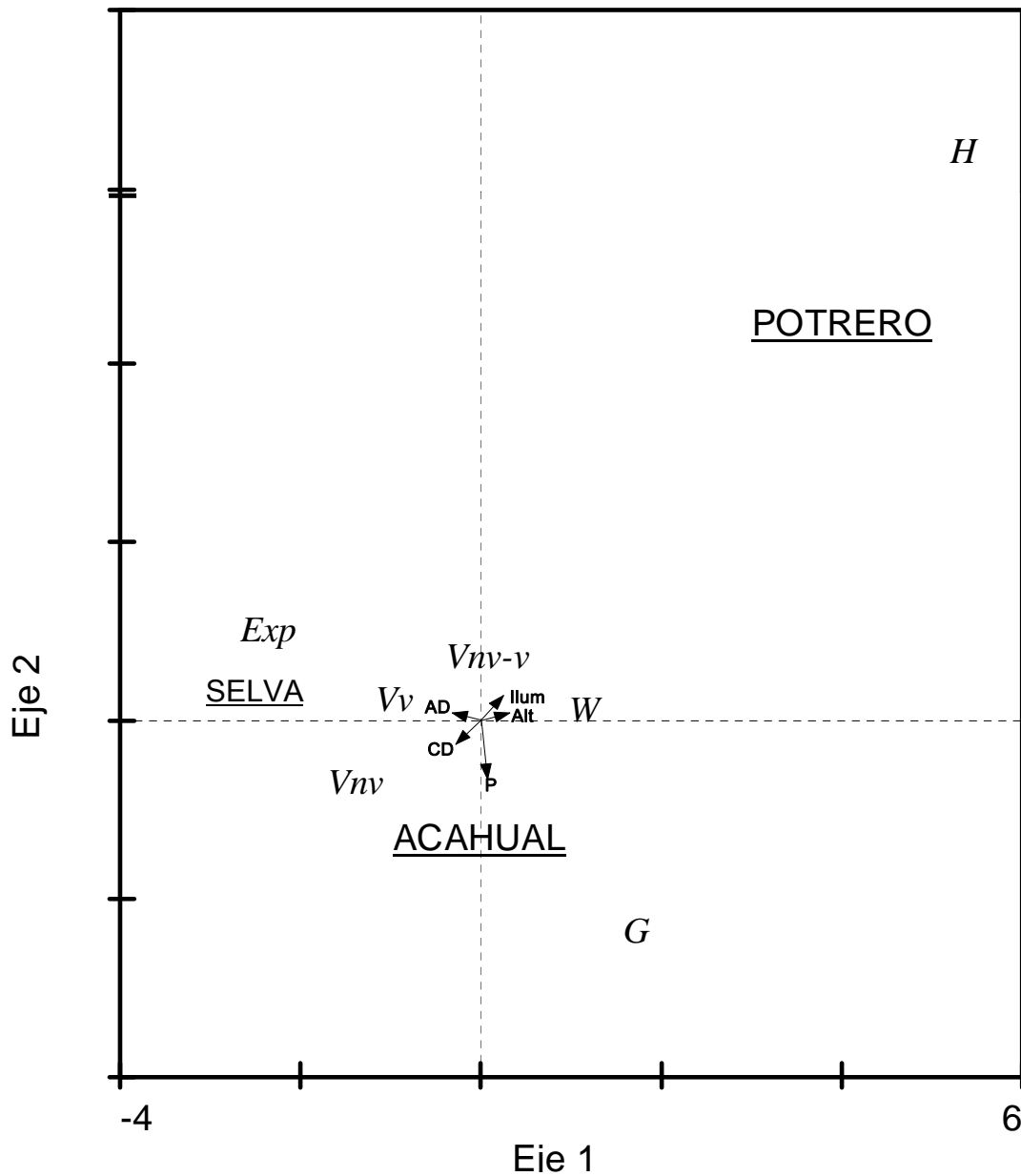


Figura 5. Correspondencia canónica entre mecanismos de dispersión y unidades de paisaje. H = Humanos, Exp = Autocoria explosiva, G = Autocoria por gravedad, W = Anemocoria, Vnv = Vertebrado no volador, Vv = Vertebrado volador, Vnv-v = Vertebrados voladores y no voladores. Las variables estructurales y físicas más importantes: P = Pendiente (%), Illum = Iluminación (Mjoul/m²/año), CD = Cobertura de dosel (%), AD = Altura media del dosel (m), Alt = Altura sobre el nivel del mar (msnm).

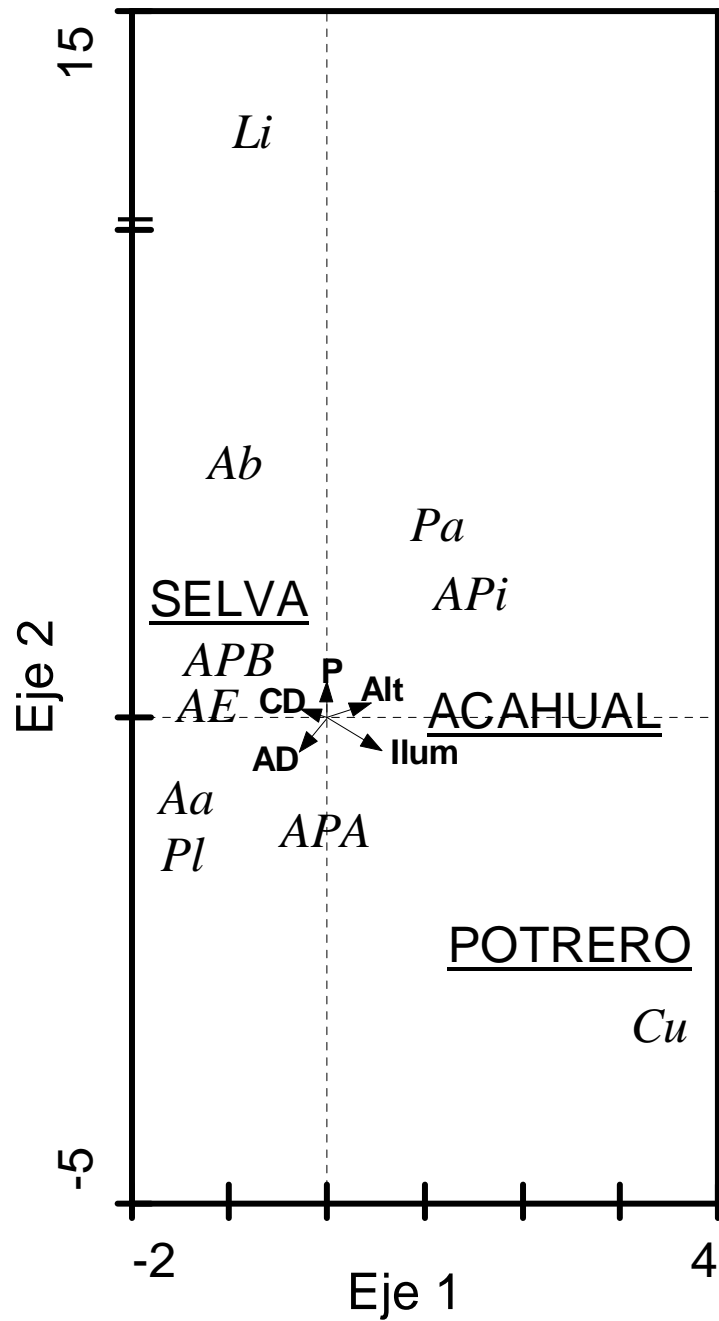


Figura 6. Correspondencia canónica entre los grupos funcionales de la flora arborescente y variables ambientales. Grupos funcionales: Aa = arbustivo alto; Ab = arbustivo bajo; AE = árbol emergente; APA = árbol persistente alto; APB = árbol persistente bajo; APi = árbol pionero; Cu = árbol cultivado; Li = Liana; Pa = pionero arbustivo; Pl = Palma. Las variables estructurales y físicas más importantes: P = Pendiente (%), Ilum = Iluminación (Mjoul/m2/año), CD = Cobertura de dosel (%), AD = Altura media del dosel (m), Alt = Altitud (m).

3.2. Avifauna

3.2.1 Eficiencia del muestreo: Se observaron 5,221 individuos correspondientes a 218 especies de aves agrupadas en 33 familias, que representan 95 % de las 230 especies esperadas para el paisaje según la asíntota calculada con base al modelo de Clench (1979). En la matriz agropecuaria se observaron 90 % y en la selva 89 % del total esperado respectivamente (Fig. 7).

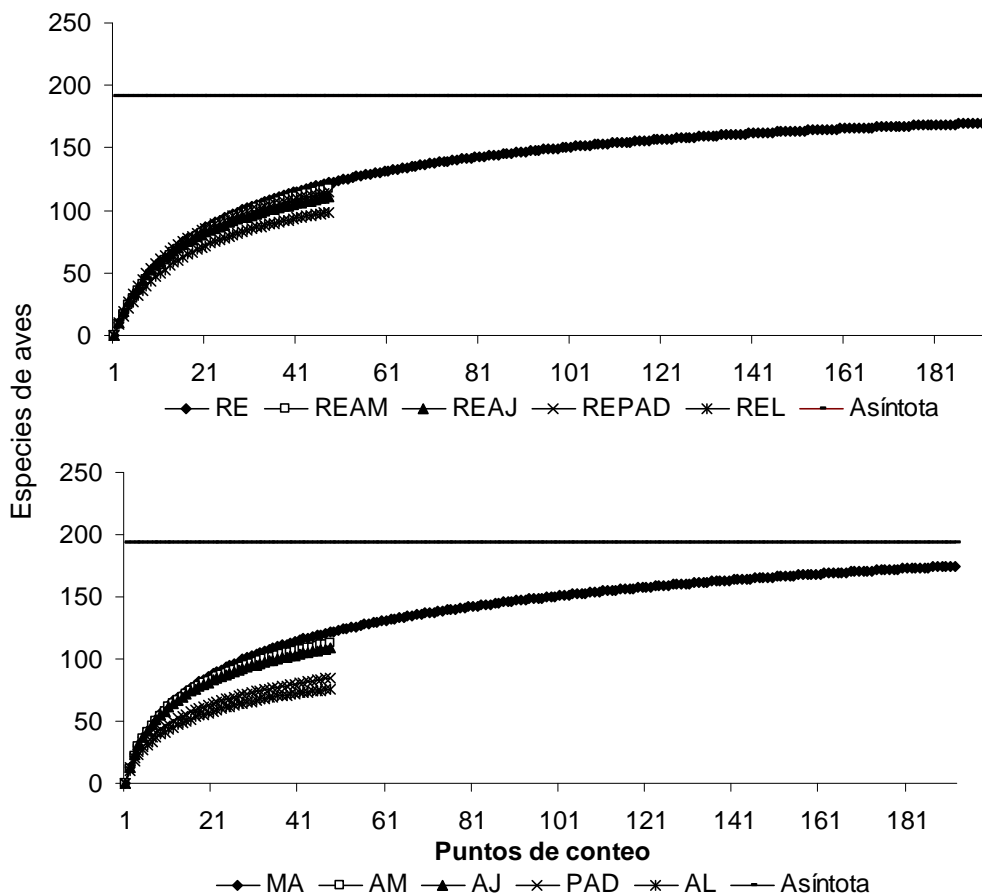


Figura 7. Acumulación de especies de aves para unidades y ecosistemas de selva (arriba) y matriz agropecuaria (abajo). Asíntota = 191 y 193 spp. respectivamente. Código: RE = Selva, REAJ = selva referente de vegetación secundaria joven en laderas, REAM = selva referente de vegetación secundaria madura en las cimas, REPAD = selva referente de potreros con árboles dispersos en las partes planas, REL = senderos dentro de selva, MA = matriz agropecuaria, AJ = vegetación secundaria joven, AM = vegetación secundaria madura, AL = árboles en línea, PAD = potrero con árboles dispersos.

3.2.2. Diversidad alfa: Las unidades del paisaje obtienen registros desde 76 especies (AL) hasta 118 especies por recuento (RE_{AM}). Los índices de diversidad muestran comunidades equitativas en la distribución de sus poblaciones, con una riqueza de media a alta según el índice de Shannon-Wiener (Cuadro 5).

Cuadro 5. Índices de diversidad de aves en unidades del paisaje ejidal. Potrero con árboles dispersos (PAD), árboles en línea (AL), vegetación secundaria o acahual joven (AJ), vegetación secundaria o acahual maduro (AM), selva referente de vegetación secundaria madura en las partes altas de las montañas (RE_{AM}), selva referente de vegetación secundaria joven en laderas (RE_{AJ}), selva referente de potreros con árboles dispersos en partes bajas (RE_{PAD}) y elementos de perturbación lineal dentro de la selva o caminos de acceso (REL).

Índice/Unidad	AM	AJ	PAD	AL	RE_{AM}	RE_{AJ}	RE_{PAD}	REL
Especies observadas ¹	112	108	85	75	117	111	114	98
Individuos registrados ²	659 ^{ab}	743 ^{ab}	1077 ^a	693 ^{ab}	469 ^b	561 ^{ab}	571 ^{ab}	449 ^b
Dominancia Simpson	0.02	0.03	0.09	0.05	0.02	0.02	0.02	0.03
Diversidad Shannon	4.17	4.07	3.16	3.50	4.33	4.23	4.28	4.10
Equitabilidad Pielou	0.88	0.87	0.71	0.81	0.91	0.90	0.90	0.89

¹ No hubo diferencias significativas ($F = .357$, $p = .923$) para el número de especies.

² Letras diferentes indican categorías diferentes ($F = 2.5$, $p = .027$); en 192 puntos de conteo por unidad. En el cuadro la letra “a” indica el mayor registro y la “b” el menor.

3.2.3. Estructura y relaciones ecológicas: Se encontraron diferencias tanto en el número de especies observadas ($F = 243.11$, $p < 0.001$), como en las densidades de estas ($F = 55.18$, $p < 0.001$) entre la estación seca (43 especies y 115 individuos avistados en promedio por recuento diario) y la lluviosa (18 especies y 49 individuos avistados en promedio por recuento diario).

En la época seca se registraron 210 especies, mientras que en la lluviosa se registraron 122 especies. Un total de 110 especies estuvieron presentes en ambas épocas. Si no se considera la estacionalidad, las unidades de paisaje no difieren en riqueza de especies por unidad ($F = 0.36$, $p = 0.923$) que fluctuó entre 26 y 34 especies observadas por recuento diario, pero si en las densidades de sus respectivas poblaciones ($F = 2.49$, $p = 0.027$), producto principalmente de una mayor cantidad de organismos avistados en potreros con árboles dispersos (135 individuos en promedio por recuento) respecto a las demás unidades.

No hubo correlación entre la riqueza de especies con las variables estructurales. Tampoco las hubo con las variables ambientales, con excepción de la temperatura ($r = -0.300$, $p = 0.016$). La estructura de la vegetación (número de árboles por hectárea, cobertura y altura del dosel) se correlacionó negativamente con la cantidad de aves detectada en las unidades de paisaje ($r = -0.370$, $r = -0.414$, y $r = -0.397$, $p \leq 0.003$ respectivamente). De las variables físico-ambientales, solo la humedad relativa mostró correlación inversa con la cantidad relativa de individuos observados en cada unidad ($r = -0.528$, $p < 0.001$).

3.2.4. Diversidad beta: De las 218 especies identificadas, 170 se registraron en la selva y 173 en la matriz agropecuaria (144 en las unidades de vegetación secundaria y 107 especies en los potreros con árboles dispersos y en los cercos vivos). De las especies reportadas en la selva, 126 (75%) son compartidas con la matriz agropecuaria. La diferencia entre ensambles se basa en 43 especies reportadas únicamente en la selva y 49 especies solo a la matriz agropecuaria (Anexo 7.8). El análisis de cúmulos ubica a la avifauna de las unidades de selva en un grupo compacto (Fig. 8), que resulta

similar en más del 30% al formado por las unidades de vegetación secundaria. Ambos resultan totalmente separados del grupo conformado por la avifauna de potreros con árboles en línea y árboles dispersos.

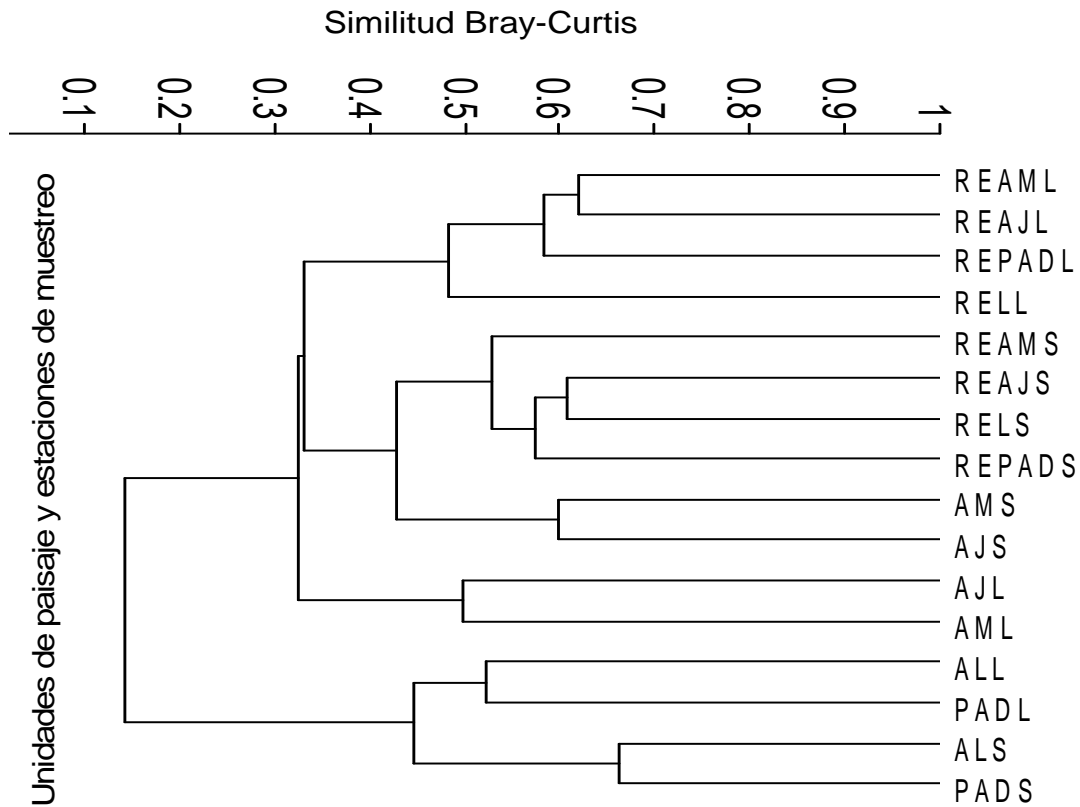


Figura 8. Dendrograma para unidades de paisaje y estaciones en función de la avifauna. Selva referente de vegetación secundaria madura en las partes altas de las montañas (REAM), selva referente de vegetación secundaria joven en laderas (REAJ), selva referente de potreros con árboles dispersos en las partes planas (REPAD) y senderos dentro de selva (REL), vegetación secundaria o acahual joven (AJ), vegetación secundaria o acahual maduro (AM), árboles en línea formando cercos vivos (AL), potrero con árboles dispersos (PAD), Estaciones: S = Seca, L = lluviosa.

Al evaluar a las aves según especie y gremio alimenticio, éstas ocuparon hábitats preferentes. El ACC para gremios (Fig. 9) permitió comprender visualmente mejor las relaciones de los ensambles respecto a las tipologías de hábitats.

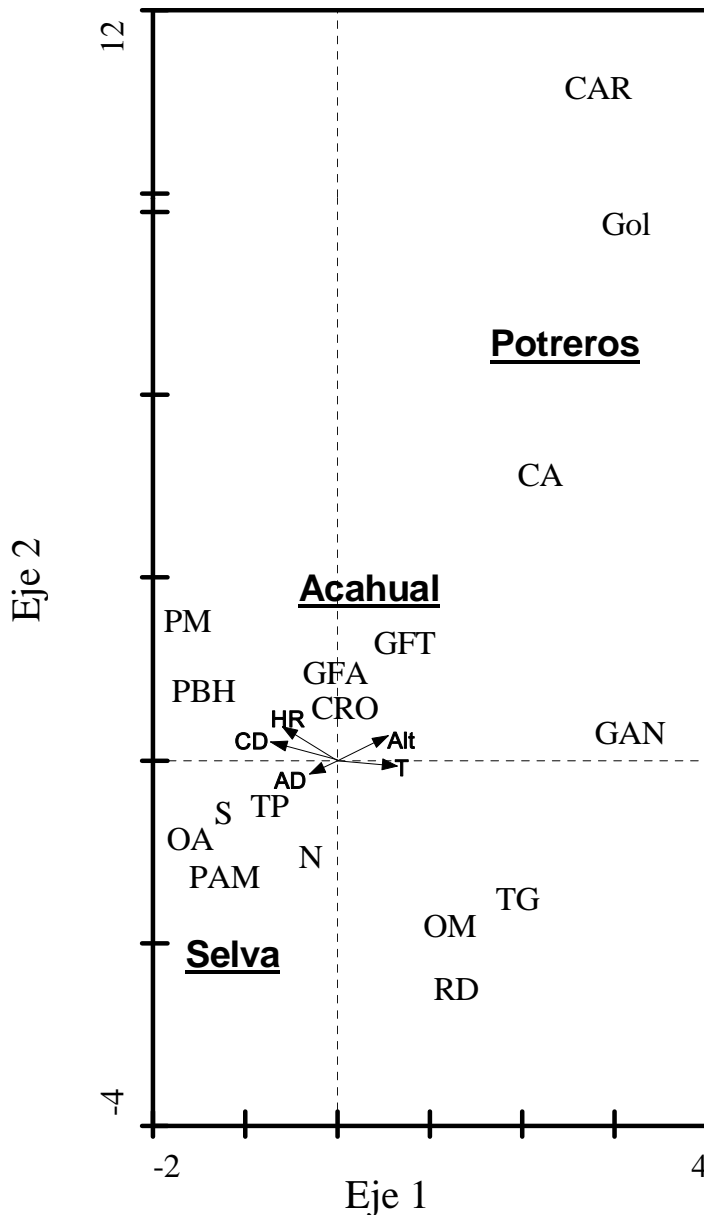


Figura 9. Correlación canónica para gremios alimenticios de aves en el ejido. Gremios: cazador acuático (CA), carroñero (CAR), insectívoro que captura presa dentro de la madera (CRO), alimento asociado a ganado (GAN), granívoro-frugívoro aéreo (GFA), granívoro-frugívoro terrestre (GFT), golondrina (Gol), nectarívoro (N), omnívoro aéreo (OA), omnívoro (OM), insectívoro paseriforme sin percha del estrato alto a medio (PAM), del estrato bajo a herbáceo (PBH), sobre la corteza o en epifitas (PM), Rapaz diurna (RD), insectívoro del suelo/hojarasca (S), insectívoro tiraniforme (≥ 15 cm longitud) bajo el dosel con percha (TG) e insectívoro tiraniforme (< 15 cm long.) bajo el dosel con percha (TP). Variables físicas y estructurales más importantes: HR = Humedad relativa (%) y T = Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), AD = Altura del dosel, Alt = Altitud (m) y, CD = Cobertura del dosel.

Se identificaron especies y familias indicadoras de las unidades y ecomosaicos del paisaje. Dentro de los hábitats más perturbados, potreros con árboles en línea y con árboles dispersos, las especies que más aportaron en similitud fueron los tiránidos cazadores desde perchas (*Pitangus sulfuratus*, *Tyrannus melancholicus*), y los especialistas de hábitats abiertos o alterados como *Crotophaga sulcirostris*, *Cyanocorax morio*, *Dives dives* o *Sporophila* spp. (Cuadro 6).

Las familias que más aportan a la similitud entre unidades y ecomosaicos del paisaje fueron Emberizidae, Troglodytidae y Tyrannidae (acumulan 50% de similitud), mientras las que aportan más a la diferencia resultan ser Corvidae que está más asociada a la matriz agropecuaria, y Cotingidae y Psittacidae que prefieren la selva. El aporte combinado de los efectos se cortó en el SIMPER para todos estos casos en un valor $\geq 30\%$ (Cuadro 7).

Cuadro 6. Aves más relevantes para identidad de unidades del paisaje. Los números indican los porcentajes que la especie aporta a la similitud de la unidad de paisaje. El corte se hizo cuando un grupo de especies acumuló el 50% de la similitud total. Las especies más fieles y frecuentes dentro de ese grupo aparecen enlistadas. Potrero con árboles dispersos (PAD), árboles en línea (AL), vegetación secundaria joven (AJ), vegetación secundaria madura (AM), selva referente de vegetación secundaria madura en la parte alta de montañas (RE_{AM}), selva referente de vegetación secundaria joven en laderas (RE_{AJ}), selva referente de pastizales con árboles dispersos en las partes planas (RE_{PAD}) y, perturbación lineal o senderos de acceso dentro de la selva (REL).

Especie / Unidad de paisaje	Ecomosaico							
	Matriz agropecuaria (MA)				Remanente de selva (RE)			
	PAD	AL	AJ	AM	RE _{AM}	RE _{AJ}	RE _{PAD}	REL
<i>Tyrannus melancholicus</i>	4.90	4.42	1.72					
<i>Sporophila americana</i>	7.81	5.90	1.54					
<i>Sporophila torqueola</i>	6.75	5.18	1.95					
<i>Dives dives</i>	4.07	4.15	3.51					
<i>Pitangus sulfuratus</i>	4.23	4.25	1.48					
<i>Columbina minuta</i>	4.04	4.68	3.81					
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	5.38	5.88	1.99					
<i>Cyanocorax morio</i>	4.30	4.33	5.36	3.87				
<i>Leptotila verreauxi</i>			3.83	2.90				
<i>Trogon citreolus</i>			0.61	3.78	0.69	0.57	3.57	
<i>Ramphocaenus melanurus</i>			4.59	4.73	2.10	4.48	4.78	5.14
<i>Troglodytes musculus</i>			5.49	4.44	4.52	4.43	4.41	5.44

Cuadro 7. Familias de aves que contribuyen en la identidad de las unidades de paisaje. Los números indican los porcentajes que aporta la familia a la similitud de la unidad de paisaje. Se cortó al acumularse el 50% de la similitud total. Se enlistan las familias más fieles y frecuentes. Potrero con árboles dispersos (PAD), árboles en línea o cercos vivos (AL), vegetación secundaria o acahual joven (AJ), vegetación secundaria madura o acahual maduro (AM), selva referente de vegetación secundaria madura en partes altas de las montañas (RE_{AM}), selva referente de vegetación secundaria joven en laderas (RE_{AJ}), selva referente de potreros con árboles dispersos en las partes planas (RE_{PAD}) y, perturbación lineal o senderos dentro de selva (REL).

Familia	Ecomosaico							
	Matriz agropecuaria (MA)				Remanente de selva (RE)			
	PAD	AL	AJ	AM	REL	RE _{PAD}	RE _{AJ}	RE _{AM}
Corvidae	8.4	6.8	10.7	2.97				
Emberizidae	23.7	20.2	13.4	11.3	17.1	11.9	5.9	7.2
Sylviidae			4.7	5.0	5.6	7.5	6.9	
Trogonidae			6.0	9.4	3.9	9.7	8.7	7.0
Troglodytidae			12.3	12.3	16.8	12.9	11.3	15.8
Ramphastidae				2.8	3.9	4.5	4.5	6.9
Cotingidae					10.8	11.9	11.1	13.5
Psittacidae						3.5	3.1	2.5

3.3. Nymphalidae

3.3.1. Eficiencia del muestreo: Se capturaron 2,401 especímenes y 74 especies (Fig. 10), incluidas en nueve subfamilias (Apaturinae, Biblidinae, Charaxinae, Danainae, Heliconinae, Limenitinae, Morphinae, Nymphalinae y Satyrinae), representando 95% del esperado en el ejido (78 spp.) de acuerdo con el modelo de Clench (1979) aplicado. En la selva se obtuvo 83% de las especies esperadas y en la matriz agropecuaria al 87% de ellas. En la matriz se capturaron un promedio de 41 ± 3 especies mientras que en la selva mediana subperennifolia un promedio de 28 ± 3 especies.

Catorce especies y subespecies fueron reportadas por primera vez para el estado de Tabasco: *Archaeoprepona meander phoebus*, *Asterocampa idyja argus*, *Callicore astarte patellina*, *Cepheptychia glaucina*, *Cissia confusa*, *C. pseudoconfusa*, *Hypothyris euclea valora*, *Manataria hercina maculata*, *Memphis aureola*, *Morpho helenor octavia*, *Morpho polyphemus luna*, *Taygetis mermeria excavata*, *Tigridia acesta* ssp. n., e *Ypthimoides renata*. Se reportaron por segunda vez para Tabasco a las especies *Adelpha naxia naxia* (previamente mencionadas por Luis-Martínez *et al.* 2003a), *Greta andromica lyra*, *Memphis forreri*, *M. proserpina proserpina* y *Siderone galanthis* ssp. n. (previamente reportadas por Vargas-Fernández *et al.* 2008).

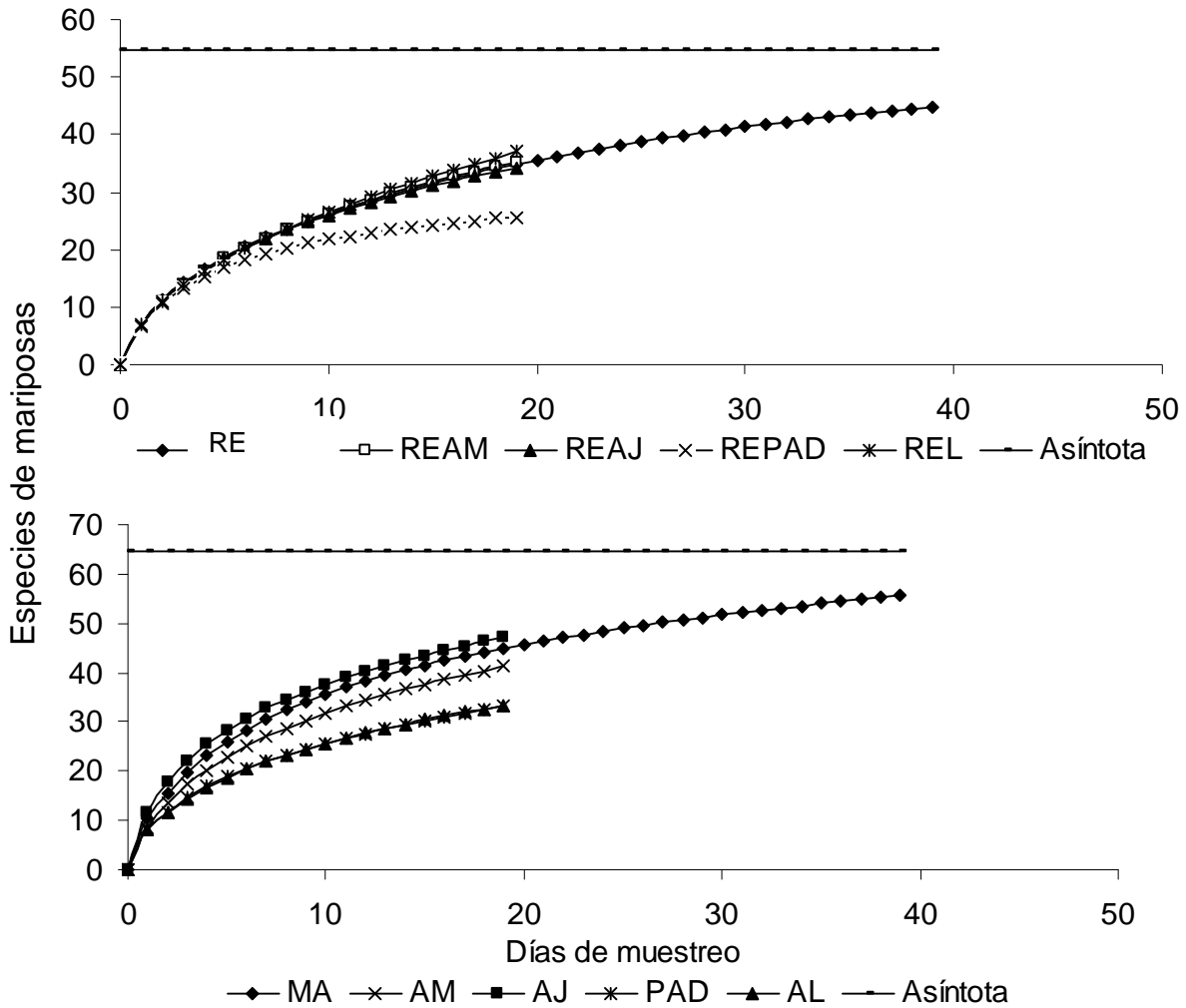


Figura 10. Acumulación de especies de mariposas Nymphalidae frugívoras en las unidades y ecosistemas de la selva (RE, arriba) y matriz agropecuaria (MA, abajo) en el paisaje del ejido. Asíntotas alcanzan 55 y 65 especies esperadas respectivamente. Código: Selva referente para AM = REAM, Selva referente para AJ = REAJ, Selva referente para PAD = REPAD, Selva perturbada linealmente por rutas de acceso o senderos = REL, Vegetación secundaria madura = AM, Vegetación secundaria joven = AJ, Pasturas con árboles dispersos = PAD y Árboles en línea = AL.

3.3.2. Diversidad alfa: Las riquezas de especies y las abundancias de mariposas difieren entre unidades de paisaje, fluctuando entre 27 especies y 176 individuos presentes en unidades de selva al pie de montañas y en planicies (RE_{PAD}), y 48 especies y 453 individuos registrados en acahuales jóvenes (AJ).

Los distintos ensambles no presentaron dominancia, distribuyéndose equitativamente. La diversidad Shannon-Wiener fue similar entre unidades ($F = 1.9$, $p = 0.12$) con valores desde 1.90 hasta 3.06 (Cuadro 8).

Cuadro 8. Índices de diversidad de mariposas en unidades del paisaje ejidal. Potreros con árboles dispersos = PAD, Árboles en línea = AL, Vegetación secundaria joven = AJ, Vegetación secundaria madura = AM, Selva referente para AM = RE_{AM}, Selva referente para AJ = RE_{AJ}, Selva referente para PAD = RE_{PAD}, Selva perturbada linealmente por rutas de acceso o caminos = REL.

Índice	Unidad de paisaje							
	PAD	AL	AJ	AM	RE _{AM}	RE _{AJ}	RE _{PAD}	REL
Especies ¹ observadas	30 ^{ab}	33 ^{ab}	48 ^a	40 ^{ab}	35 ^{ab}	34 ^b	27 ^b	34 ^b
Especies esperadas	37	43	59	53	48	45	32	46
Individuos ²	461 ^a	523 ^a	453 ^a	228 ^b	175 ^b	193 ^b	176 ^b	192 ^b
Shannon H'	1.94	1.90	2.84	3.06	2.94	2.85	2.83	2.75
Simpson D	0.29	0.29	0.11	0.07	0.08	0.09	0.08	0.10
Equitatividad	0.57	0.54	0.73	0.83	0.82	0.81	0.86	0.78

^{1,2}Diferentes letras significan categorías estadísticas distintas (Tukey $p < 0.05$). Letra "a" es la categoría superior y "b" la inferior.

3.3.3. Estructura y relaciones ecológicas: Hay diferencias respecto al número de especies entre las unidades ($F = 2.78$, $p = 0.033$, Anexo 7.9) y entre los ecosistemas de selva y matriz agropecuaria ($F = 8.12$, $p = 0.008$). Las variables estructurales y ambientales que caracterizan cada una de las unidades de paisaje se correlacionaron significativamente ($p < 0.05$) con la cantidad de individuos Nymphalidae registrados, destacando las variables estructurales de altura ($r = -0.78$, $p < 0.001$) y cobertura del dosel ($r = -0.65$, $p < 0.001$) y las ambientales temperatura ($r = 0.64$, $p < 0.001$), iluminación ($r = 0.61$, $p < 0.001$) y altitud ($r = -0.64$, $p < 0.001$). Las mismas variables estructurales y ambientales mostraron baja relación con la riqueza de especies ($r < 0.28$, $p > 0.05$).

3.3.4. Diversidad beta: Al analizar las similitudes entre los ensamblajes de las unidades de paisaje se encuentran diferencias entre las mismas (ANOSIM, $R = 0.54$, $p = 0.001$). Las unidades del paisaje se separaron en tres grupos, distinguiendo el de la selva, el de la vegetación secundaria y el de potreros con árboles dispersos y árboles en línea. Los acahuales jóvenes tienden a ser semejantes (similitud >55%) a los maduros y difieren de los potreros y la selva (Fig. 11).

Los ensamblajes de Nymphalidae reportados para las unidades de árboles en línea y de potreros con árboles dispersos se asemejan (similitud 85%). Las unidades del ecomosaico de selva tienen más del 70% de similitud con base en sus comunidades de mariposas frugívoras. La afinidad entre los ecomosaicos de selva mediana y matriz agropecuaria es menor que 30%. La semejanza se da con base en las 24 especies compartidas. Diez especies de la matriz y otras cinco de la selva fueron registradas en una o dos unidades del otro ecomosaico, considerándolas parcialmente compartidas (Fig. 11). Diez especies fueron exclusivamente encontradas en la selva y 25 en la matriz agropecuaria.

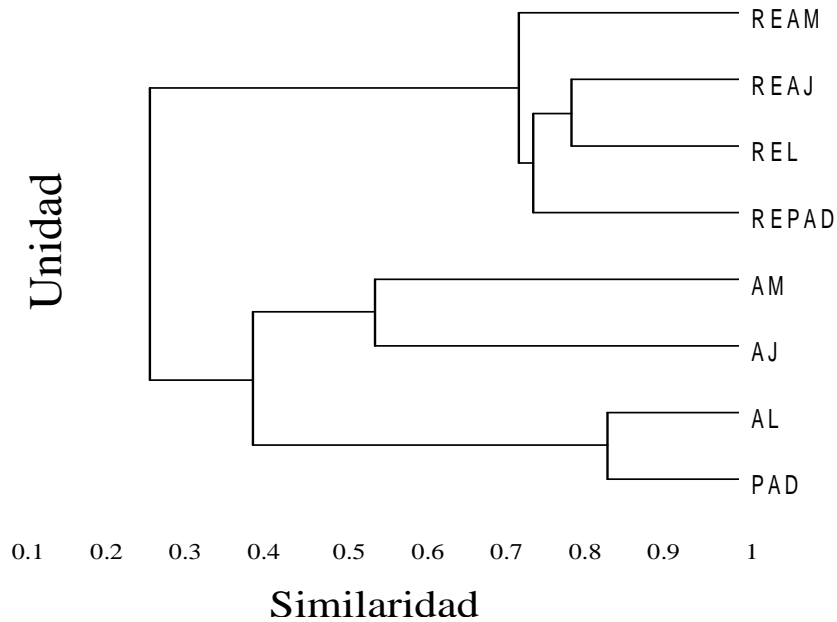


Figura 11. Análisis de cúmulos utilizando el índice Bray-Curtis para los ensambles comunitarios de mariposas frugívoras (Nymphalidae: Papilionoidea: Rhopalocera) del ejido. Unidad de paisaje: Potreros con árboles dispersos = PAD, Árboles en línea = AL, Vegetación secundaria joven = AJ, Vegetación secundaria madura = AM, Selva referente para vegetación secundaria madura = REAM, Selva referente para vegetación secundaria joven = REAJ, Selva referente para potreros con árboles dispersos = REPAD, Selva perturbada linealmente por rutas de acceso o caminos = REL.

De acuerdo al CCA, las subfamilias Ithomiinae y Satyrinae, en especial las especies *Aeria eurimedia pacifica*, *Napeogenes tolosa tolosa*, *Oleria paula* (Ithomiinae) y *Taygetis mermeria excavata* (Satyrinae), se asocian a la selva, mientras especies de las subfamilias Apaturinae, Biblidinae y Limenitidinae prefieren los hábitats alterados, por ejemplo *Adelpha iphicleola iphicleola*, *Biblis hyperia aganisa*, *Hamadryas amphinome mexicana*, *H. feronia farinulenta*, *H. februa ferentina*, *H. guatemalena marmarice*, *H. laodamia saurites* y *Opsiphanes cassina fabricii*. Otras utilizan ampliamente el paisaje como *Memphis forreri*, *M. moruus boisduvalii* (Charaxinae),

Opsiphanes tamarindi tamarindi (Morphinae) y *Smyrna blomfieldia datis* (Nymphalinae) (Fig. 12). Los ejes 1 y 2 del CCA explicaron más del 90% de la relación subfamilia-ambiente y de la relación patrón de color-ambiente (para ambos $F = 18$, $p = 0.002$; Fig. 13).

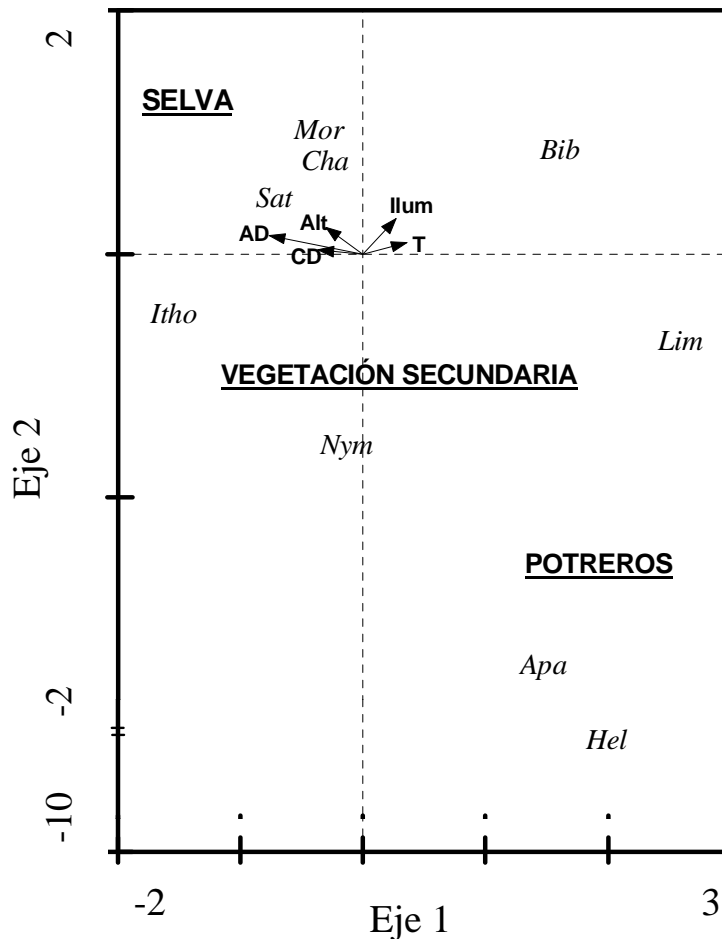


Figura 12. ACC para las subfamilias de Nymphalidae y las variables físico-ambientales en cada unidad de paisaje del ejido. Subfamilias: Apa = Apaturinae, Bib = Biblidinae, Cha = Charaxinae, Hel = Heliconinae, Itho = Ithominae, Lim = Limenitinae, Mor = Morphinae, Nym = Nymphalinae y Sta = Satyrinae. Variables físicas y estructurales más importantes: T = Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), Ilum = iluminación ($\text{Mj}/\text{m}^2/\text{año}$), AD = Altura del dosel, CD = Cobertura del dosel (%) y, Alt = Altitud (msnm).

El color corteza típico del género *Hamadryas* (Biblidinae) está relacionado con la matriz agropecuaria en general, pero más con potreros y en acahuales jóvenes. De

forma similar, especies como *Adelpha basilioides*, *A. iphicleola iphicleola*, *A. naxia naxia*, *Doxocopa laure laure* (patrón adelpha), *Historis a. acheronta*, *Historis odius dious*, *Nica flavilla bachiana*, *Siderone galanthis*, *Temenis laothoe hondurensis* (naranjas del dosel), *Caligo telamonius memnon*, *Morpho helenor octavia* (reflectivas del sotobosque), *Memphis forreri*, *M. mora orthesia*, *M. moruus boisduvali* (reflectante del dosel), *Dynamine dyonis*, *D. postverta mexicana*, *D. theseus* (patrón neptis), así como *Biblis hyperia aganisa* (patrón negro-rojo) y fueron asociados a ambientes de moderadamente alterados (acahuales) a muy alterados (potreros).

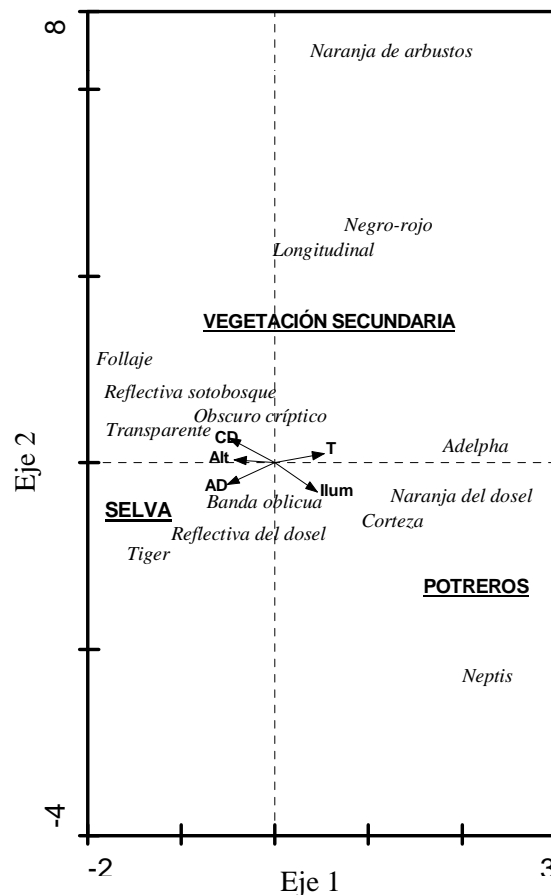


Figura 13. ACC para los patrones de coloración críptica de mariposas en las unidades del paisaje del ejido. Variables físicas y estructurales más importantes: T = Temperatura (°C), Ilum = Iluminación (Mj/m²/año), AD = Altura del dosel (m), CD = Cobertura del dosel (%) y, Alt = Altitud (msnm).

Los patrones de coloración tigre y transparente, característicos de Ithomiinae y Heliconinae, abundaron en la selva. Los Satyrinae de tamaño pequeño de color oscuro-críptico prefirieron hábitats ligeramente alterados, aunque algunos de mediana dimensión, como *Manataria hercyna maculata* o *Taygetis mermeria excavata*, se encontraron únicamente en la selva. Los demás grupos ocupan más ampliamente el paisaje, destacándose los patrones naranja del dosel y el de banda oblicua.

Las coloraciones que aportaron más a la diferenciación entre unidades conservadas y alteradas fueron los patrones tigre, transparente, reflectante-sotobosque (indicadoras de áreas conservadas), corteza, naranja del dosel, negro-rojo, adelpha y neptis (asociados al ambiente alterado). Las especies que incidieron más en la similitud entre unidades de paisaje y ecomosaicos (Cuadro 9) presentaron patrones de color banda oblicua, reflectante del dosel y obscuro críptico.

Cuadro 9. Lista de especies Nymphalidae frugívoras más importantes en la distinción de las unidades y ecosistemas del paisaje del ejido. Los números indican los porcentajes que cada especie aporta a la similitud del grupo asociado a cada unidad de paisaje. El corte se hizo cuando un grupo de especies acumuló el 50% de la similitud total. Las especies más fieles y frecuentes dentro de ese grupo aparecen enlistadas.

Unidad de paisaje: Pasturas con árboles dispersos = PAD, Árboles en línea = AL, Vegetación secundaria joven = AJ, Vegetación secundaria madura = AM, Selva referente para AM = RE_{AM}, Selva referente para AJ = RE_{AJ}, Selva referente para PAD = RE_{PAD}, Selva perturbada linealmente por rutas de acceso o senderos = REL.

ECOMOSAICO	Matriz agropecuaria				Selva remanente				
	Unidad	PAD	AL	AJ	AM	REL	RE _{AM}	RE _{AJ}	RE _{PAD}
<i>Opsiphanes casina fabricii</i>	3.9	8.1							
<i>Hamadryas laodamia saurites</i>	4.2	7.7							
<i>Adelpha iphicleola iphicleola</i>	4.2	3.5	3.1						
<i>Hermeuptychia hermes</i>	4.7	4.0	3.1						
<i>Hamadryas amphinome mexicana</i>	7.6	3.7	3.3	11.2			2.2		
<i>Hamadryas feronia farinulenta</i>		19.4	9.7	5.8					
<i>Hamadryas februa ferentina</i>		15.2	13.2						
<i>Hamadryas guatemalena marmarice</i>	13.2	10.5	7.3	4.8					
<i>Biblis hyperia aganisa</i>		3.5	3.3						
<i>Pteronymia cotytto cotytto</i>			6.9						
<i>Morpho helenor octavia</i>			3.0	6.1	5.8	5.1			5.3
<i>Pareuptychia metaleuca metaleuca</i>			3.7	6.8	6.4	12.1	15.6		14.8
<i>Catonephele mexicana</i>			4.0	2.1	6.2	2.1	2.3		4.7
<i>Taygetis virgilia</i>			6.0	1.7	14.9	13.5	2.7		5.6
<i>Catonephele numilia esite</i>		3.5	6.0						
<i>Oleria victorine paula</i>						14.9	6.4	14.7	14.4
<i>Napeogene tolosa tolosa</i>						7.7	6.4	8.8	11.7
<i>Caligo uranus</i>						11.4	5.1	7.5	4.7
<i>Hipothyris lycaste dyonaea</i>							5.4	6.9	1.6
<i>Hipothyris euclea valora</i>							1.9		

3.4. Malacofauna.

3.4.1. Eficiencia de muestreo: Se capturaron 1,782 especímenes de moluscos terrestres, de 50 especies y 19 familias, alcanzando una eficiencia de 96 % respecto a la comunidad esperada de acuerdo al valor asintótico calculado mediante la ecuación de Clench (1979). En la selva se registraron 41 especies mientras que en la matriz agropecuaria se registraron 45 especies (Fig. 14 a y b respectivamente). La mayor captura ocurrió en unidades de selva en laderas (32 especies, 82% del esperado en esa unidad) y la menor en unidades de potreros con árboles dispersos (14 especies, 33% del esperado en esa unidad).

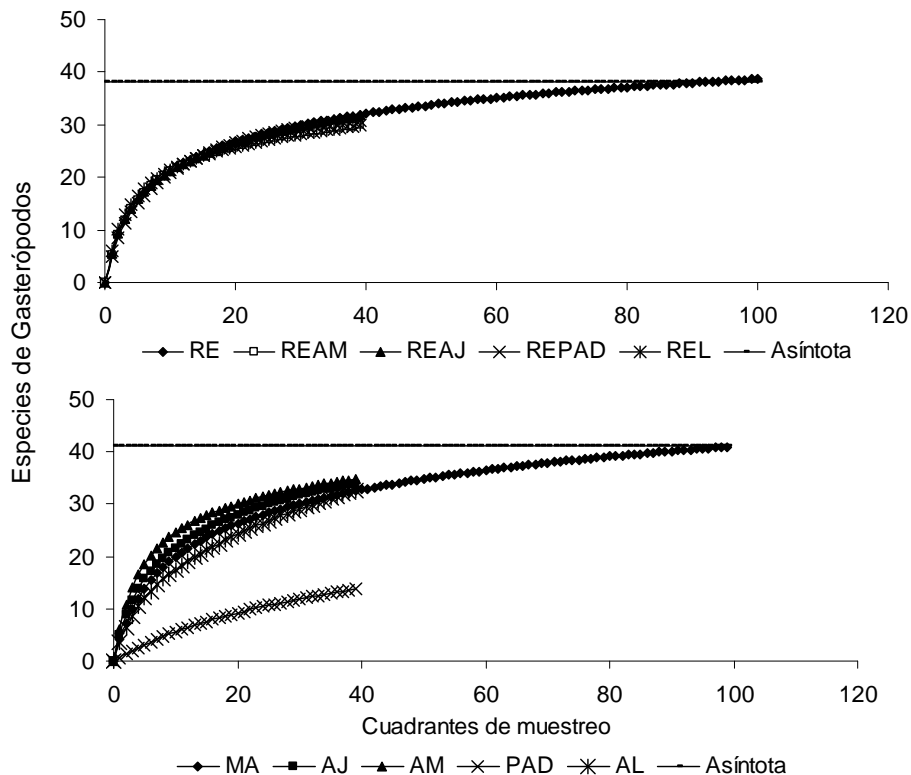


Figura 14. Acumulación de especies de Gasterópodos en unidades y ecosistemas de selva (RE, Arriba) y de matriz agropecuaria (MA, Abajo) en el ejido. Código: Selva referente para AM = REAM, Selva referente para AJ = REAJ, Selva referente para PAD = REPAD, Selva perturbada linealmente por rutas de acceso o senderos = REL, Vegetación secundaria madura = AM, Vegetación secundaria joven = AJ, Pasturas con árboles dispersos = PAD y Árboles en línea = AL.

3.4.2. Diversidad alfa: La riqueza de especies muestra disimilitudes entre las ocho diferentes unidades, fluctuando entre un total de 35 especies presentes en la vegetación secundaria madura a 14 especies colectadas en potreros con árboles dispersos (Cuadro 10). A través del gradiente de perturbación no se observó dominancia, y la alta equitatividad es una tendencia en las comunidades de moluscos terrestres de cada unidad. El índice de diversidad Shannon–Wiener muestra similitudes entre ensambles, con valores que van de 2.43 a 3.17.

Cuadro 10. Índices de diversidad de moluscos en unidades del paisaje ejidal.

	AM	AJ	PAD	AL	RE _{AM}	RE _{AJ}	RE _{PAD}	REL
Especies ¹	35 ^a	34 ^{ab}	14 ^c	33 ^b	30 ^{ab}	32 ^{ab}	31 ^{ab}	30 ^a
Individuos ²	291 ^a	238 ^{ab}	28 ^c	162 ^b	255 ^{ab}	267 ^a	239 ^{ab}	302 ^a
Dominancia Simpson	0.05	0.06	0.11	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07
Diversidad Shannon	3.17	3.04	2.43	2.94	2.98	2.96	2.95	2.94
Equitatividad Pielou	0.89	0.86	0.92	0.84	0.88	0.85	0.86	0.87

¹ Letras diferentes indican diferencias significativas entre unidades del paisaje ($F = 15, p < .001$)

² ($F = 11, p < .001$); en 40 m² de muestreo por unidad

Se encontraron diferencias entre las unidades respecto al número de especies ($F=19.362, p=0.001$) y entre las densidades de moluscos ($F=15.573, p=0.001$) colectados. Los potreros con árboles dispersos resultaron ser menos diversos en términos de colecta (dos especies por unidad), inferior al registro de nueve especies que se encuentran en promedio en las unidades de árboles en línea, y muy por debajo de las 12 a 15 que se encuentran en las unidades de vegetación secundaria o las de selva.

3.4.3 Diversidad beta. El análisis de cúmulos con base en los ensambles de moluscos agrupó las unidades de vegetación secundaria junto a las de árboles en línea. Éste grupo comparten poco menos del 60 % del ensamble con las unidades de selva. Los potreros con árboles dispersos están separados de todas las demás unidades del paisaje (Figura 15).

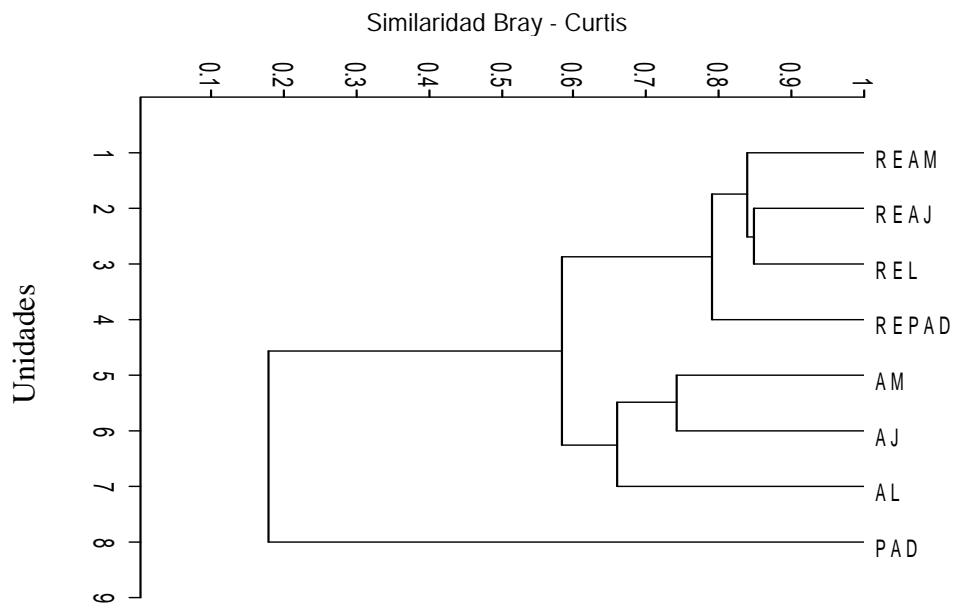


Figura 15. Análisis de cúmulos utilizando el índice Bray-Curtis para las comunidades de gasterópodos terrestres en el ejido NHC. Unidad de paisaje: Potreros con árboles dispersos = PAD, Árboles en línea = AL, Vegetación secundaria joven = AJ, Vegetación secundaria madura = AM, Selva referente para vegetación secundaria madura = REAM, Selva referente para vegetación secundaria joven = REAJ, Selva referente para potreros con árboles dispersos = REPAD, Selva perturbada linealmente por rutas de acceso o senderos = REL.

El ACC (Fig. 16) muestra que las unidades del ecosistema de selva agrupan a especies de moluscos influenciados por la mayor humedad y sombra propias de ese hábitat. Los ensambles de gasterópodos de los acahuales maduros y de acahuales jóvenes se separan de las unidades de potreros con árboles dispersos de la matriz, aproximándose a las de árboles en línea. Las comunidades de moluscos que habitan las unidades de

árboles en línea se diferenciaron de la malacofauna contenida en las unidades de potreros con árboles dispersos, que ocuparon un sitio aislado.

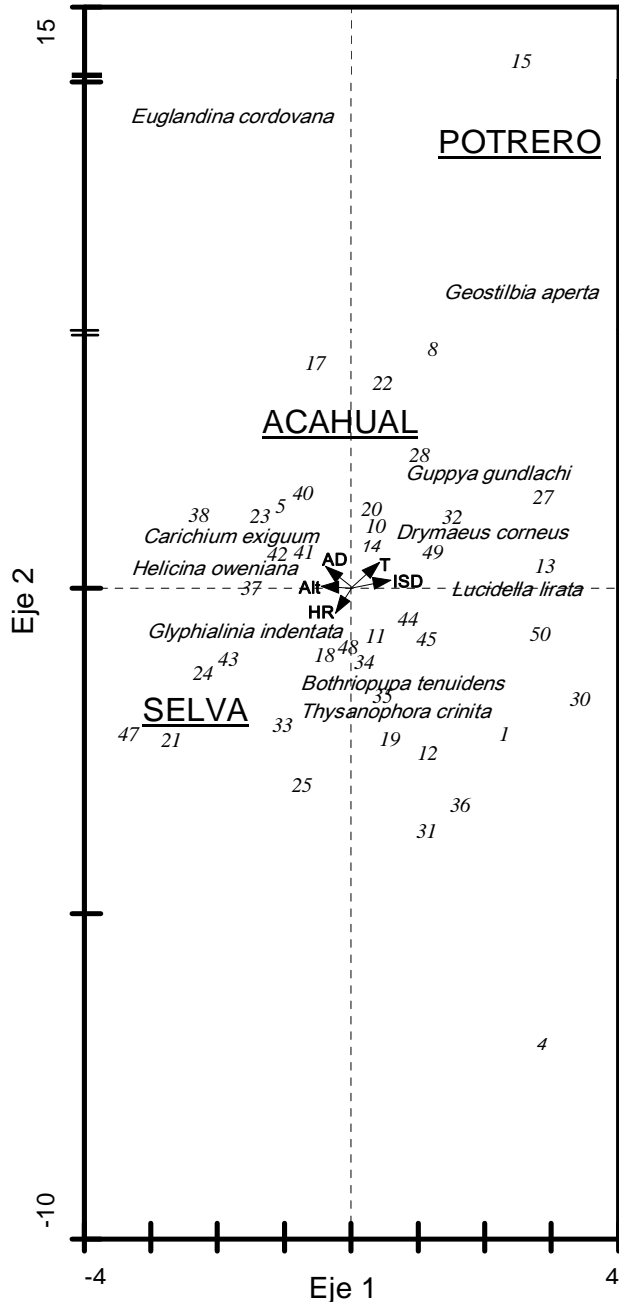


Figura 16. Correlación canónica para gasterópodos terrestres registrados en unidades del paisaje del ejido NHC. Variables físicas y estructurales más importantes: T = Temperatura (°C), IBD = Iluminación bajo el dosel (Mj/m²/año), AD = Altura del dosel (m), CD = Cobertura del dosel (%) y, Alt = Altitud (msnm). Números codifican especies según Anexo 7.10.

3.5. Análisis multitaxonómico

3.5.1. Eficiencia de muestreo: La eficiencia del muestreo fue $\geq 95\%$ para todos los grupos biológicos estudiados, excepto para los árboles que alcanzaron 87%. A nivel de unidades de paisaje, la eficiencia varió entre 65.0 a 77.4%. A nivel de ecosmosaicos en la matriz fue 86% mientras que para la selva fue 89%.

3.5.2. Riqueza de especies: El total de especies de moluscos registrado fue de 50, de mariposas 74, de aves 218 y de árboles 172. En total 514 especies fueron identificadas en el paisaje. La riqueza total dentro de las unidades de paisaje osciló desde 147 especies registradas en los potreros hasta las 279 especies en vegetación secundaria madura. A nivel de ecosmosaicos la riqueza total registrada fue de 411 y 385 especies en la matriz y en la selva, respectivamente (Cuadro 11). Alrededor del 50% de las especies de cada grupo biológico es compartida entre los dos ecosmosaicos del paisaje.

A nivel de grupos biológicos, las aves no mostraron diferencias ni entre unidades de paisaje, ni entre mosaicos ($p \geq 0.05$). La riqueza de árboles presentó diferencias entre unidades, mas no entre ecosmosaicos. En el caso de los gasterópodos, la riqueza de los potreros con árboles dispersos fue menor al resto de unidades. Entre ecosmosaicos no hubo diferencias. Las mariposas mostraron diferencias entre unidades y ecosmosaicos ($p < 0.05$).

3.5.3 Registro de especies: En lo general, los potreros con árboles dispersos mostraron mayores diferencias en el número de individuos registrados en todos los grupos biológicos ($p < 0.05$) respecto a las demás unidades. A nivel de ecosmosaicos, sólo las aves no mostraron diferencias en la riqueza específica (Cuadro 11). Todos los grupos mostraron diferencias en el número de individuos registrados en los muestreos.

3.5.4. Índices ecológicos: En las unidades del paisaje y con base en los valores promedio, la diversidad del índice Shannon-Wiener fluctuó entre 2.55 en unidades de potreros con árboles dispersos y 3.52 en acahuales maduros; el índice de Pielou mostró una distribución equitativa de especies, con valores de ≥ 0.76 ; la dominancia de Simpson fue ≤ 0.15 que indica que se trata de poblaciones con abundancias similares. A nivel de ecosistemas y con base en los valores promedio, el índice Shannon-Wiener fue de 3.51 para la matriz y 3.62 para la selva, la dominancia promedio de Simpson fue ≤ 0.06 en ambos ecosistemas. La equitatividad de Pielou fue de 0.78 para la matriz y 0.82 para la selva. Por grupos biológicos, el índice de Shannon-Wiener, fluctúa entre 2.90 para mariposas y 4.09 para aves en la matriz, mientras que en la selva esta varía de entre 3.03 para gasterópodos y 4.46 para aves. A nivel de unidades de paisaje, las mariposas frugívoras mostraron baja equitatividad y con especies dominantes en potreros con árboles dispersos y en los árboles en línea ($E \geq 0.57$, $D = 0.29$; Cuadro 11).

Cuadro 11. Índices de diversidad en unidades y ecosistemas del paisaje ejidal. Letras diferentes dentro de una fila indican diferencias significativas entre unidades (Tukey $p < 0.05$). S obs. = Riqueza observada, S esp. = Riqueza esperada, Ind. Reg. = Individuos registrados, H' = Diversidad de Shannon-Wiener, D = Dominancia de Simpson, E = Equitatividad de Pielou, Media = Promedios de los índices por grupo, Efi. = Eficiencia en la detección (%). GB = Grupo Biológico: Arb = Árboles, Marip = Nymphalidae frugívoras, Gast = Gasterópodos, Total = Total de especies.

		Unidades de paisaje								Ecosistema	
	GB	PAD	AL	AJ	AM	RE _{AM}	RE _{AJ}	RE _{PAD}	REL	MA	RE
S obs.	Árb	18 ^d	57 ^c	74 ^{bc}	92 ^{abc}	88 ^a	86 ^a	83 ^a	83 ^{ab}	128 ^a	124 ^a
	Aves	85 ^a	75 ^a	108 ^a	112 ^a	117 ^a	111 ^a	114 ^a	98 ^a	173 ^a	169 ^a
	Marip	30 ^{ab}	33 ^{ab}	49 ^{ab}	40 ^{ab}	36 ^{ab}	34 ^b	27 ^b	36 ^b	65 ^a	51 ^b
	Gast	14 ^b	33 ^a	34 ^a	35 ^a	30 ^a	32 ^a	31 ^a	30 ^a	45 ^a	41 ^a
	Total	147	198	265	279	271	263	255	247	411	385

		Unidades de paisaje								Ecomosaico	
	GB	PAD	AL	AJ	AM	RE _{AM}	RE _{AJ}	RE _{PAD}	REL	MA	RE
S esp.	Árb	55	118	152	150	126	114	118	123	167	141
	Aves	104	94	135	142	166	142	151	133	193	191
	Marip	37	43	61	53	50	45	32	50	75	62
	Gast	30	48	43	41	35	39	38	35	42	39
	Total	226	303	291	386	377	340	339	341	477	433
Ind.	Árb	38 ^b	214 ^b	617 ^a	675 ^a	687 ^a	736 ^a	653 ^a	501 ^a	1544 ^b	2577 ^a
Reg.	Aves	1077 ^a	693 ^b	743 ^b	659 ^b	469 ^b	561 ^b	571 ^b	449 ^b	3172 ^a	2050 ^a
	Marip	461 ^a	523 ^a	454 ^a	228 ^b	176 ^b	193 ^b	176 ^b	194 ^b	1666 ^a	739 ^b
	Gast	28 ^c	162 ^b	238 ^{ab}	291 ^a	255 ^{ab}	267 ^{ab}	239 ^{ab}	302 ^a	719 ^b	1063 ^a
H´	Árb	2.66	3.43	3.21	3.68	3.74	3.84	3.73	3.58	3.86	3.93
	Aves	3.16	3.50	4.07	4.17	4.33	4.23	4.28	4.1	4.09	4.46
	Marip	1.94	1.90	2.85	3.06	2.95	2.85	2.81	2.79	2.90	3.04
	Gast	2.43	2.94	3.04	3.17	2.98	2.96	2.95	2.94	3.18	3.03
D	Árb	0.09	0.06	0.09	0.05	0.04	0.03	0.04	0.05	0.05	0.03
	Aves	0.09	0.05	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	0.03	0.02
	Marip	0.29	0.29	0.11	0.07	0.08	0.09	0.08	0.10	0.11	0.07
	Gast	0.11	0.07	0.06	0.05	0.07	0.07	0.07	0.07	0.06	0.07
E	Árb	0.92	0.85	0.75	0.81	0.84	0.86	0.84	0.81	0.80	0.82
	Aves	0.71	0.81	0.87	0.88	0.91	0.90	0.90	0.89	0.79	0.87
	Marip	0.57	0.54	0.73	0.83	0.82	0.81	0.86	0.78	0.70	0.77
	Gast	0.92	0.84	0.86	0.89	0.88	0.85	0.86	0.87	0.84	0.82
Media	H´	2.55	2.94	3.29	3.52	3.50	3.47	3.44	3.35	3.51	3.62
	D	0.15	0.12	0.07	0.05	0.05	0.05	0.05	0.06	0.06	0.05
	E	0.78	0.76	0.80	0.85	0.86	0.86	0.87	0.84	0.78	0.82
Efi.	%	65.0	65.4	67.8	72.3	71.9	77.4	75.2	72.4	86.2	88.9

3.5.5. Ordenamiento de hábitats: Con base en los cuatro grupos biológicos, se distinguieron tres grandes tipos de hábitats: a) selva mediana, b) vegetación secundaria y, c) hábitats abiertos y fuertemente perturbados que incluyen a los potreros con árboles dispersos y los árboles en línea (Fig. 17). El primer tipo corresponde al ecosistema de selva, mientras que los dos últimos son parte de la matriz agropecuaria.

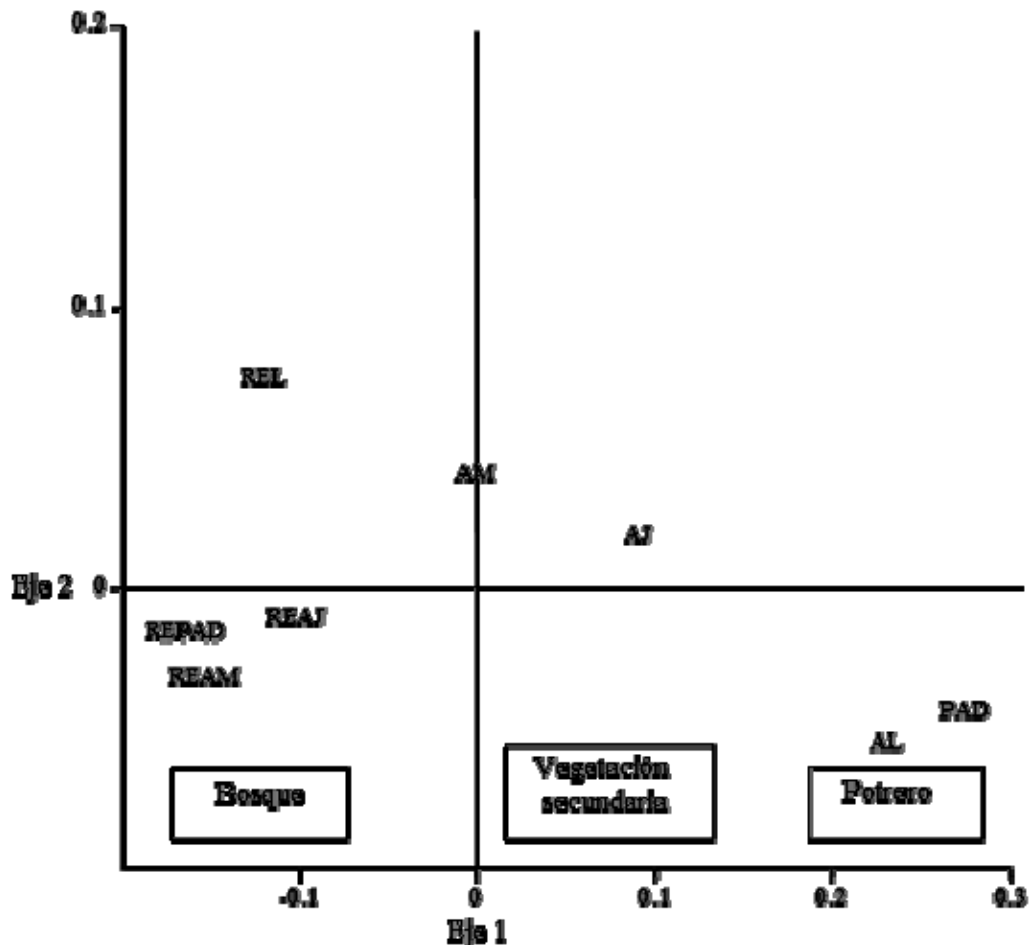


Figura 17. Ordenamiento dimensional no métrico entre unidades de paisaje en su conjunto multitaxonómico, que permite observar la agrupación de hábitats dentro del paisaje del ejido: Selva mediana subperennifolia que incluye: REAM: referente vegetación secundaria en la cima de montaña, REAJ: referente de vegetación secundaria joven en laderas, REPAD: referente de potreros en las partes planas, y REL como referente de elementos lineales de perturbación o caminos dentro de la selva. Vegetación secundaria joven y madura (AJ y AM). Potreros con árboles en línea y dispersos (AL y PAD).

La agrupación por cúmulos confirma la separación de los tres grandes tipos de hábitat arriba mencionados, tanto al analizar cada grupo biológico en particular, como cuando se incluyen todas las especies al hacer el análisis multitaxonómico. Patrón que se repite tanto en los dendrogramas con base en las abundancias relativas como con base a los datos de presencia-ausencia de las especies (Fig. 18 y Fig. 19 respectivamente).

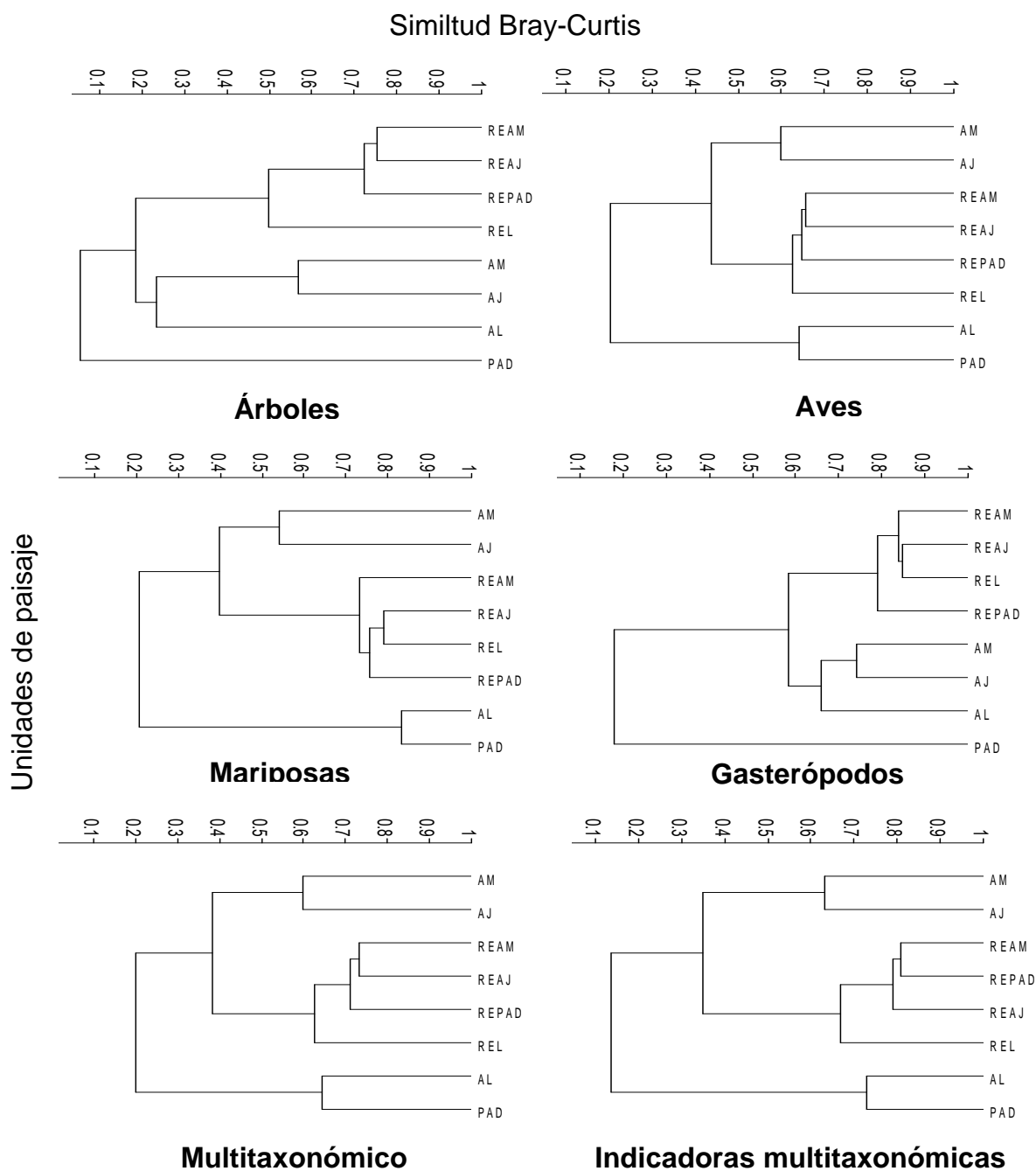


Figura 18. Dendrograma que agrupa unidades según cada grupo biológico, el ensamble multitaxonómico y las especies indicadoras multitaxonómicas con base en abundancias relativas en el ejido Niños Héroes de Chapultepec, Tenosique, Tabasco, México. AM = acahual maduro, AJ = acahual joven, AL = árboles en línea, PAD = potrero con árboles dispersos, REAM = selva referente de vegetación secundaria madura en la cima de las lomas, REAJ = selva referente de vegetación secundaria joven en laderas, REPAD = selva referente de potreros con árboles dispersos al pie de las lomas o en zonas planas, REL = perturbaciones lineales o caminos dentro de la selva.

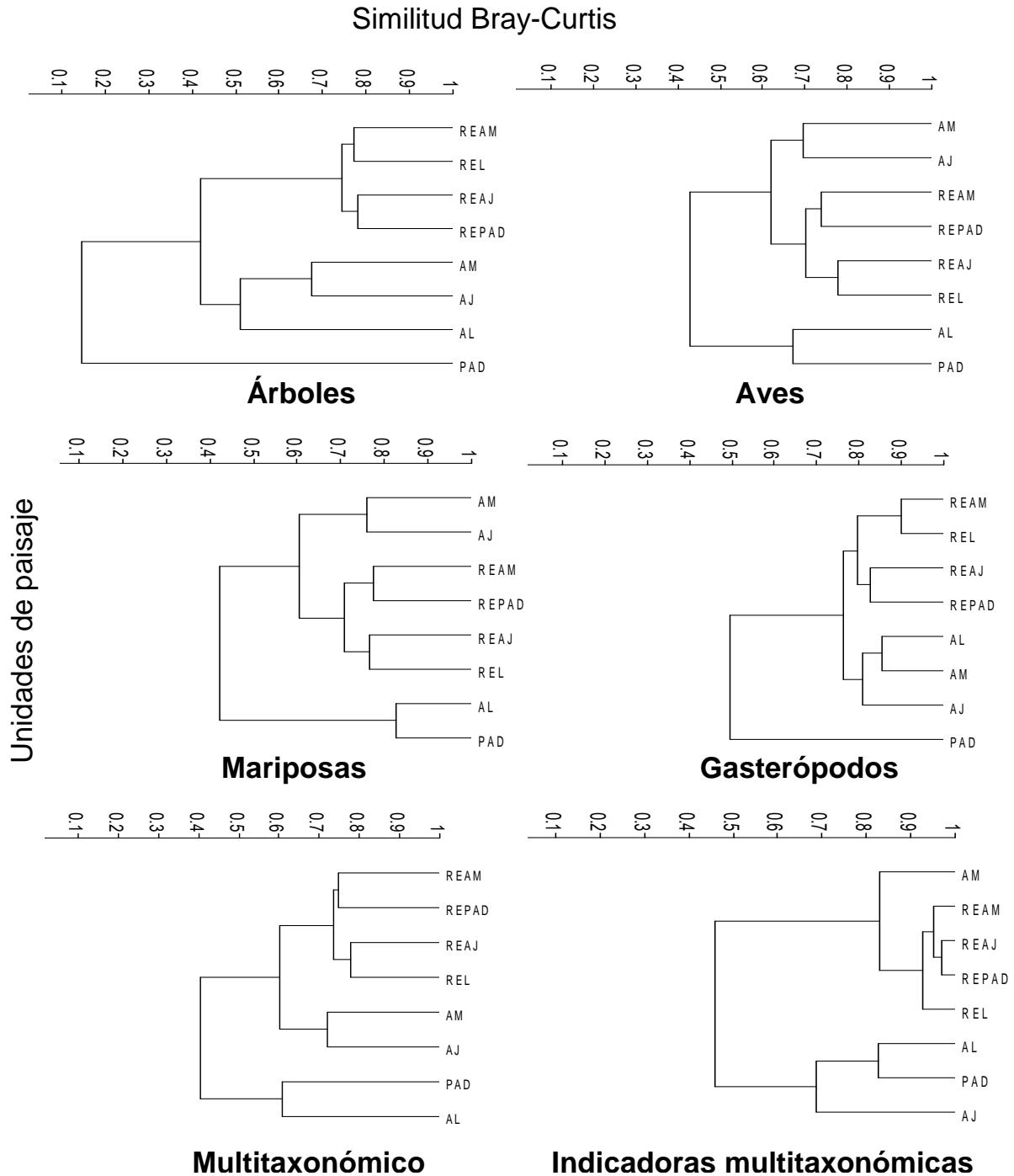


Figura 19. Dendrograma que agrupa unidades según los grupos biológicos, el ensamble multitaxonómico y las especies indicadoras con base en la presencia-ausencia de especies en el ejido Niños Héroes de Chapultepec, Tenosique, Tabasco, México. AM = acahual maduro, AJ = acahual joven, AL = árboles en línea, PAD = potrero con árboles dispersos, REAM = selva referente de vegetación secundaria madura en la cima de las lomas, REAJ = selva referente de vegetación secundaria joven en laderas, REPAD = selva referente de potreros con árboles dispersos al pie de las lomas o en zonas planas, REL = perturbaciones lineales o caminos dentro de la selva.

3.5.6. Especies indicadoras: Con excepción de los moluscos terrestres, todos los grupos biológicos mostraron al menos una especie característica para cada categoría de hábitat del paisaje (selva, vegetación secundaria o potreros). Del total de especies, 107 (21%) resultaron indicadoras de algún tipo de hábitat, de estas, 45 especies corresponden a árboles (26%), 38 a aves (18%), 14 a mariposas (18%) y diez a gasterópodos (20%; Anexo 7.11). De estas, 18 especies de árboles, 19 de aves, siete de mariposas y cinco de gasterópodos con $\text{InVal} \geq 70\%$.

En los potreros, dos especies de árboles son características, *Byrsonima crassifolia* y *Guazuma ulmifolia*, de las cuales la primera es cultivada por su fruta y la segunda es conservada por su valor forrajero. Ambas son dispersadas por agentes biológicos. Diez y ocho especies de aves resultaron características de este tipo de hábitat, destacando *Sporophila americana*, *S. torqueola*, *Tyrannus verticalis* y *Crotophaga sulcirostris* ($\text{InVal} \geq 85.2$, $p = 0.001$). Las mariposas Nymphalidae características de potreros están representadas por siete especies, de las cuales destacan *Hamadryas feronia farinulenta* y *H. laodamia saurites* ($\text{InVal} \geq 83.7$, $p = 0.001$). Ninguna especie de molusco es indicadora de este tipo de hábitat.

Ocho especies de árboles son característicos de la vegetación secundaria, sobresaliendo *Heliocarpus donnell-smithii* y *Trichospermum mexicanum* ($\text{InVal} = 90.1\%$ y 77.6% , $p = 0.001$ respectivamente). Diez especies de aves estuvieron asociadas a este hábitat, destacándose *Leptotila verreauxii* y *Ortalis vetula* ($\text{InVal} \geq 80\%$, $p = 0.001$). Las mariposas frugívoras solo fueron moderadamente características de acahuales. De las tres especies registradas como indicadoras, los biblídinos *Catonephele mexicana* y *Hamadryas amphinome mexicana* alcanzaron un $\text{InVal} \geq 61\%$ ($p \leq 0.005$). De los

gasterópodos, solamente se registraron dos especies, *Lucidela lirata* y *Drymaeus corneus* (InVal = 63.3%, y 60.7%, $p \leq 0.017$ respectivamente).

En la selva mediana, como vegetación nativa de referencia, se identificaron 35 especies de árboles características entre las que destacan *Chionanthus oblanceolatus*, *Rinorea guatemalense* y *Pouteria campechiana* (InVal $\geq 90\%$, $p = 0.001$). Las aves indicadoras de selva sumaron diez especies, y las más importantes (InVal $\geq 83\%$, $p = 0.001$) fueron las insectívoras *Lipaugus unirufus* y *Schiffornis turdinus* comunes en el sotobosque herbáceo y *Pipra mentalis* que frecuenta el estrato arbóreo bajo, seguidos por el granívoro-frugívoro del dosel *Ramphastos sulfuratus* (InVal = 81.5%, $p = 0.001$). Hubo cuatro mariposas características de selva, las Ithomiinae *Oleria victorine paula* y *Napeogenes tolosa tolosa*, la Morphinae *Caligo uranus* y la Satyrinae *Taygetis virgilia* (InVal $\geq 67.5\%$, $p \leq 0.004$). El ensamble más sensible por su escasa movilidad, el de los gasterópodos terrestres, aportó ocho especies como indicadoras de selva, sobresaliendo *Carychium exiguum* y *Helicina oweniana* (InVal = 82.6 y 80.9%, $p = 0.001$ respectivamente).

3.5.7. Correlaciones entre especies: Las correlaciones mostraron que los gasterópodos indicadores de selva: *Carychium exiguum*, *Coelocentrum turris*, *Glyphyalinia* aff. *indentata* y *Helicina oweniana* se relacionan significativamente (Pearson $p < 0.05$) con todas las demás especies indicadoras de la fauna. No obstante, la relación entre la malacofauna y la vegetación arbórea de la selva es menos consistente. Por ejemplo, *Glyphyalinia* aff. *indentata* se correlacionó con 29 especies de árboles, *Helicina oweniana* se correlacionó con 23, mientras *Carychium exiguum* lo hizo con 18 de las 35 especies de árboles de selva. A pesar de esto, en conjunto estas tres

especies se correlacionaron con todas las especies de todos los grupos biológicos característicos de la selva, excepto por tres árboles (*Aspidosperma cruentum*, *Eugenia* sp. y *Guarea glabra*). En particular *Glyphyalinia* aff. *indentata* (Zonitidae) se correlaciona con el 90% (51) de todas las especies indicadoras de la selva, con la excepción de cinco especies de árboles (*Aspidosperma cruentum*, *Eugenia* sp., *Guarea glabra*, *Pouteria* sp.1 y *Simira salvadorensis*).

3.6. Evaluación de la sustentabilidad del manejo de recursos naturales: Los sistemas de producción difieren para cada indicador del MESMIS. El criterio de autosuficiencia alimentaria (IKA) alcanza el mejor registro para los grupos domésticos que por relaciones familiares (conyugales) presentan una estrategia mixta al unir parcelas de selva con parcelas agropecuarias, logrando una mayor eficiencia económica (Cuadro 12). Tanto los grupos ganaderos como los no ganaderos presentan en algunos indicadores económicos cifras que se ubican por debajo del umbral mínimo permitido como valor sustentable en el modelo (establecido *a priori* en 2 para todas las dimensiones, criterios e indicadores). Los ganaderos obtienen el menor nivel para la capacidad de autoabasto del grupo a partir de lo que se produce en sus parcelas, pero alcanzan los valores superiores en su ingreso mensual y la diversidad productiva. Para los demás indicadores los mejores resultados fueron mostrados por los grupos domésticos mixtos.

El ejido en su conjunto alcanzó la sustentabilidad económica para la mayoría de los indicadores económicos, exceptuando en la capacidad de autoaporte del consumo del grupo por el propio sistema, resultando del estado insustentable de IKA2 reportado en promedio para los grupos ganaderos y el apenas sustentable de los no ganaderos.

Cuadro 12. Dimensión económica, criterios e indicadores de sustentabilidad en grupos domésticos productivos del ejido Niños Héroes de Chapultepec, Tenosique, Tabasco. NG = Grupo doméstico no ganadero, G = Grupo doméstico ganadero, M = Grupo doméstico mixto, E = Ejido. En negritas se indican valores promedio no sustentables (<2) para cada indicador. La definición de cada indicador se presenta en el Anexo 7.4.

		Grupos domésticos			
		NG	G	M	E
IK. Dimensión económica					
IKA	Criterio: Autosuficiencia alimentaria				
IKA1	Indicador: Diversificación de producción	3.44±.7	3.71±.5	3.67±.5	3.61
IKA2	Indicador: Consumo autosoportado	2.00±1.5	1.14±1.2	2.67±.8	1.94
IKB	Criterio: Ingreso mensual por grupo doméstico				
IKB1	Indicador: Ingreso mensual	1.33±1	2.71±1.4	2.33±1.6	2.13
IKC	Criterio: Riesgo económico				
IKC1	Indicador: Diversificación para la venta	4.00±0	3.71±.5	4.00±0	3.90
IKC2	Indicador: No. vías de comercialización	3.22±.7	3.29±.7	3.33±1	3.28
IKC3	Indicador: Depende de insumos externos	2.00±1	2.14±.4	2.17±.8	2.10

En la dimensión ecológica (Cuadro 13), nuevamente los grupos con estrategia de producción mixta fueron más exitosos, y superaron a los otros dos grupos en todos los indicadores. En este ámbito, los ejidatarios que se dedican a la agricultura de subsistencia como actividad principal (NG) también alcanzan valores sustentables para todos los indicadores ecológicos considerados.

Los grupos ganaderos fueron los menos sustentables y cinco indicadores que miden la dimensión de sustentabilidad ecológica quedaron por debajo del mínimo (Cuadro 13, figura 20).

Cuadro 13. Dimensión ecológica, criterios e indicadores de sustentabilidad en grupos domésticos productivos del ejido Niños Héroes de Chapultepec, Tenosique, Tabasco. NG = Grupo doméstico no ganadero, G = Grupo doméstico ganadero, M = Grupo doméstico mixto, E = Ejido. En negritas se indican valores no sustentables (<2) para cada indicador. La definición de cada indicador se presenta en el Anexo 7.4.

IE. Dimensión ecológica.		NG	G	M	E
IEA	Criterio: Conservación biológica				
IEA1	Indicador: Manejo de cobertura vegetal	3.44±.5	2.29±.5	4.00±0	3.03
IEA2	Indicador: Rotación del uso de la tierra	3.56±1.3	1.86±1.3	4.00±0	2.93
IEA3	Indicador: Diversidad de especies	2.78±1.6	0.43±.8	4.00±0	2.13
IEB	Criterio: Riesgo de cambio drástico en uso de suelo y eliminación de cobertura arbórea				
IEB1	Indicador: Intención cambio uso de suelo	3.00±1.3	1.86±.4	3.83±1.9	2.80
IEB2	Indicador: Cobertura terreno de parcela	3.44±.7	2.29±.5	4.00±0	3.03
IEB3	Indicador: Cobert. vegetal protege de erosión	3.22±.9	2.43±.8	4.00±0	3.07
IEC	Criterio: Manejo de la biodiversidad				
IEC1	Indicador: Biodiversidad temporal	3.44±1	1.43±1.1	4.00±0	2.70
IEC2	Indicador: Biodiversidad espacial	3.11±1.4	1.14±1.2	3.83±.4	2.50

La dimensión sociocultural presentó las mayores similitudes para los tres grupos (Cuadro 14). La educación, como indicador, muestra los valores más bajos en esta dimensión. Los grupos ganaderos expresaron una menor satisfacción respecto a sus sistemas productivos (ISCB1) así como un menor conocimiento ecológico (ISCD1). Estos dos indicadores obtuvieron una mejor puntuación en grupos mixtos y no ganaderos.

Cuadro 14. Dimensión sociocultural, criterios e indicadores de sustentabilidad en grupos domésticos productivos del ejido Niños Héroes de Chapultepec, Tenosique, Tabasco. NG = Grupo doméstico no ganadero, G = Grupo doméstico ganadero, M = Grupo doméstico mixto, E = Ejido. En negritas se indican valores no sustentables (<2) para cada indicador. Definición de indicadores se da en Anexo 7.4.

ISC. Dimensión sociocultural		NG	G	M	E
ISCA Criterio: Satisfacción de necesidades básicas					
ISCA1	Indicador: Acceso a vivienda	3.00±0	3.00±0	3.00±0	3.00
ISCA2	Indicador: Acceso a educación	1.00±0	1.00±0	1.00±0	1.00
ISCA3	Indicador: Acceso a salud	2.11±.3	2.00±0	2.17±.4	2.10
ISCA4	Indicador: Acceso servicios	3.00±0	3.00±0	3.00±0	3.00
ISCB Criterio: Aceptación del sistema de manejo					
ISCB1	Indicador: Aceptación de sistema productivo	2.89±1	2.43±1	3.17±1.6	2.93
ISCC Criterio: Integración social					
ISCC1	Indicador: Integración	3.56±.5	3.57±1.1	4.00±0	3.73
ISCD Criterio: Conciencia ecológica					
ISCD1	Indicador: Conocimiento ecológico	2.44±.5	2.14±.3	2.67±.5	2.47

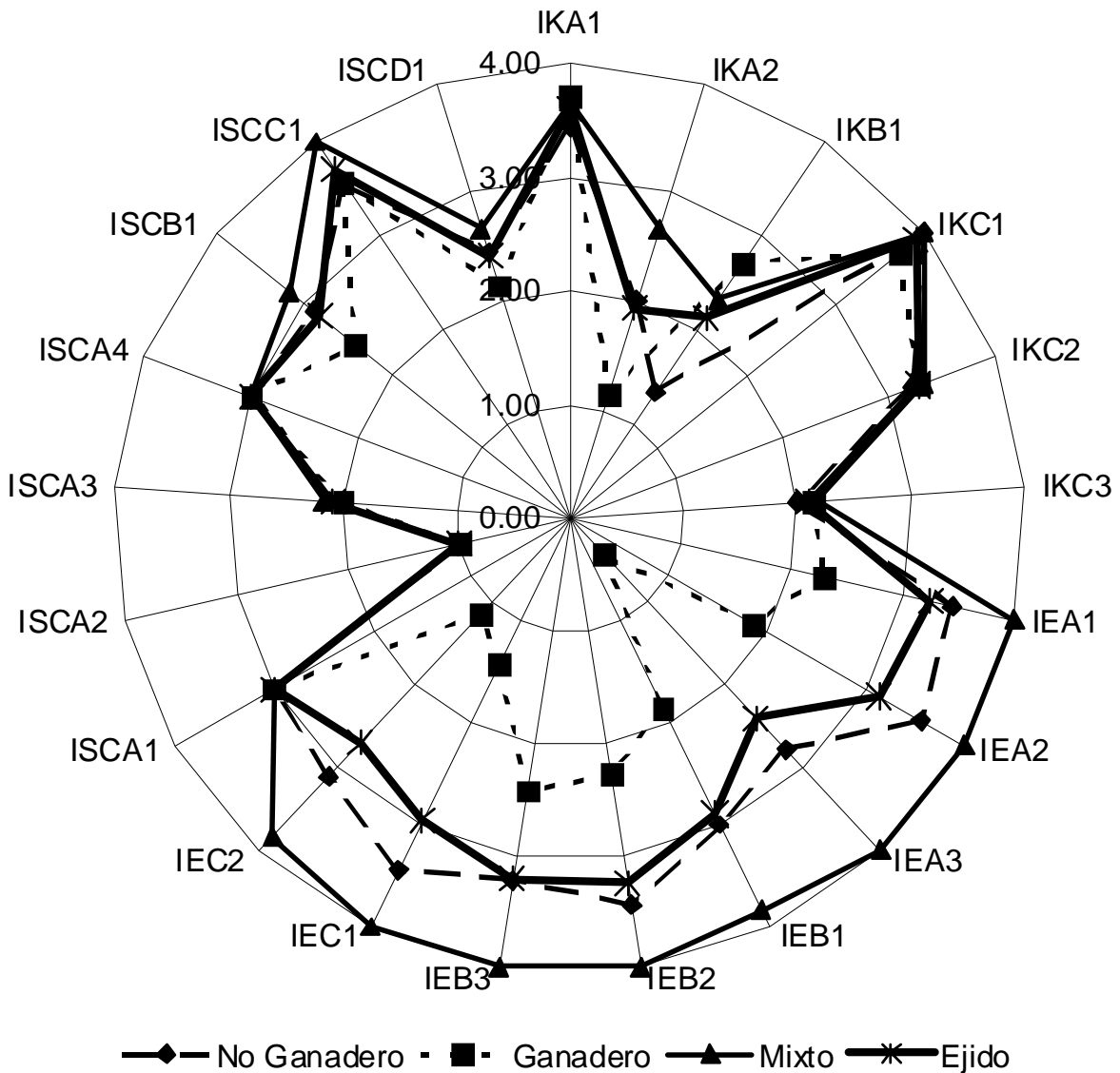


Figura 20. Valoración de indicadores de las tres dimensiones de la sustentabilidad del manejo de los recursos naturales en Niños Héroes de Chapultepec, Tenosique, Tabasco, Sureste de México. Los valores codificados con IK corresponden a indicadores que representan a la dimensión económica, aquellos que llevan el código IE representan la dimensión ecológica y los ISCA expresan la dimensión sociocultural. El modelo fue modificado de la propuesta MESMIS de Sarandón *et al.* (2006).

Tanto la dimensión económica como socio-cultural resultaron con valores estadísticamente iguales para los tres tipos de grupos domésticos ($F = 1.98$, $p = 0.165$, $F = 1.17$, $p = 0.333$ respectivamente) pero resultaron diferentes de manera significativa con base en sus resultados para la dimensión ecológica ($F = 20.88$, $p < 0.001$). Los grupos ganaderos se ubicaron según la prueba Duncan ($\alpha = 0.05$) en la categoría inferior para ésta dimensión, mientras no se encontró diferencia entre las estrategias no ganaderas y mixtas (Cuadro 15). Estos dos últimos tipos de grupos productivos mostraron además valores altos para la dimensión ecológica ($IE = 3.24$ y 3.95 respectivamente) que influyeron en los resultados globales para cada uno de ellos y que permitieron, particularmente para los grupos mixtos, alcanzar valores muy altos en la sustentabilidad ecológica con que manejan sus parcelas.

La sustentabilidad global, expresada a través del índice de sustentabilidad general (ISGen) que promedia los valores de las tres dimensiones en que se manifiesta la sustentabilidad del manejo de recursos naturales, alcanzó su máximo en aquellas parcelas manejadas por grupos con estrategia mixta de producción (Cuadro 15). Este tipo de ejidatarios superó en todas las dimensiones a los demás grupos, que fallaron en al menos una de las dimensiones de sustentabilidad medidas.

A nivel de ejido, se reporta una sustentabilidad general que supera al umbral mínimo ($ISGen_{EJIDO} = 2.76$). Al mismo tiempo se presenta un nivel bajo en la dimensión económica pero por encima del umbral de sustentabilidad ($IK_{EJIDO} = 2.63$). Las estrategias, en su conjunto, logran la sustentabilidad del manejo ejidal del territorio tanto en la dimensión ecológica ($IE_{EJIDO} = 2.95$) como en la sociocultural ($ISC_{EJIDO} = 2.69$).

Cuadro 15. Resumen de la evaluación de la sustentabilidad del manejo de recursos naturales con base en el marco MESMIS (Maserá *et al.* 1999) por parte de tres tipos de grupos domésticos identificados y para el ejido Niños Héroes de Chapultepec. IK = dimensión económica, IE = dimensión ecológica, ISC = dimensión socio-cultural, ISGen = índice de sustentabilidad general, NG = grupo doméstico no ganadero, G = grupo doméstico ganadero y, M = grupo doméstico mixto. La fórmula para el cálculo de estos valores se da en el Anexo 7.4.

Dimensión	Código	NG	G	M	Ejido
Económica	IK	2.40±.5	2.60±.5	2.90±.6	2.63
Ecológica	IE	3.24±.8 ^a	1.66±.8^b	3.95±0 ^a	2.95
Socio-cultural	ISC	2.69±.4	2.48±.7	2.90±.4	2.69
Global	ISGen	2.77±.6	2.24±.4	3.25±.5	2.76

En negritas se indican valores no sustentables (<2) para cada dimensión.

Letras distintas indican diferencias estadísticas significativas (p< 0.05)

La figura 21 muestra como destacan los grupos mixtos en sustentabilidad, pero a la vez permite observar que también la estrategia agrícola de subsistencia o estrategia no ganadera (NG) muestra tendencias hacia la sustentabilidad al menos en un nivel de moderado a alto. La estrategia productiva ganadera es la más débil de las opciones para los tres grandes ejes de la evaluación MESMIS aplicada en Niños Héroes de Chapultepec, Tenosique, Tabasco, México, pero aun así, al manejar sus potreros con abundantes árboles dispersos y en línea, además de conservar la estrategia de huertos diversificados, junto a su moderado desempeño económico logran la sustentabilidad global. No obstante, al fallar en una de las dimensiones, la ecológica, no se puede asignar la categoría de sustentable al manejo de los recursos naturales bajo esa estrategia productiva.

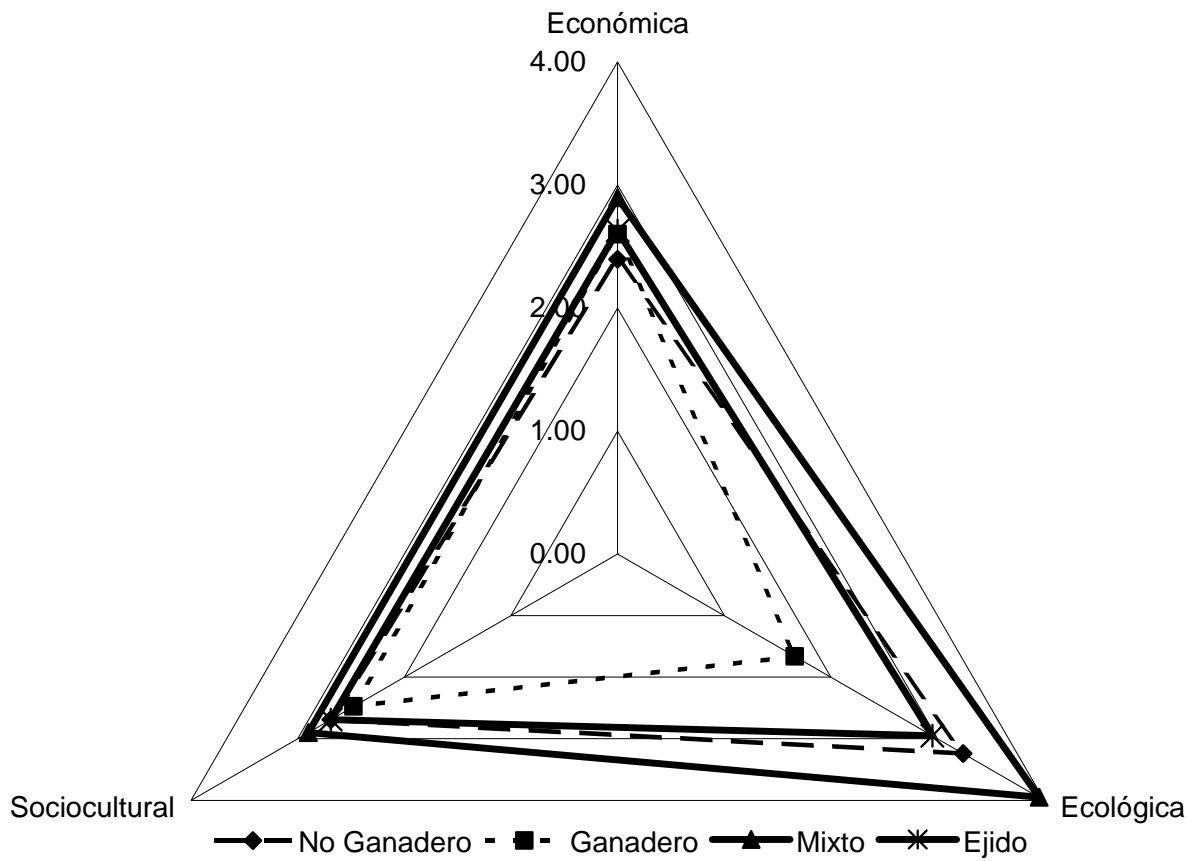


Figura 21. Expresión tridimensional de la sustentabilidad de tres tipos de estrategias de manejo que han desarrollado los grupos domésticos del ejido Niños Héroes de Chapultepec, Tenosique, Tabasco, sobre de sus recursos naturales. Los vértices miden las dimensiones económica, ecológica y sociocultural de la sustentabilidad.

IV. DISCUSIÓN

4.1. Flora arbórea

4.1.1. Eficiencia de muestreo: El muestreo es aceptable pues se identificó hasta el 87% de las especies arbóreas esperadas. Con base en las curvas de acumulación, podemos evaluar que las parcelas de selva en 0.1 ha contienen ≥ 42 especies lo cual es similar a lo encontrado por Williams-Linera y Lorea (2009). Ochoa-Gaona y Domínguez-Vázquez (2000) reportan 192 especies de árboles en Chajul que es parte de la Selva Lacandona, el cual es similar al total de especies arbóreas registradas en este estudio.

4.1.2. Estructura: Se encontraron diferencias estructurales entre las unidades del paisaje, las que se deben en gran medida al efecto de la diferente cobertura arbórea, teniendo como extremos de menor cobertura a los potreros con árboles dispersos y como de mayor a las de selva. El área basal y las densidades encontradas en la selva y acahuales son comparables o superiores a las que presentan las selvas y vegetación secundaria en la Amazonía (Vieira *et al.* 2003), los bosques neotropicales montanos en Bolivia (Araujo-Murakami *et al.* 2005), los de tierras bajas en Ecuador (Korning y Balslev 1994) o los obtenidos en la Selva Lacandona por Ochoa-Gaona *et al.* (2007).

Las unidades de vegetación secundaria o acahuales maduros son elementos del paisaje intermedios entre los dos ecosistemas (Martin *et al.* 2004). La estructura de estos acahuales maduros, genera condiciones básicas de cobertura y altura de la vegetación que facilitan la colonización, el establecimiento de plántulas y el desarrollo de juveniles de las especies leñosas nativas del interior de la selva (Ochoa-Gaona *et al.* 2007).

4.1.3. Diversidad alfa: Las 124 especies de árboles reportados para la selva en este estudio superan a las reportadas por Ochoa-Gaona *et al.* (2008) realizado en la misma zona, pero similar a las 135 especies registradas por Sandoval (1999) en el Parque Nacional Laguna El Tigre, Petén, Guatemala, a las 119 reportadas por Ochoa-Gaona *et al.* (2007) en la Selva Lacandona, Chiapas, las 131 por Godínez-Ibarra y López-Mata (2002) en Veracruz, y las 128 por Zamora-Crescencio *et al.* (2008) en selva mediana subcaducifolia de Yucatán, todas éstas últimas en México. Pero es inferior al reporte de Levy-Tacher *et al.* (2006) quien registra 178 especies en la Selva Lacandona. En Belice, se encontró una riqueza de 33 hasta 43 especies arbóreas con DAP ≥ 5 en cuatro ambientes diferentes identificados dentro de selva húmeda utilizando transectos de 0.1 ha., lo que resulta aproximado a nuestros datos en áreas iguales (Brewer *et al.* 2003).

Al analizar la diversidad y riqueza de especies arbóreas en las unidades por separado se observa un gran contraste, especialmente cuando se comparan unidades extremas como son las selvas y los potreros. Sin embargo, al analizar el sistema como un todo, se percibe que en conjunto los ecosistemas de matriz y selva comparten 50% de su ensamble. La riqueza de especies difiere entre las unidades como un resultado directo del manejo agropecuario de la parcela ejidal, lo que coincide con estudios conducidos a nivel de unidad de manejo o subsistema productivo (Guevara *et al.* 1992, Harvey y Haber 1999, Schulze *et al.* 2004, Schroth *et al.* 2005). En este estudio, al considerar de manera integral todo el paisaje, incluyendo áreas de conservación y de manejo - que corresponde a la realidad ejidal - puede observarse que la matriz agropecuaria complementa los remanentes de selva, mostrando su capacidad de sostener alta diversidad arbórea, como sugieren Vandemeer y Perfecto (2007). Lo anterior se confirma observando los altos valores obtenidos para el índice de Shannon-

Wiener en todas las unidades de la matriz, superiores a los reportados por Pérez *et al.* (2005) en agropaisajes del trópico húmedo y similares a los de Godínez-Ibarra y López-Mata (2002), Tun-Dzul (2007), Castro-Luna (2007) y Zamora-Crescencio *et al.* (2008) para selvas tropicales del sur y sureste de México.

El índice Simpson muestra que no hay dominancia de especies ($D < 0.11$ para la mayoría de los casos), lo que es reafirmado por la alta equitatividad ($E > .70$ en la mayoría de los casos) que se detecta dentro de las comunidades arbóreas en las unidades de paisaje del ejido. Los acahuales incrementan la diversidad de especies de la matriz, pero esta se diferencia de la comunidad arbórea característica de la selva, por lo que resulta imprescindible mantener la selva remanente como reserva dentro del paisaje ejidal.

4.1.4. Diversidad beta

4.1.4.1. Composición: La composición de las comunidades arbóreas, es muestra de que el manejo ejidal aún logra sostener una flora nativa diversa a escala de paisaje. Las unidades de selva comparten 40% de su ensamble con los acahuales. Esto, puede ser producto tanto de la perturbación humana dentro de la selva como del papel de los acahuales maduros que con el tiempo pueden captar una proporción importante de las especies arbóreas nativas. Esto es factible, debido a la cercanía de éste paisaje con los remanentes de selva. En este sentido, Ochoa-Gaona *et al.* (2007) indican que a mayor tiempo de desarrollo de la vegetación secundaria sobre las tierras bajo uso agropecuario, mayor es la capacidad de los acahuales para permitir el establecimiento de especies nativas con mayores requerimientos de humedad y sombra. Producto de esto, alrededor de 50% de las especies se comparten entre la matriz y la selva y solo 25% se encontró respectivamente en cada uno de los dos ecosistemas.

Las especies del dosel son prácticamente las mismas que señala Wendt (1998) para Tabasco y Chiapas, y muy similares a la composición de especies y familias descrita por Sandoval (1999) en el Petén, Guatemala y por Godínez-Ibarra y López-Mata (2002) en diversas selvas del trópico americano. Muchas de estas especies son propias de bosque maduro (Ochoa-Gaona *et al.* 2007). La composición y diversidad arbórea en el ejido resultan de la forma en que éste ha sido manejado, que incluye la conservación de una reserva ejidal compacta de selva, además de remanentes de selva inmersos en la matriz agropecuaria. Esta última a su vez es heterogénea.

Los pastizales conservan una proporción importante de especies, debido a que por el manejo se dejan árboles nativos y se siembran árboles dispersos para sombra y otros usos del ganado. Otra práctica de manejo que ayuda a mantener diversidad en los potreros es que éstos se delimitan mediante cercos vivos en los cuales se registraron 33% de las especies, incluyendo exóticas (Anexo 7.7). Se ha demostrado que los cercos vivos funcionan como corredores biológicos para algunos mamíferos pequeños, aves y otros organismos (Fahrig y Merriam 1985, 1994, Opdam *et al.* 1993, MacDonald 2003).

4.1.4.2. Respuesta de grupos funcionales: Por forma de dispersión, las especies arbóreas del ejido son zoocoras (128 spp., 74 %), anemocoras (29 spp., 17%) y autocoras (12 spp., 7%) en orden decreciente, patrón registrado en vegetación ribereña (Budke *et al.* 2005), fragmentos de selva (Kinoshita *et al.* 2006), en sabanas estacionales (Silva *et al.* 2009), y la selva cálido-húmeda de Veracruz (Ibarra-Manríquez *et al.* 1991). Las especies zoocoras se encontraron asociadas a la selva mediana y a vegetación secundaria, que son hábitats con cobertura arbórea más estable, tal como lo sugieren Fleming *et al.* (1987). En el paisaje del ejido una importante fracción de la

masto y ornitofauna está ligada a la flora arbórea. Evidencia de esto, es la abundancia de plántulas y juveniles de árboles zoocoros registrados en la selva, la vegetación secundaria y en algunas líneas de árboles. Por otro lado, mecanismos de dispersión menos dependientes de la fauna, como la anemocoria y la autocoria tienden a ser más frecuentes en las especies presentes en las unidades de la matriz agropecuaria con mayor grado de alteración (AL y PAD).

Por tipo de árbol, las especies arbóreas persistentes, las arbóreas emergentes, los arbustos, las palmas y lianas (DAP ≥ 5 cm) que predominan en la selva y acahuales indican estabilidad. Las especies pioneras predominan en unidades de árboles en línea y en potreros, pero también están presentes en las veredas dentro de la selva, y muestran el efecto de la perturbación humana sobre el ensamble original, que inicia procesos de sucesión vegetal similares a los que ocurren dentro de los claros de la selva (Brokaw 1985, Fahey y Puettmann 2007).

La estructura y distribución de la diversidad de árboles en el paisaje estudiado está determinada por el manejo humano, y los ecosistemas resultantes muestran complementariedad. El que la matriz contenga un número de especies similar al de la selva y el que se compartan casi 50% de las especies, está relacionada con el hecho de que los campesinos mantienen áreas de reserva de selva tanto como un núcleo compacto, como fragmentos de la misma distribuidos a través del paisaje. Esto permite que las parcelas de uso agropecuario queden adyacentes a estas y por dispersión sean enriquecidas con especies arbóreas propias de los bosques.

Los acahuales durante su desarrollo van generando condiciones básicas de cobertura y altura de la vegetación que facilitan la colonización, el establecimiento de plántulas y el desarrollo de juveniles de las especies leñosas nativas del interior de la

selva (Ochoa-Gaona *et al.* 2007) muchas de ellas zoocoras. Esta característica se extiende a los potreros, donde los árboles remanentes y los cercos vivos, que incluyen especies propias de las selvas, enriquecen la matriz del paisaje, tal como sugieren Guevara *et al.* (1992) y Jobbágy *et al.* (2006) y funcionan como áreas de colonización inicial por las pioneras y otros grupos funcionales de árboles que avanzan sobre la matriz agropecuaria.

4.2. Ornitofauna

4.2.1. Eficiencia de muestreo: el muestreo de la avifauna fue eficiente, logrando capturar especies raras del interior de la selva e incluso algunas amenazadas según la NOM-059-ECOL-2001 (DOF 2002). Entre las especies registradas en el ejido que se encontraron bajo la categoría de amenazadas están *Accipiter bicolor* (Accipitridae), *Amazona farinosa*, *Aratinga holochlora*, *A. nana*, *Pionus senilis* (Psittacidae), *Trogon massena* (Trogonidae), *Hylomanes momotula* (Momotidae), *Rhampastos sulfuratus* (Ramphastidae), *Galbula ruficauda* (Galbulidae) *Automolus rubiginosus* (Furnariidae) y *Onychorhynchus coronatus* (Tyrannidae). Las especies sujetas a protección especial según la NOM-059 en el ejido incluyeron a *Buteogallus urubitinga*, *Chondrohierax uncinatus*, *Elanoides forficatus*, *Leucopternis albicollis* (Accipitridae), *Campylopterus rufus*, *Heliomaster longirostris* (Trochilidae), *Tinamus major*, *Crypturellus soui*, *C. boucardi* (Tinamidae), *Dactylortyx thoracicus*, *Odontophorus guttatus* (Phasianidae), *Columba nigrirostris* (Columbidae), *Campephilus guatemalensis* (Picidae), *Automolus ochrolaemus*, *Xenops minutus*, *Sclerurus guatemalensis* (Furnariidae), *Dendrocincla anabatina*, *Glyphorhynchus spirurus* (Dendrocolaptidae), *Dysithamnus mentalis*, *Thamnistes anabatinus* (Formicariidae), *Ornithion semiflavum*, *Platyrinchus cancrominus*, *Terenotriccus erythrurus* (Tyrannidae), *Manacus candei* (Cotingidae),

Polioptila plumbea (Sylviidae), *Catharus mexicanus*, *Myadestes occidentalis* (Turdidae), *Euphonia gouldi*, *Lanio aurantius* (Emberizidae) y *Psarocolius montezuma* (Icteridae). En peligro de extinción según la NOM-059 se identificaron a *Sarcoramphus papa* (Cathartidae) y *Crax rubra* (Cracidae).

4.2.2. Estructura y relaciones estadísticas: Los potreros con árboles dispersos son las unidades que causan la distinción estadística entre unidades de paisaje y ecosmosaicos. Si se excluyera a los PAD del análisis, las diferencias entre las unidades que representan a la matriz agropecuaria y las que representan a la selva mediana subperennifolia no resultarían significativas, lo que indicaría una semejanza en la composición de especies de la selva respecto a la matriz agrícola, fundamentada en la presencia del acahual como parte del sistema de roza-tumba-quema o más adecuadamente, por la presencia del sistema milpa con descanso o barbecho prolongado dentro del ejido. El reemplazo del sistema milpa y los métodos agrícolas tradicionales por otros sistemas menos adecuados a las condiciones tropicales como los sistemas de ganadería extensiva tienden a simplificar estructural y ecológicamente el paisaje (Romero-Romero *et al.* 2000) eliminando los árboles para establecer potreros, disminuyendo el número y tipo de hábitats disponibles en esas áreas.

La correlación negativa entre abundancia de aves y altura, estratos de vegetación y cobertura del dosel parece indicar que es éste parámetro poblacional el que se ve afectado con los cambios estructurales observados entre ecosmosaicos y entre sus respectivas unidades de paisaje. Esto puede deberse a que en ambientes de estructura más compleja como la selva o los acahuales predominan las aves solitarias, mientras en hábitats abiertos la avifauna tiende a ser más abundante porque muchas especies son gregarias y forman grupos o bandadas numerosas (Howell y Webb 2005).

4.2.3. Diversidad alfa: La riqueza total del ejido NHC, 218 especies de aves, fue ligeramente menor que las 225 especies que reportara Ramírez-Albores (2010) para la Depresión Central de Chiapas. Aún más amplia es la diferencia entre la riqueza de aves del ejido y la del noroccidente de Chiapas (272 especies; González-Ortega *et al.* 2003). Se registró una riqueza de especies superior a la reportada por Grosselet y Burcsu (2005) para Sierra Juárez, Oaxaca (132 especies en total, 105 residentes), por Almazán-Núñez y Navarro (2006) en la cuenca del Río Balsas, Estado de Guerrero (164 especies) y por Martínez-Morales (2007) en el norte de Hidalgo (181 especies).

Los ensambles difieren por efecto del manejo ejidal y coincidiendo con Farina (1997), la matriz resulta el ecomosaico más rico en especies, probablemente debido a la diversidad estructural de ésta, ya que se incluyen vegetación secundaria de diferentes edades donde muchas especies de la selva encuentran refugio, así como áreas abiertas (pastizales) que favorecen a las especies insectívoras y granívoras, y los estanques o abrevaderos que atraen aves acuáticas que no frecuentan la selva. Cerezo *et al.* (2009) mencionan que las cercas vivas del Caribe de Guatemala presentaban un mayor número de especies que la selva, mientras que en el ejido registró el menor número de especies.

La riqueza de especies de selva en el ejido (170 especies) fue mayor que la reportada por Ramírez-Albores (2006) para la Reserva de Biósfera Montes Azules (133 especies) y similar a la reportada por Ramírez-Albores (2010) en un bosque tropical caducifolio de la Depresión Central de Chiapas (178 especies). También supera los registros obtenidos por Arriaga-Weiss *et al.* (2008) en los bosques de los Municipios de Teapa y Tacotalpa, Tabasco (125 especies residentes).

Los índices de diversidad superaron a los reportados por Ramírez-Albores (2010) en Chiapas (máximo valor del índice Shannon $H' = 3.39$) y Almazán-Núñez *et al.* (2009) en el centro de Guerrero (máximo valor del índice Shannon $H' = 3.97$) y en general representaron una alta riqueza (*sensu* Ramírez 2006). Incluso la avifauna asociada a los potreros con árboles dispersos y en línea fue alta, y éstos alojaron en conjunto 49% de la avifauna del ejido, una proporción similar al reportado por Ramírez-Albores (2010) en Chiapas. Los árboles en línea y dispersos en los potreros albergaron una avifauna similar a la registrada por Lang *et al.* (2003) en Río Frío, Costa Rica, y superior a aquellas reportadas por Cárdenas *et al.* (2003) en cercas vivas, potreros con árboles, áreas de vegetación secundaria y con bosques de Cañas, Costa Rica.

Coincidiendo con Develey y Stouffer (2001), en la selva estudiada se encontró un efecto debido a la perturbación lineal ocasionada por los caminos de acceso de personas al interior de la selva y el tránsito de éstas y sus animales de compañía o trabajo. En estas unidades de selva perturbada la riqueza de especies de aves disminuyó (99 especies) respecto a la selva no perturbada (112, 115 y 118 especies en la cima de montañas, laderas y partes planas dentro de la selva respectivamente). Los caminos son formados por eliminación de árboles y del sotobosque, lo que en las áreas afectadas disminuye los sitios donde las aves pueden encontrar refugio o alimento.

La correlación negativa entre abundancia de aves y las variables estructurales altura y cobertura del dosel, indican que éste parámetro poblacional, junto a la composición de especies, se ve afectado significativamente por las modificaciones al hábitat de selva, infringidas por la actividad agropecuaria. Esta tiende a simplificar la estructura al suprimir los árboles del dosel y favorecer a los árboles pioneros, de porte

más bajo, aumentando el espaciamiento entre un árbol y otro, disminuyendo así la cobertura y densidad forestal.

La pérdida de cobertura de bosque primario o secundario y la ampliación del área de potreros favorecen a las aves gregarias o que viven en grupos, comunes en áreas abiertas, que por sus altos números de parvada hacen que se incremente la abundancia de aves en los sitios abiertos del paisaje. Por otro lado, los acahuales y los fragmentos de selva albergan a las aves con tendencias solitarias propias del hábitat forestal, en particular a las especialistas del interior de la selva, que tienden además a ser raras (Howell y Webb 2005).

Coincidiendo con MacNally *et al.* (2002), se encontró mayor riqueza y abundancia de aves en la época seca. Esto probablemente se deba a cambios en las rutas migratorias de retorno o a la ocurrencia de patrones de migración local, como se observó en muchas Psittacidae, Trochilidae o Tyrannidae, ausentes durante el periodo de lluvias.

4.2.4. Diversidad beta: De manera semejante a lo que mencionan Fleishman *et al.* (2002), hubo grupos de aves que se asociaron particularmente a una tipología de hábitats. El impacto del manejo sobre la composición de los ensambles en el paisaje induce a una separación entre comunidades de aves de selva de las presentes en la matriz. El patrón de ensambles se mantuvo incluso entre la estación seca y la lluviosa. En ambos casos los Tyrannidae (*Tyrannus* spp., *Pitangus sulfuratus* o *Myiarchus* spp.) junto a especies como *Crotophaga sulcirostris* o *Turdus grayii* resultan estrechamente asociados a ecosistemas abiertos (potreros). Otras como *Schiffornis turdinus* y *Lipaugus unirufus* especies cazadoras del sotobosque o *Formicarius nigricapillus* cazadora sobre la superficie del suelo y la hojarasca, están asociadas a la mayor altura

del dosel y del mayor número de estratos de vegetación, así como a temperaturas menores dentro de la selva y de acahuales maduros, tal y como lo sugieren Vielliard *et al.* (2000), Hill y Hamer (2004) y Watling y Donnelly (2006).

De acuerdo con Tews *et al.* (2004) y Cerezo *et al.* (2009), la matriz agropecuaria del ejido es capaz de sostener comunidades importantes de aves, debido a su diversidad estructural. En el paisaje, las riquezas y abundancias están más próximas entre los dos ecosistemas por efecto de la presencia de acahuales en la matriz que funcionan como hábitats intermedios entre los contrastes de los pastizales y la selva mediana. El impacto del manejo sobre la diversidad, convergiendo con Fletcher y Hutto (2008), se debe más a los efectos producidos a escala de unidades que de ecosistemas del paisaje. La ornitofauna, tiende a modificarse por la variación de características estructurales, como suponen Atauri y De Lucio (2001). Así las unidades con menor número de especies de aves del ejido tienen la estructura de vegetación más abierta y con menos densidad de árboles o estratos de vegetación.

El patrón es similar al reportado por Cerezo *et al.* (2009) en el Caribe de Guatemala y por Ramírez-Albores (2010) en la Depresión Central de Chiapas, México, quienes encontraron 89 y 76 especies respectivamente en cercos vivos (76 especies para ese tipo de unidades en el paisaje estudiado en Tabasco), así como 70 y 51 especies en pastizales contra 85 especies detectadas en el ejido, mientras identificaban 133 y 185 especies de aves de selva, cifras cercanas a las 170 que se hallaron en la selva, e incluso a las 173 reportadas en la matriz agropecuaria del paisaje.

Coincidiendo con Andrade y Rubio-Torgler (1994), las unidades de vegetación secundaria de la matriz agropecuaria, permitieron una riqueza de aves similar a la de la selva, aunque diferente en composición. Al respecto Ramírez-Albores (2010) reporta

128 especies asociadas a vegetación secundaria de Chiapas, riqueza similar a las 144 identificadas en este mismo tipo de hábitats en el paisaje estudiado en Tabasco. Entre los ecosistemas del paisaje, no hay diferencias en cuanto a riqueza. Sin embargo, el actual ensamblaje biológico del ejido podría ser afectado debido a un impacto drástico (Fletcher y Hutto 2008), como la praderización de todo el paisaje, que constituye actualmente la principal amenaza para las selvas de esta región (Isaac-Márquez *et al.* 2005).

Como indican Castelletta *et al.* (2000) la sobrevivencia de varias especies de aves depende de grandes fragmentos de selvas protegidas. Este es el caso de *Crax rubra* o *Xiphorhynchus flavigaster* habitantes de los remanentes de selva del ejido. Pero además, concordando con Lehouk *et al.* (2009), también las características propias de la matriz agropecuaria y su diversidad estructural brindan refugio y alimentos a un ensamblaje importante de aves. De hecho, en la zona de estudio, la avifauna presenta algunas especies características de la matriz y otras a la selva. Esto se extendió, coincidiendo Gray *et al.* (2007), a los gremios alimenticios.

Los resultados difieren de los de Daily *et al.* (2001) quienes encontraron que en un paisaje costarricense conformado por dos ecosistemas, hábitats cerrados (selva mediana) y hábitats abiertos (matriz agropecuaria), 149 (55%) de las 272 especies de aves identificadas eran características exclusivas de la selva, mientras solamente un 23% (63 especies) eran propias de la matriz, existiendo un 20% de aves compartidas por ambos ecosistemas (60 especies). En el caso del paisaje tabasqueño estudiado, la avifauna compartida ocupa una proporción mayor (125 especies, 57%), mientras que 43 especies (20%) fueron exclusivamente características de la selva y 49 especies (23%) resultaron características de la matriz.

Las aves de la selva estuvieron bien representadas en la reserva del ejido destacando los gremios PM (*Xiphorhynchus flavigaster*, *Xenops minutus*, *Sittasomus griseicapillus*), OA (*Trogon massena*), PAM (*Pipra mentalis*), N (Trochilidae), S (*Henicorhina* spp., *Thryothorus* spp., *Microcerculus philomela*) o TP (*Myiopagis viridicata*, *Mitrephanes phaeocercus*, *Onychorhynchus coronatus*, *Terenotriccus erythrurus*, *Tyranniscus vilissimus*). No obstante, se detectaron gremios con especies especialistas de la selva, como CRO (*Campephilus guatemalensis*, *Dryocopus lineatus*, *Piculus rubiginosus*), GFT (*Ortalis vetula*) y GFA (Psittacidae), que tuvieron buena representación en la vegetación secundaria (ver métodos para el significado de las siglas).

Los omnívoros (*Cyanocorax morio*), rapaces (Accipitridae, Falconidae) y tiránidos grandes (*Myiarchus* spp., *Tyrannus* spp.) predominaron, junto a los cazadores acuáticos y carroñeros en las unidades abiertas (potreros y líneas de árboles). En el caso de las rapaces, los resultados contrastan con Arriaga-Weiss *et al.* (2008) quienes encontraron una mayor presencia del gremio en grandes fragmentos de selva, mientras en el ejido frecuentaron la matriz agropecuaria. Una probable causa es que en los hábitats abiertos se mejoran las probabilidades de capturar presas (Bildstein y Zalles 2001, Filloy y Bellocq 2007).

Algunas rapaces como *Chondrohierax uncinatus* y *Buteo magnirostris* fueron avistadas en la época seca, contrario a lo reportado por Vázquez-Pérez *et al.* (2009) quienes en la Reserva de la Biósfera Selva El Ocote, Chiapas, observaron una mayor frecuencia de estas aves en la época de lluvias. En ese mismo ejemplo, y de manera similar, la mayor riqueza de rapaces se presentó en áreas perturbadas (zona de amortiguamiento). Por otro lado, en coincidencia con Martin *et al.* (2009), la presencia

de árboles aislados o en línea dentro o adyacentes a los potreros, permiten que aves de los gremios OM y TG mejoren su capacidad de detección de presas al quedar éstas descubiertas al moverse a través de las pasturas abiertas. En otro contexto, estas unidades de paisaje operan como refugios para las aves del gremio GFT, que las protegen de depredadores.

El reemplazo de especies tiene ejemplo en el ejido con Trochilidae, y las especies de selva *Campylopterus rufus*, *Eupherusa eximia* y *Threnetes ruckeri* encontradas en la selva, son reemplazadas por especies típicas de sabanas *Heliomaster longirostris*, *Amazilia tzacatl*, *A. yucatanensis* y *Chlorostilbon canivetii* encontradas en la matriz. El efecto de refugio debido a la heterogeneidad matricial, principalmente por la persistente práctica tradicional del descanso prolongado de la tierra en el paisaje del ejido, y lo arbolado de los potreros resulta complementario a los ecosistemas de selva, tal como sugieren Shankar-Raman *et al.* (1998) y Castellón y Sieving (2006).

Coincidiendo con Rangel-Salazar *et al.* (2009), se observó que especies extirpadas de otros paisajes similares como *Crax rubra* o *Pachyramphus cinnamomeus* (Patten *et al.* 2010), existen en el ejido debido a la calidad ecológica de su paisaje. Para *Crax rubra*, especie de gran valor cinegético, se puede afirmar que es la calidad del hábitat de selva remanente así como los acahuales maduros lo que facilita su supervivencia (Martínez-Sánchez 1987, Rocha-Gutiérrez *et al.* 2009). El paisaje bajo estudio cumple con algunas de las sugerencias que Martínez-Ramos y García-Orth (2007) hacen sobre cómo lograr el manejo ecológicamente sustentable de los bosques tropicales, que supone combinar reservas de bosque con matrices manejadas

incluyendo el componente forestal en los pastizales y la sucesión vegetal arbórea en zonas de manejo agrícola.

La semejanza entre los ensamblajes de la matriz agropecuaria y de la selva dentro del paisaje bajo estudio resulta notable. No obstante, si la reserva de selva mediana desapareciera se extinguirían con ella las especies restringidas a ese tipo de hábitat en la zona, especialmente los de estrecho rango de distribución (Sodhi *et al.*, 2009), quedando solo la fracción de avifauna adaptada a la agricultura y la ganadería. La calidad ecológica del paisaje está asociada indisolublemente a la conservación de una reserva de selva continua dentro del territorio manejado por la comunidad del ejido.

4.3. Nymphalidae

4.3.1. Eficiencia de muestreo: El total de 77 especies de Nymphalidae frugívoras capturadas queda comprendido entre las 128 especies obtenidas por DeVries y Walla (2001) en Ecuador y muy cercano al máximo de 79 especies reportado en Tabasco para una sola localidad (Villegas-Segura 1998) pudiendo entonces asumir que el muestreo fue suficientemente exhaustivo como para hacer inferencias válidas sobre el ensamble del ejido.

4.3.2. Estructura: Las selvas y vegetación secundaria del ejido, por la mayor cobertura de dosel y de suelo, su alta humedad relativa y poca luz, tienden a presentar menores índices de captura de individuos, contrario a lo que ocurre conforme el hábitat es más abierto, caluroso e iluminado (Potreros). Los mayores registros de especies ocurren en unidades de vegetación secundaria jóvenes, probablemente debido a su complejidad estructural, producto de su condición intermedia de disturbio en el paisaje (Connell 1978, Turner *et al.* 2001) o, por un efecto de dominio medio (Colwell *et al.* 2004), generado por el traslape sucesional de las unidades de vegetación secundaria jóvenes

y maduras, ubicadas entre las unidades de potreros con árboles y las unidades de selva, por lo que funcionan entonces como un ecotono entre hábitats conservados y muy alterados.

Es importante destacar la variación en la composición de los ensambles relacionada con diferencias en las variables físicas y estructurales entre las unidades. Esta influencia del ambiente en la composición de las comunidades de mariposas ha sido mencionado por Kusch *et al.* (2005) para especies nocturnas de bosques mixtos europeos, influidas por diferencias en las condiciones del interior respecto a los bordes del bosque. En el ejido pudo observarse una distinción entre las comunidades de Nymphalidae frugívoras de la selva, vegetación secundaria y potreros.

La falta de correlación entre la riqueza de especies y las características físicas y estructurales confirman que la riqueza de especies no es un buen parámetro para determinar el impacto de las alteraciones del ecosistema sobre una comunidad. Por otro lado, la alta correlación observada entre las variables físicas y estructurales respecto a las abundancias de especies y su influencia en la composición de las comunidades de mariposas permiten afirmar, tal como mencionan Aguilar (2005) y Uehara-Prado *et al.* (2007) que es más relevante considerar, tanto a la composición como a las abundancias relativas de las especies, como parámetros de evaluación de las modificaciones en la biodiversidad que ejercen las actividades agropecuarias.

4.3.3. Diversidad alfa: Contrario a lo que sugieren Kerr *et al.* (2006) y con base en la diversidad de mariposas, se tiene evidencia que un sistema sometido a régimen de perturbación intermedio, en este caso ejercido por la estrategia agropecuaria pluriactividades, la persistencia del sistema de Milpa (tala-roza-quema-cultivo-acahual)

y de reserva forestal que se práctica en el ejido, puede mantener una alta riqueza de especies, de manera análoga al modelo de disturbio intermedio de Connell (1978).

En relación a los trópicos húmedos, la riqueza de Nymphalidae frugívoras del paisaje en Tenosique representa 65% del total para mariposas de este gremio en Tabasco, incluyendo catorce nuevos registros. La riqueza de la zona se acerca al máximo de 76 especies reportado para Tabasco por Villegas-Segura (1998), y fue menor que las 95 especies reportadas para Los Tuxtlas, Veracruz por Ragusso y Llorente-Bousquets (1990), pero superior a las 63 especies reportadas en Calakmul, Quintana Roo-Campeche por Maya-Martínez *et al.* (2005).

El ensamble de Nymphalidae frugívoras del ejido se aproxima a las 89 reportadas para México con base en colecciones del mundo (Luis-Martínez *et al.* 2003b). Todas las especies han sido reportadas en Guatemala, representando alrededor de 30% de las Nymphalidae frugívoras de ese país (Salinas-Gutiérrez *et al.* 2009).

Hubo variación en la composición de especies entre las unidades del mismo tipo, lo cual es común en condiciones naturales del trópico, donde un gran número de especies resultan raras o escasas (Ezcurra 1990) o con una ocurrencia irregular conforme disminuye la escala de análisis. La diversidad fue similar entre unidades, con valores de medios a altos (mayores que 1.8) en el rango de cero a cuatro en que comúnmente se expresa el índice de Shannon-Wiener (Ramírez 2006). En contraposición a Kerr *et al.* (2006), y con base en la diversidad de mariposas del paisaje, los resultados apoyan la validez del modelo de disturbio intermedio (Connell 1978). Así, el arreglo espacial y temporal de unidades del paisaje, ejemplifican un sistema sometido a régimen de perturbación intermedio capaz de mantener una

diversidad de media a alta. No obstante, como afirman González-Espinosa *et al.* (2004), también evidencia el impacto de la actividad antropogénica en los ensamblajes al cambiar la composición de las comunidades de mariposas de una unidad de paisaje a otra.

En términos generales, los ecosistemas presentan diversidad de especies superiores a 2.7 en el índice de Shannon-Wiener, que representan valores altos (Ramírez 2006). Esto puede evidenciar la validez de la hipótesis de manejo sustentable a escala de paisaje. No obstante, las diferencias en la composición de especies de mariposas frugívoras nativas de la selva mediana del ejido, identifican y miden impactos negativos del manejo. En la matriz agropecuaria se encuentra un ensamblaje 20% diferente al de la selva.

La equitatividad reportada dentro de cada unidad indica una tendencia a la similitud en los tamaños de las distintas poblaciones concurrentes dentro de las comunidades asociadas a cada elemento del paisaje. Esto permite asumir que los ensamblajes comunitarios no presentan especies agresivas, como suele suceder con las invasoras. Otra forma de ver esta situación es que, como sugieren Wang *et al.* (2009), las especies autóctonas tienen capacidades de competencia similares a las que tienen aquellas especies que pudieron ingresar por la alteración de la selva nativa. Aun así, y como plantea Aguilar (2005) existe el desplazamiento o reemplazo de especies.

Es importante destacar que las especies identificadas en el paisaje del ejido han sido encontradas en áreas protegidas del Estado de Tabasco (Martínez-Gómez 1994, Villegas-Segura 1998, Sánchez 2002, López-Quintero 2002, Sosa-Vázquez 2006) o han sido mencionadas para el adyacente estado de Chiapas (De la Maza y De la Maza 1993) y para Guatemala (Salinas-Gutiérrez *et al.* 2009). Por tanto, la composición original de la selva, probablemente, se mantiene poco modificada en la reserva ejidal,

como bloque continuo de cobertura forestal. Por otro lado, ha ocurrido una modificación en las abundancias de especies al interior de las unidades de potreros, que ha favorecido a las generalistas y a las asociadas a hábitats abiertos en los claros de la selva, por ejemplo *Dryas iulia moderata* (Sparrow *et al.* 1994), mientras desfavorecen a las más exigentes en sombra y otras características de hábitats cerrados, del interior de la selva. No obstante, la vegetación secundaria permite que algunas de especies de la selva encuentren refugio en la matriz.

4.3.4. Diversidad beta: La diversidad de Nymphalidae está influenciada por la heterogeneidad paisajística. El ambiente selvático, con denso arbolado protector contra el viento, con abundante sombra y humedad relativa, permiten las condiciones de hábitat preferido por especies de las subfamilias Ithomiinae y Satyrinae, de vuelo lento dentro del sotobosque y con baja tasa respiratoria (De la Maza y De la Maza 1993).

La elevada riqueza de especies en la selva y la matriz permiten considerar, concordando con Schulze *et al.* (2004), que las mariposas pueden persistir en paisajes que combinan bosque original con sistemas de manejo que incluyan vegetación secundaria y sistemas agroforestales. La conectividad al interior de este tipo de paisajes favorece el flujo de organismos e influyen positivamente en las poblaciones.

Los resultados concuerdan con los de DeVries y Walla (2001), y las subfamilias que estos autores consideran relacionadas con áreas de bosque, similarmente se asocian a la selva y vegetación secundaria del ejido. Al respecto, Lencinas *et al.* (2008) encontraron que muchas mariposas utilizaban al bosque, intervenido o no, lo que explicaría la similitud entre las unidades de selva y de vegetación secundaria en el paisaje ejidal.

La relación entre patrones de coloración y grado de alteración del hábitat preferido por las mariposas diurnas demostró que la propuesta de De la Maza y De la Maza (1993) y De la Maza y Soberón (1998) puede ser una herramienta útil para categorizar el impacto natural y/o antropogénico recibido por los ecosistemas terrestres tropicales.

No obstante, los resultados difieren en cuanto a ciertas especies y la asignación de preferencias de hábitat que De la Maza y De la Maza (1993) hicieron en su descripción de los grupos de color asociados a tipos de microhábitats en Chiapas, México, pero coinciden con los resultados de Apaza *et al.* (2006) en considerar a especies de Satyrinae, Ithominae, Charaxinae y Morphinae como indicadoras de áreas conservadas de bosque tropical, así como las especies de Heliconiinae, Biblidinae y Apaturinae como indicadoras de alteración del ecosistema forestal primario. La jerarquía subfamilia permitió distinguir los diferentes hábitats, funcionando como una herramienta adecuada para la evaluación y monitoreo de impactos a los ecosistemas neotropicales terrestres.

La utilidad de los niveles jerárquicos (especies y subfamilias) dentro del gremio frugívoro de Nymphalidae como indicadores ecológicos coincide con los resultados de Cleary (2004) y Cleary *et al.* (2006). Esto es relevante para procesos de monitoreo o diagnóstico a impulsar en el neotrópico. Algunas especies raras pueden haber sido subvaloradas como indicadoras ecológicas, especialmente *Morpho polyphemus luna*, fiel a la selva y acahuales maduros. En este caso se debió a que la especie sobrevuela principalmente el dosel y raras veces visita las trampas Van Someren-Rydon desplegadas para su captura. Se debe poner más atención a esto y es recomendable combinar estrategias para el registro eficiente y detallado de la biodiversidad de interés.

4.4. Malacofauna

4.4.1. Eficiencia de muestreo: Si consideramos que se capturó 96% de la malacofauna esperada en el ejido, se puede asumir que el muestreo fue aceptable. Esto se evidencia al hacer comparaciones con otros estudios similares en Tabasco y en otros sitios de Mesoamérica que reportan respectivamente 17, 22 y 32 especies para las Reservas Boca del Cerro, Agua Blanca y el Parque Estatal La Sierra en Tabasco, 51 especies para todo el norte de Veracruz, 84 especies en el sur de Nuevo León, 79 especies para toda la región Pacífico de Nicaragua (Correa-Sandoval 2000, Rangel y Gamboa 2001, Correa-Sandoval *et al.* 2007, Pérez *et al.* 2008)

4.4.2. Diversidad alfa: Tal como se observa con las mariposas, la malacofauna también parece mantener alta diversidad debido al sistema análogo de perturbación intermedia (Connell 1978), donde el periodo de descanso de largo plazo (≥ 15 años) en el uso de suelo, puede mantener una alta riqueza de especies. La vegetación secundaria, especialmente la madura, aporta mucho a la diversidad biológica de todo el paisaje, y enriquece al ecomosaico de la matriz agropecuaria. Tanto que junto con las demás unidades de la matriz, superan en riqueza al ensamble identificado dentro del ecomosaico de la selva mediana subperennifolia como referencia ecológica. Los resultados obtenidos difieren de los de Pérez *et al.* (2006) quienes encontraron mayor riqueza de especies en zonas conservadas de bosque que en los de vegetación secundaria.

4.4.4. Diversidad beta: Todas las técnicas de análisis multivariado empleadas describen una separación de las unidades de paisaje en función de las comunidades de moluscos que las prefieren diferencialmente. Está separación de las comunidades de

moluscos puede deberse a las modificaciones en la composición biológica debida a los cambios ambientales (Chiba 1998), provocados por los humanos en el paisaje del ejido.

Los remanentes de selva contienen ensamblajes muy similares entre sí. Las unidades de la matriz tienden a diferenciarse más entre sí. No obstante, los acahuales, especialmente los maduros, contienen la mayor diversidad del paisaje. Esto puede deberse al “efecto de ecotono” que se genera en tales hábitat, que mejora las condiciones edáficas para el establecimiento de moluscos terrestres, al ofrecer una mayor cantidad de mantillo fresco, su alimento (Solem 1974) con condiciones similares a la selva en humedad relativa, temperatura y luminosidad. La composición en acahuales, no obstante, es diferente a la de selva.

Los ecosistemas, aun cuando difieren entre sí en los ensamblajes de su malacofauna, se complementan de manera que la diversidad total del paisaje del ejido resulta bastante aproximada a aquella de otras áreas, incluso más conservadas, como reservas naturales y parques estatales (Rangel y Gamboa 2001, 2006, Rangel *et al.* 2004). Esto ofrece una oportunidad para revertir el proceso de destrucción de la biodiversidad del estado de Tabasco (Rangel y Gamboa 2000), sin interferir con los objetivos económicos del manejo.

4.5. Indicadores multitaxonómicos

4.5.1. Eficiencia de muestreo: La eficiencia de captura multitaxonómica de especies mediante el método combinado de muestreo aplicado, es similar a la que encuentran Manley *et al.* (2005), en su propuesta para la evaluación y monitoreo de la biodiversidad a escala ecorregional (89%). Esto, da soporte a la utilidad de los métodos de muestreo aplicados en este estudio, con la particularidad y ventaja de que funcionan bajo condiciones neotropicales.

4.5.2. Diversidad alfa para múltiples especies: La diversidad en las unidades y ecosistemas del paisaje es de media a alta (*sensu* Ramírez 2006), pues en la mayoría de los casos el índice de Shannon-Wiener fluctúa entre 2.5 y 3.9, valores que son frecuentes en ambientes poco alterados o procedentes de matrices agropecuarias que presentan una estructura heterogénea (Pérez *et al.* 2007). La riqueza de especies, no obstante, se incrementa en la matriz, contrario a los resultados que Schulze *et al.* (2004) observaron en un paisaje similar en Indonesia, donde la vegetación secundaria madura alcanza la mayor riqueza, superando a la de la selva. También al igual que Schulze *et al.* (2004) encontramos que las áreas más abiertas por el manejo agropecuario (potreros) son las de menor riqueza. En la matriz se ha perdido o está ausente aproximadamente la mitad de las especies que componen el ecosistema referente, lo que se ha encontrado en estudios similares en paisajes dominados por humanos en el neotrópico (Daily *et al.* 2001, Pérez *et al.* 2006, Tobar y Ibrahim 2010). Sin embargo, a diferencia de los resultados encontrados por estos autores, algunos elementos de la matriz aportan tanta riqueza y abundancia de especies como la que constituye el ensamblaje nativo del bosque (Ochoa-Gaona *et al.* 2007).

El arreglo espacial - y de manera implícita temporal - de las unidades del paisaje se presenta en un continuo de disturbio antropogénico, en el que la vegetación secundaria representa una fase intermedia que propicia alta riqueza, y en donde se alternan especies de hábitats perturbados y especies propias de la selva (Ochoa-Gaona *et al.* 2007). Esto corresponde a lo descrito por el modelo de disturbio intermedio de Connell (1978). Por otra parte, aunque el cambio en la composición de especies es una evidencia del impacto negativo en la diversidad original de los bosques (González-Espinosa *et al.* 2004), la desaparición de esta fase de vegetación secundaria y la

pérdida de remanentes de selva nativa haría más simple y homogéneo el paisaje, con una extensiva desaparición de las especies habitantes del bosque.

Conservación biológica y producción agropecuaria en el trópico pueden compatibilizarse si se mantiene un balance entre áreas boscosas conservadas y otras aprovechadas para las actividades económicas. Lo anterior será posible si se permite la permanencia de fragmentos continuos y extensos de selva mediana, conectados a fragmentos dispersos de selva, inmersos en una matriz agropecuaria heterogénea. Una matriz de tal tipo puede considerarse como aquella en la que dominen sistemas agroforestales (Harvey y Ibrahim 2003), y que en su conjunto con otras unidades de paisaje, como las de bosques, incrementen la resiliencia del sistema (Folke *et al.* 2004).

4.5.3. Diversidad beta para múltiples especies: Al ordenar las unidades del paisaje, se comprobó que la selva constituye el refugio de un conjunto de organismos fieles, que constituyen la comunidad biótica de referencia para la selva mediana del paisaje tropical estudiado. La distinción de tres grupos de hábitats basados en la composición multitaxonómica, que separa a la selva de la vegetación secundaria y, a ambas de los potreros (unidades PAD y AL), es un suceso previamente documentado por Schulze *et al.* (2004), Sánchez *et al.* (2005), Harvey y González-Villalobos (2007) y Pérez *et al.* (2007). Todos ellos coinciden en que la diversidad es modificada por el cambio de uso forestal a usos agropecuarios y en que la vegetación nativa mantiene una composición de fauna que difiere, al menos parcialmente, de la presente en la vegetación secundaria y los potreros. Asimismo, manifiestan que el manejo de paisajes heterogéneos, con remanentes de bosque de tamaño suficiente para albergar especialistas del interior del mismo, junto a prácticas agropecuarias que produzcan matrices heterogéneas, permiten una alta conservación de la biodiversidad y funcionalidad ecológica.

4.5.4. Indicadores multitaxonómicos: Los resultados muestran un patrón de mayor a menor diversidad de especies indicadoras (no del total de especies) en el gradiente de selva-vegetación secundaria-potreros. De forma similar a nuestros resultados, Schulze *et al.* (2004) encontraron que 20% de los organismos resultó buen predictor para los hábitats. Al aplicar un InVal $\geq 70\%$, 49 especies serían las más consistentes y estables como indicadoras ecológicas (McGeoch *et al.* 2002). Las especies de árboles indicadoras de selva de mayor peso por su valor de InVal $\geq 90\%$ fueron *Chionanthus ob lanceolatus*, *Rinorea guatemalensis* y *Pouteria campechiana*. Especies registradas con un InVal de $\geq 70\%$ en el hábitat de selva, como *Rinorea guatemalensis*, *Brosimum alicastrum*, *Dialium guianensis*, *Protium copal* y *Quararibea funebris* fueron consideradas como propias de bosque por Ochoa-Gaona *et al.* (2007).

En la matriz agropecuaria los hallazgos coinciden con Ferguson *et al.* (2003), quienes mencionan a *Bursera simaruba*, *Acacia mayana* y *Cecropia obtusifolia* como asociadas a vegetación secundaria y *Guazuma ulmifolia* a potreros. En cuanto a aves, Arriaga-Weiss *et al.* (2008), coincidiendo con nuestros registros, mencionan como especialistas de bosque a *Lipaigus unirufus* y *Pipra mentalis*, mientras que para potreros concordamos con las especies *Crotophaga sulcirostris*, *Quiscalus mexicanus*, *Sporophila torqueola*. Por el contrario, estos mismos autores registran a *Chondrohierax uncinatus* y *Myiodinastes luteiventris* como especialistas de bosque, mientras que en nuestro estudio resultaron indicadoras de potreros con InVal $> 73\%$. De las especies de mariposas, DeVries y Walla (2001) mencionan a *Taygetis virgilia* como característica de bosques del neotrópico, la cual nosotros encontramos como indicadora de selva con un InVal de 67%. En el estudio de Snodgrass (1998), basado en los registros paleontológicos, se menciona a *Carychium exiguum* como una especie indicadora de

cambios en la condición de bosque conservado. Esta especie resultó característica de selva con un InVal de 82%, que es el mayor valor de todos los moluscos. En los potreros, los árboles, aves y mariposas estuvieron bien representados, pero no así los moluscos lo cual puede deberse a su restringida movilidad, y a su sensibilidad a la insolación y menor humedad en este hábitat (Pérez *et al.* 2007), siendo por ello este grupo el más afectado por la pérdida de la cobertura del bosque tropical.

Cuatro especies de moluscos, *Glyphialinia aff. indentata*, *Helicina oweniana*, *Carychium exiguum* y *Coelocentrum turris*, se correlacionaron con casi la totalidad de las especies pertenecientes a los otros grupos biológicos característicos de la selva. Esto es similar a lo reportado por Lawton *et al.* (1998), quienes encontraron que de ocho grupos biológicos correlacionados con base en sus riquezas de especies, ninguno resultó buen predictor de la diversidad en general. Por tanto, el uso de registros de individuos utilizado en ésta investigación resulta valioso metodológicamente. Estas cuatro especies podrían considerarse como predictoras de la diversidad, incluso mejor que los invertebrados indicadores reportados por Kerr *et al.* (2000), debido a que son más fáciles de muestrear e identificar. Esto además responde a los señalamientos de Lindenmayer *et al.* (1999) quienes mencionan que aún no se han establecido las relaciones de posibles indicadores con la biodiversidad total.

Los gasterópodos se muestran como un grupo de especies indicadoras, tan efectivo como el de las aves mencionadas por Bani *et al.* (2006). Estos autores correlacionan a las especies de aves entre sí y con las variables de fragmentación, mientras que en nuestro estudio se correlaciona positivamente a los gasterópodos indicadores con todos los grupos de especies indicadoras de la selva y por tanto podrían considerarse como especies sombrilla en este hábitat.

Los gasterópodos ayudaron a diferenciar la calidad de los hábitats dentro del ejido y algunas especies pueden ser indicadoras del estado conservado de la selva mediana subperennifolia, e incluso de su biodiversidad. Esto brinda una nueva perspectiva sobre el papel de especies de la micro y mesofauna en el monitoreo de la calidad ecológica de las selvas y su biodiversidad.

4.6. Evaluación de la sustentabilidad del manejo de los recursos naturales

Los resultados obtenidos se asemejan a aquellos que Sarandón *et al.* (2006) reportan al evaluar la sustentabilidad en propiedades agrarias de pequeña extensión en Misiones, concordando que en la dimensión económica (IK) los indicadores que ellos reportaron fluctuaron entre 1.66 y 3.95, mientras que en nuestro estudio los mismos variaron de 1.14 a 4, que van desde lo no sustentable hasta lo altamente sustentable dentro de la zona estudiada. La baja capacidad de lograr autosuficiencia alimentaria que muestran las estrategias basadas en la ganadería extensiva dentro del ejido influye en la baja sustentabilidad económica de algunos productores de éste grupo. Lo mismo se aplica para los no ganaderos pero respecto al indicador que medía el ingreso mensual. Los demás indicadores económicos considerados para esta dimensión resultan similares entre los diferentes grupos de productores.

La diversificación de actividades productivas y mercados, como estrategia para adaptarse y alcanzar el éxito es, coincidiendo con García-Frapolli *et al.* (2008) la principal fortaleza que los grupos domésticos en su conjunto presentan cuando se analiza la dimensión económica. La estrategia diversificada posibilita una mejor condición para enfrentar cambios en el entorno económico, al generarse un efecto compensatorio entre los precios bajos de algunos de sus productos, y la simultánea

mejoría que presentan otros. Además bajo esta estrategia disminuye la dependencia de insumos del exterior del sistema.

Como la ganadería recibe incentivos importantes en la zona y, considerando que el modelo impulsado es extensivo y basado, según Isaac-Márquez *et al.* (2008), en la supresión del bosque y el cambio de uso de suelos agrícolas (sistema de milpa) hacia la praderización, resulta importante hacer énfasis en el impacto económico, social y ecológico de ésta estrategia en la zona. La inclusión de árboles en las pasturas no parece ser suficiente para conseguir recursos adicionales para las familias dedicadas predominantemente a la ganadería extensiva en el ejido.

La principal dificultad económica de la estrategia pecuaria exclusiva es su débil autoabastecimiento y la alta dependencia de insumos externos, que deben ser cubiertos por los ingresos generados por la venta de sus animales en pie, comúnmente a agentes de intermediación con el mercado. Todo esto convierte a la unidad productiva en un ente vulnerable ante las externalidades tanto de origen comercial como ambiental. Otra fase sensible de estos sistemas pecuarios es la dependencia de pasturas permanentes (Tolón-Becerra y Lastra-Bravo 2009), lo que resulta difícil o costoso de conseguir en el trópico, especialmente durante la época seca. No obstante, los ejidatarios ganaderos han resuelto en parte esta situación al diversificar la producción, especialmente al incorporarse a programas de reforestación en su parcela que además de conservar la humedad del suelo e incrementan la calidad ambiental para el hato. Por otro lado, hay ganaderos que aún mantienen acahuales en sus parcelas y pretenden dejarlos al menos parcialmente como reservas forestales lo que aporta más valor a la estrategia ganadera local. El mantener huertos de patio

productivos, generalmente bajo el cuidado de la mujer y los niños es una fuente importante de alimento y ahorro para todos los tipos de grupos domésticos en el ejido.

Los sistemas mixtos exhibidos por la mayoría de los ejidatarios, con una diversificación de actividades económicas y múltiples productos para la venta y el consumo interno, así como diversos canales de mercadeo se traducen en resistencia ante adversidades así como en la exitosa subsistencia de las familias y de la comunidad. La estrategia de subsistencia basada en el uso múltiple de los recursos es similar a la encontrada por Cordón y Toledo (2008) en comunidades indígenas de Bosawás, Nicaragua y del ejido Casas Blancas, en la región indígena Purépecha, Estado de Michoacán, México por Ortiz-Ávila y Maserá (2008) y Ayala-Ortiz y García-Barrios (2009).

La diversificación de las opciones productivas es una respuesta adaptativa frente a los riesgos de origen natural o antropogénico (Ramos-Pérez *et al.* 2009) que busca la seguridad alimentaria y generan tanto resiliencia como capacidad adaptativa, ambos atributos de un sistema sustentable (López-Ridaura *et al.* 2005, Wehbe *et al.* 2005). En esto destacan los ganaderos, aunque los demás resultan también sustentables.

El manejo ganadero actual en el paisaje está confrontado con el objetivo de conservación biológica y no permite la funcionalidad ecológica apropiada para garantizar su propia sustentabilidad. Uno de los más importantes indicadores del modelo, referido a la evaluación del riesgo ecológico, como lo es la intención de cambiar el uso de la tierra hacia manejos menos conservacionistas o sustentables para la biodiversidad, debilita el valor general de las estrategias de producción ganadera en el ejido en materia de sustentabilidad y termina afectando negativamente la sustentabilidad general del ejido. Contrariamente, Brunett-Pérez *et al.* (2005) afirman

que la estrategia ganadera es sustentable para los pequeños productores de los valles del Centro de México, lo que probablemente se debe tanto a su cercanía a grandes mercados para productos lácteos como al hecho de que en su modelo priorizaron solo la dimensión económica para evaluar a los sistemas, obviando las dimensiones sociocultural y ecológica.

La omisión de algunos aspectos o variables importantes es una situación frecuente en la evaluación de la sustentabilidad, lo que limita los alcances de sus conclusiones, disminuyendo las posibilidades de encontrar tendencias generales válidas y útiles para la toma de decisiones y el diseño de políticas de desarrollo rural en América Latina. Su causa puede encontrarse en la teoría agroecológica (Altieri 2002) y ciertas interpretaciones que se han hecho sobre ésta, fuertemente sesgadas hacia la valoración económica (Nasca *et al.* 2006, Altieri y Nicholls 2007), con desprecio hacia otros pilares de la sustentabilidad (Smyth y Dumanski 1993, Hünneimyer *et al.* 1997, Van der Wal *et al.* 2007).

El problema de la omisión de dimensiones importantes de la sustentabilidad también se ve ejemplificado en la inclusión de solamente la agrobiodiversidad o cantidad de cultivos del sistema como indicador de calidad ecológica por numerosos investigadores como Neri-Noriega *et al.* (2008), Gerritsen y González-Figueroa (2008) y Moctezuma-Malagón *et al.* (2008) que enmascara el deterioro de los ecosistemas de base y la erosión de la biodiversidad que se ha gestado en ellos, debido a prácticas de manejo no holísticas. Una muestra verificable es la problemática de las plagas, a las cuales se les han suprimido los mecanismos regulatorios de su entorno, sus enemigos naturales por el exceso de cuidado de ese aspecto.

La pérdida de la biodiversidad del suelo ha disminuido la capacidad de éste de equilibrar los ciclos biogeoquímicos que se operan en la zona edáfica así como la de mantener estables sus agregados, incrementando las pérdidas por erosión. Los productores con estrategia mixta consiguen mantener muy altos los valores de conservación de la biodiversidad en sus parcelas, de forma similar a los denominados por Fallas *et al.* (2009) sistemas de manejo ecológico. Al observar el comportamiento de los indicadores de la dimensión ecológica (IE), la estrategia ganadera extensiva muestra que, en cinco de los ocho indicadores para ésta dimensión, los valores quedan por debajo del umbral mínimo de sustentabilidad.

Con relación a la dimensión ecológica (IE), los registros para el paisaje del ejido variaron entre unidades de manejo, reportando valores que van desde 1.66 (G) hasta 3.95 (M). Estos fueron muy similares al rango de 1.8 a 3.73 reportado por Sarandón *et al.* (2006). De manera similar a los resultados obtenidos por Dellepiane y Sarandón (2008), la sustentabilidad ecológica alcanzó los mejores niveles dentro de sistemas desarrollados por grupos no ganaderos y de tipo mixto, es decir, en sistemas que desde la perspectiva de Ayala-Ortiz y García-Barrios (2009) resultan multifuncionales.

Las condiciones de los grupos estudiados por Sarandón *et al.* (2006) aparentan un mejor acceso a diversos servicios que aquellos a los que acceden los ejidatarios. La dimensión sociocultural (ISC) alcanzó una gama de valores que iban desde 2.48 (G) a 2.90 (M), en un ámbito más estrecho que el presentado en Misiones, Argentina, en las cuales el ISC fluctuó entre 1.33 y 3.1.

En general el acceso a servicios fue similar, generando valores intermedios a insustentables (acceso a educación) en la valoración del criterio de satisfacción de necesidades básicas para los tres tipos de grupos domésticos productivos que

coexisten dentro del ejido. No obstante, la valoración que MESMIS hace sobre la integración social fue alta (valores ISCC1 >3.09) lo que junto a una moderada aceptación del sistema productivo (ISCB1 >2.43) condujo a una valoración relativamente moderada de la dimensión sociocultural de la sustentabilidad en el ejido ($ISC_{EJIDO} = 2.69$).

Los grupos domésticos mixtos, insertos en un ejido que aún guarda el respeto por la normatividad local, logran una alta sustentabilidad general (ISGen = 2.98), superando a las demás estrategias productivas. El valor de ISGen para los grupos mixtos es mayor que el promedio de 2.46 reportado por Sarandón *et al.* (2006), valor que también es superado por los grupos no ganaderos del ejido (ISGen = 2.55). La sustentabilidad general, no obstante, fue menor que la reportada por Aguirre y Chiappe (2009) para grupos de pequeños productores hortícolas de la región de Salto, Uruguay (ISGen entre 2.5 y 3.8).

El modelo MESMIS utilizado fue capaz de evaluar la sustentabilidad del manejo de recursos naturales en el ejido, de manera similar a los resultados obtenidos en propiedades rurales de similar tamaño y manejo en Argentina. El ajuste de los indicadores aparentemente comprueba la flexibilidad del marco MESMIS enunciada por Masera *et al.* (1999).

V. CONCLUSIONES

El muestreo combinado y los grupos biológicos seleccionados como indicadores resultan eficaces herramientas para la evaluación en campo de las condiciones de diversidad biológica a escala de paisajes culturales. El esfuerzo de muestreo aplicado capturó la mayor parte de la diversidad esperada en el ejido para cada grupo biológico respectivamente.

La información recabada es un detallado registro de los cuatro grupos de indicadores ecológicos estudiados, que constituye un referente ecológico para futuros esfuerzos de evaluación y monitoreo dentro del Área Natural Protegida Cañón del Usumacinta, y otros paisajes similares en el sureste de México y Mesoamérica neotropical.

El impacto del manejo del paisaje sobre las comunidades de vegetación arborescente, de aves, mariposas Nymphalidae frugívoras y Gasterópodos terrestres en el ejido es visible especialmente cuando se contrastan unidades de paisaje como si fuesen islas dentro del mismo. Esta diferenciación se vuelve menos evidente cuando se hace un análisis a escala mayor, integrando todas esas unidades dentro de los dos grandes elementos de paisaje, los ecosistemas de selva mediana subperennifolia y la matriz agropecuaria. Si además se evalúa el continuo que representan los ecosistemas de matriz agropecuaria y selva mediana en su conjunto, la nocividad del impacto humano disminuye y se observa un arreglo entre el sistema social y los ecosistemas que se aproxima a un modelo de manejo sustentable de los recursos naturales de base.

La composición original de la diversidad de especies de todos los grupos biológicos está fuertemente alterada y modificada en la matriz agropecuaria. Numerosas especies de la selva no se encuentran representadas en los terrenos

utilizados para actividades agrícolas, y la mayoría de las especies están ausentes de los potreros. Los acahuales incrementan la diversidad de especies de la matriz, pero esta es solo moderadamente semejante a la comunidad arbórea característica de la selva, por lo que resulta imprescindible mantener la selva remanente como reserva dentro del paisaje ejidal.

Tres grandes categorías de hábitats pueden ser observadas en el paisaje del ejido: la selva, la vegetación secundaria (acahuales) y, los potreros. Todas aportaron especies con alta fidelidad para la selva mediana y la vegetación secundaria (acahuales). Para los hábitats de potrero los gasterópodos no tuvieron ninguna especie representativa, lo que comprueba su alta sensibilidad a la pérdida de la cobertura original. El menor aporte de especies indicadoras arbóreas y de moluscos terrestres evidencia lo adverso para la diversidad poco móvil o sésil, que resulta el ambiente de las pasturas, aun cuando en el ejido se maneja un importante componente arbóreo en estos hábitats que minimiza el daño en estos grupos y permite una diversidad de moderada a alta.

Los gasterópodos pueden ayudar a diferenciar la calidad del hábitat ya que algunas de sus especies resultan indicadoras fieles de la selva mediana subperennifolia y de su biodiversidad. Esto brinda una nueva perspectiva sobre el papel de especies poco móviles de la micro y mesofauna en el monitoreo de la calidad ecológica de los bosques y su biodiversidad. Cuatro especies pueden considerarse como indicadoras de biodiversidad para la flora y fauna característica de la selva mediana subperennifolia del ejido: *Glyphialinia* aff. *indentata*, *Helicina oweniana*, *Carychium exiguum* y *Coelocentrum turris*.

La sustentabilidad fue evaluada con precisión por el modelo MESMIS utilizado en esta investigación, por lo que se puede asegurar que es una adecuada herramienta para trabajar en esta temática bajo las condiciones de pequeña a mediana producción rural, de bajo insumo en los trópicos. Los grupos domésticos que optan por la estrategia ganadera extensiva resultan con el menor nivel de sustentabilidad respecto al manejo de sus recursos naturales, por lo que si esta estrategia se vuelve dominante y desplaza a prácticas tradicionales como el sistema de milpa, entonces pondrá bajo riesgo la capacidad del ejido de autosustentarse económicamente, y marcará un proceso de deterioro severo en el potencial de conservación biológica de éste paisaje cultural. La pluriactividad es una fortaleza para el ejido. Uno de los factores más relevantes para definir la sustentabilidad ecológica fue el riesgo de cambiar de uso de suelo, desde la pluriactividad a opciones menos diversificadas, como la ganaderización de todo el paisaje, excluyente de las demás estrategias productivas en el territorio.

Los productores tienen que utilizar recursos naturales para su sobrevivencia; y en este sentido, la estrategia para la sustentabilidad debe buscar cómo se concilie la conservación de especies con el manejo productivo (Holling 2001, Martínez 2003). Para ello, como sucede hasta ahora en el ejido, el manejo del paisaje debe mantener a través del tiempo, una proporción de hábitats conservados y de remanentes dispersos en el paisaje que enriquezcan la matriz agropecuaria. La matriz debe mantenerse diversificada y conservar los elementos arbóreos mediante prácticas agroforestales que contribuyen al bienestar de las familias campesinas. El paisaje estudiado nos indica que por ahora, las áreas productivas tienen capacidad de conservar un buen número de especies, llegando al manejo óptimo que se aproximaría al descrito por Diemont *et al.* (2006) dentro de la Selva Lacandona.

Sin embargo, el sistema de manejo de milpa con acahuales o descanso del suelo de largo plazo tiende a desaparecer. En las zonas de mayor pendiente algunos productores planean abandonar el sistema de milpa o de roza-tumba-quema, y permitir el desarrollo de los acahuales indefinidamente, lo que favorecería a las áreas forestales y la restauración de la selva mediana. Por otro lado, la mayoría de los productores pretenden transformar los acahuales en pasturas, lo que homogeneizará la matriz y aumentará el contraste entre ecomosaicos, impidiendo la dispersión, el establecimiento y el mantenimiento de la fracción de flora arbórea nativa que persiste en estos hábitats, dificultando la conservación de las especies asociadas al mismo (Quintana-Ascencio *et al.* 1996, Moya-García *et al.* 2003, Vieira *et al.* 2009).

Al abandonarse la práctica de milpa, la comunidad perdería gran parte de su autosuficiencia alimentaria, de la diversidad de productos y opciones de mercado para los mismo, se alejara del trato cercano con los recursos naturales de base que ahora están disponibles, incrementara su dependencia de insumos externos y de la ayuda de entidades externas de gobierno o no gubernamentales y por tanto podrían volverse más vulnerables ante los cambios incrementando su riesgo social, económico y ambiental. La pluriactividad y el mantener los actuales sistemas productivos en el ejido, mejorados a través de una acertada asesoría técnica así como la conservación de la reserva de selva conectada a otros remanentes de bosque a través de una matriz heterogénea como parte del manejo del territorio, pueden ayudar a incrementar la sustentabilidad del manejo de los recursos en la comunidad de Niños Héroes de Chapultepec. Con ello se puede iniciar un proceso de restauración de la funcionalidad ecológica en la zona en la que se inscribe el ejido, y avanzar hacia las áreas más degradadas volviéndolas más diversificadas y productivas, y con ello más sustentables.

VI. LITERATURA CITADA

- Aguilar, A. 2005. Los peces como indicadores de la calidad ecológica del agua. *Revista Digital Universitaria*, 6: 1-14.
- Aguirre, S. y M. Chiappe. 2009. Evaluación de estrategias sustentables en sistemas de producción hortícolas del área de influencia de Salto, Uruguay. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 4(2): 454-457.
- Alcázar, C. 2007. Patrones de regeneración natural establecida de especies leñosas y su relación con aspectos estructurales, funcionales y de manejo en un agropaisaje mesoamericano. Tesis de Maestro en Ciencias, CATIE, Turrialba, Costa Rica. 196 p.
- Allen-Wardell, G.; P. Bernhardt, R. Bitner, A. Burquez, S. Buchmann, J. Cane, P. Allen, V. Dalton, P. Feisinger, M. Ingram, D. Inouye, C. Jones, K. Kennedy, P. Keran, H. Koopowitz, R. Medellín, S. Medellín-Morales, G. Nabhan, B. Pavlik, V. Tepedino, P. Torchio y S. Walker. 1998. The potential consequences of pollinator decline on the conservation of biodiversity and stability of food crops yields. *Conservation Biology*, 12: 8-17.
- Almazán-Núñez, R.C. y A.G. Navarro. 2006. Avifauna de la subcuenca del río San Juan, Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 77: 103-114.
- Almazán-Núñez, R.C., F. Puebla-Olivares y A. Almazán-Juárez. 2009. Diversidad de aves en bosque de pino-encino del centro de Guerrero, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*, 25: 123-142.
- Altieri, M. A. 2002. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environment. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 1971: 1-24.

- Altieri, M. A. y C. Nicholls. 2007. Conversión agroecológica de sistemas convencionales de producción: teoría, estrategia y evaluación. *Ecosistemas*, 16: 3-12.
- Andrade, G. y H. Rubio-Torgler. 1994. Sustainable use of the tropical rain forest: evidence from the avifauna in a shifting – cultivation habitat mosaic in the Colombian Amazon. *Conservation Biology*, 8: 545-554.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammal in landscape with different proportions of suitable habitat: A review. *Oikos*, 71: 355-366.
- Apaza, M.A., F. Osorio y A. Pastrana. 2006. Evaluación del grado de amenaza al hábitat a través de bioindicadores (lepidopteros) en dos comunidades dentro del área de influencia de del PN Anmi Madidi. *Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 1: 14p. www.andeanbutterflies.org/bolivia_sp.html
- Araujo-Murakami, A., P.M. Jørgensen, C. Maldonado y N. Paniagua-Zambrana. 2005. Composición florística y estructura del bosque de ceja de monte en Yungas, sector de Tambo Quemado-Pelechuco, Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 40: 325-338.
- Arriaga-Weiss, S., S. Calmé y C. Kampichler. 2008. Bird communities in rainforest fragment: guild responses to habitat variables in Tabasco, Mexico. *Biodiversity Conservation*, 17: 173-190.
- Atauri, J. y J. De Lucio. 2001. The role of landscape structure in species richness distribution on birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, 16: 147-159.
- Avendaño-Mendoza, C., A. Moron, E. Cano y J. León-Cortés. 2005. Dung beetle community (Coleoptera: Scarabeidae: Scarabeinae) in a tropical landscape at Lachua region, Guatemala. *Biodiversity and Conservation*, 14: 801-822.

- Ayala-Ortiz, D. A. y R. García-Barrios. 2009. Contribuciones metodológicas para valorar la multifuncionalidad de la agricultura campesina en la Meseta Purépecha. *Economía, Sociedad y Territorio*, 9(31): 759-801.
- Bani, L., D. Maximino, L. Bottoni y R. Massa. 2006. A multiscale method for selecting indicator species and priority conservation areas: A case of study for broadleaved forests in Lombardy, Italy. *Conservation Biology*, 20: 512-526.
- Baqueiro-Cárdenas, E.R., L. Borabe, C.G. Goldaracena-Islas y J. Rodríguez-Navarro. 2007. Los moluscos y la contaminación. Una revisión. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78: 1-7.
- Beck, J., I. Kitching y E. Linsenmair. 2006. Effects of habitat disturbance can be subtle yet significant: biodiversity of hawkmoth-assemblages (Lepidoptera: Sphingidae) in Southeast-Asia. *Biodiversity and Conservation*, 15: 465-486.
- Bell, S., M. Fonseca y L. Motten. 1997. Linking restoration and landscape ecology. *Restoration Ecology*, 5: 318-323.
- Best, L., K. Freemark, J. Dinsmore y M. Camp. 1995. A review and synthesis of habitat use by breeding birds in agricultural landscapes of Iowa. *The American Midland Naturalist*, 134: 1-29.
- Berger B. y R. Dallinger. 1993. Terrestrial snails as quantitative indicators of environmental metal pollution. *Environmental Monitoring and Assessment*, 25: 65-84
- Bibby, C., M. Jones y S. Marsden. 1998. *Expedition fields techniques birds surveys*. Expedition Advisory Centre, Royal Geographical Society, Londrés, Reino Unido. 143 p.

- Bierregaard, R., T. Lovejoy, V. Kapos, A. Dos Santos y R. Hutchings. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience*, 42: 859-866.
- Bildstein, K.L. y J.I. Zalles. 2001. Raptor migration along the Mesoamerican land corridor. Pp. 119-141. In: Bildstein and Klem (eds.). *Hawkwatching in the Americas*. Philadelphia, USA.
- Bosshard, A. 2000. A methodology and terminology of sustainability assessment and its perspectives for rural planning. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 77: 29-41.
- Box, G. y D. Cox. 1964. An analysis of transformations. *Journal of Research of the Statistical Society*, 26: 211-243.
- Brewer, S.W., M. Rejmánek, M.A.H. Webb y P.V.A. Fine. 2003. Relationships of phytogeography and diversity of tropical tree species with limestone topography in southern Belize. *Journal of Biogeography*, 30: 1669-1688
- Brokaw, N.V.L. 1985. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology*, 66: 682-687.
- Brunett-Pérez, L., C. González-Esquivel y L. A. García-Hernández. 2005. Evaluación de la sustentabilidad de dos agroecosistemas campesinos de producción de maíz y leche, utilizando indicadores. *Livestock Research for Rural Development*, 17(78) <http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd17/7/pere17078.htm>
- Budke, J.C., E. Anversa, E. Hettwer, R. Aquino y S. Eisinger. 2005. Composição florística e estratégias de dispersão de espécies lenhosas em uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. *IHERINGIA-Série Botânica*, 60: 17-24.

- Busch, C. y J. Geoghegan. 2010. Labor scarcity as an underlying cause of the increasing prevalence of deforestation due to cattle pasture development in the southern Yucatán region. *Reg. Environ. Change*, 10: 191-203.
- Cairns, J. y P. McCormick. 1992. Developing an ecosystem-based capability for ecological risk assessments. *The Environmental Professional*, 14: 186-196.
- Cárdenas, G., C.A Harvey, M. Ibrahim y B. Finegan. 2003. Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitats en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. *Agroforestería de las Américas*, 10: 78-85.
- Castelletta, M., N.S. Sodhi y R. Subaraj. 2000. Heavy extinctions of forest avifauna in Singapore: Lessons for biodiversity conservation in southeast Asia. *Conservation Biology*, 14: 1870-1880.
- Castellón, T. y K. Sieving. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology*, 20: 135-145.
- Castro-Luna, A.A. 2007. Cambios en los ensamblajes de murciélagos en un paisaje modificado por actividades humanas en el trópico húmedo de México. Tesis de Doctorado, Instituto de Ecología, Xalapa, Veracruz, México. 119 p.
- Cerezo, A., C.S. Robbins y B. Dowell. 2009. Uso de hábitats modificados por aves dependientes de bosque tropical en la región caribeña de Guatemala. *Revista de Biología Tropical*, 57: 401-419.
- Chao, A. R. Chazdon, R. Colwell y T. Shen. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters*, 8: 148-159.
- Chiba, S. 1998. Synchronized evolution in lineages of land snail in oceanic islands. *Palaeobiology*, 4: 99-108.

- Clarke, K.R. y R.N. Gorley. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Cleary, D.F.R., Suharsono y B.W. Hoeksema. 2006. Coral diversity across a disturbance gradient in the Pulau Serubu reef complex off Jakarta, Indonesia. *Biodiversity and Conservation*, 15: 3653-3674.
- Cleary, D.F.R. 2004. Assessing the use of butterflies as indicators of logging in Borneo at three taxonomic levels. *Journal of Economic Entomology*, 97: 429-435.
- Clench, H. 1979. To make regional lists of butterflies some thoughts. *Lepidopterists´Society*, 33: 216-231.
- Colwell, R.K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5.2. User´s guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Colwell, R., C. Rahbek y N. Gotelli. 2004. The mid-domain effect and species richness patterns: What have we learned so far?. *The American Naturalist*, 163: 1-23.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.
- Cook, W., R. Anderson y E. Schweiger. 2004. Is the matrix really inhospitable?. Vole runway distribution in a experimentally fragmented landscape. *Oikos*, 104: 5-14.
- Cordeiro, N. y H. Howe. 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. *Conservation Biology*, 15: 1733-1741.
- Cordón, M. R. y V. M. Toledo. 2008. La importancia conservacionista de las comunidades indígenas de la Reserva de Bosawás, Nicaragua: Un modelo de flujos. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 7: 43-60.

- Correa-Sandoval, A., N.E. Strenth y M.C. Salazar-Rodríguez. 2007. Zoogeografía de los Gastrópodos terrestres del sur de Nuevo México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.), 23: 143-162.
- Correa-Sandoval, A. 2000. Gastrópodos terrestres del norte de Veracruz. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.), 79: 1-9.
- Cornellius, C., H. Cofré y P. Marquet. 2000. Effects of habitat fragmentation on bird species in a relict temperate forest in semiarid Chile. *Conservation Biology*, 14: 534-543.
- Daily, G.C., P.R. Ehrlich y G.A. Sánchez-Azofeifa. 2001. Countryside biogeography: use of human-dominated habitats by the avifauna of southern Costa Rica. *Ecological Applications*, 11: 1-13.
- De la Maza, R. y J. De la Maza. 1993. *Mariposas de Chiapas*. 1 ed. Ediciones Espejo de Obsidiana, Gobierno del Estado de Chiapas, México. 223 p
- De la Maza, R. y J. Soberón. 1998. Morphological grouping of Mexican butterflies in relation to habitat association. *Biodiversity and Conservation*, 7: 927-944.
- Dellepiane, A. y S. Sarandón. 2008. Evaluación de la sustentabilidad en fincas orgánicas, en la zona hortícola de La Plata, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 3(3): 67-78.
- Develey, P. F. y P. C. Stouffer. 2001. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. *Conservation Biology*, 15: 1416-1422.
- DeVries, P. y T. Walla. 2001. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. *Biological Journal of the Linnean Society*, 74: 1-15.

- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2008. Decreto por el que se declara Área Natural Protegida con la categoría de área de protección de flora y fauna, la región conocida como Cañón del Usumacinta, localizada en el Municipio de Tenosique, en el Estado de Tabasco. 22 de Septiembre de 2008. 16 p.
<http://vlex.com.mx/vid/categoria-flora-fauna-usumacinta-tenosique-42835362>
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2002. Norma oficial mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001 protección ambiental- Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio- Lista de especies en riesgo. 6 de Marzo de 2002. 153 p.
Consultado en línea el 12 de Mayo de 2009 en www.seduma.yucatan.gob.mx/.../NOMs/NOM-059-SEMARNAT-2001.pdf
- Diemont, S.A.W., J.F. Martin, S.I. Levy-Tacher, R.B. Nigh, P.R. López. y J.D. Golicher. 2006. Lacandon Maya forest management: Restoration of soil fertility using native tree species. *Ecological Engineering*, 28: 205-212.
- Donlan, J. 2005. Re-wilding North America. *Nature*, 436: 913-914.
- Driscoll, D. 2005. Is the matrix a sea?. *Habitat specificity in a naturally fragmented landscape. Ecological Entomology*, 30: 8-16.
- Dufrene, M. y P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- Eschenhagen, M.L. 2007. La educación ambiental superior en América Latina: una evaluación de la oferta de posgrados ambientales. *Revista Theomai, Estudios sobre Sociedad y Desarrollo*, 16: 87-107.

- Eschenhagen, M.L. 2008. Aproximaciones al pensamiento ambiental de Enrique Leff: un desafío y una aventura que enriquece el sentido de la vida. *The International Society for Ecological Economics Journal*, 4: 1-7.
- Escobar-Ocampo, M. y S. Ochoa-Gaona. 2007. Estructura y composición florística de la vegetación del Parque Educativo Laguna Bélgica, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78: 391-419.
- Esquivel, M., C. Harvey, B. Finegan, F. Casanoves y C. Skarpe. 2008. Effects of pasture management on the natural regeneration of neotropical trees. *Journal of Applied Ecology*, 45: 371-380.
- Ezcurra, E. 1990. ¿Por qué hay tantas especies raras? La riqueza y rareza de biológicas en las comunidades naturales. *Ciencia*, 4: 82-88.
- Fahey, R.T. y K.J. Puettmann. 2007. Ground-layer disturbance and initial conditions influence gap partitioning of understory vegetation. *Journal of Ecology*, 95: 1098-1109.
- Fahrig, L. y G. Merriam. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*, 66: 1762-1768.
- Fahrig, L. y G. Merriam. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*, 8: 50-59.
- Fallas, G., M. Chacón y J. Castro. 2009. Sostenibilidad de sistemas agrícolas de fincas ecológicas y tradicionales en Costa Rica. *Cuadernos de Investigación UNED* 1(2): 151-161.
- Farina, A. 1997. Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem. *Landscape Ecology*, 12: 365-378.

- Ferguson, B.G., J. Vandermeer, H. Morales y D.M. Griffith. 2003. Post-agricultural succession in El Petén, Guatemala. *Conservation Biology*, 17: 818-828.
- Filloy, J. y M.I. Bellocq. 2007. Respuesta de las aves rapaces al uso de la tierra: un enfoque regional. *Hornero*, 22: 131-140.
- Fleishman, E., C. J. Betrus, R. B. Blair, MacNally, R. y D.D. Murphy. 2002. Nestedness analysis and conservation planning: the importance of place, environment, and life history across taxonomic groups. *Oecología*, 113: 78-89.
- Fleming, T.H., R. Breitwisch y G.H. Whitesides. 1987. Patterns of tropical vertebrate frugivore diversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 18: 91-109.
- Fletcher, R.J. y R.L. Hutto. 2008. Partitioning the multi-scale effects of human activity on the occurrence of riparian forest birds. *Landscape Ecology*, 23: 727-739.
- Folke, C., S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist, L. Gunderson y C.S. Holling. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35: 557-581.
- Galindo-González, J. y V. Sosa. 2003. Frugivorous bats in isolated trees and riparian vegetation associated with human-made pastures in a fragmented tropical landscape. *The Southwestern Naturalist*, 18: 579-589.
- García-Frapolli, E., V. M. Toledo y J. Martínez-Alier. 2008. Apropiación de la naturaleza por una comunidad Maya yucateca: un análisis económico-ecológico. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 7: 27-42.
- Gerritsen, P.R.W. y R. González-Figueroa. 2008. Comparación de cuatro sistemas productivos en el ejido de La Ciénega, costa sur de Jalisco. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía UNAM*, 65: 68-81.

- Gillespie, T. 2002. Latitudinal extent and natural history characteristics of birds in Nicaragua. *Global Ecology and Biogeography*, 11: 411-417.
- Godínez-Ibarra, O. y L. López-Mata. 2002. Estructura, composición, riqueza y diversidad de árboles en tres muestras de selva mediana subperennifolia. *Anales del Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica*, 73: 283-314.
- Gómez-Pompa, A. 1971. Posible papel de la vegetación secundaria en la evolución de la Flora Tropical. *Biotropica*, 3: 125-135.
- González, A. 2000. Community relaxation in fragmented landscapes: the relation between species richness, area and age. *Ecology Letters*, 3: 441-448.
- González-Espinosa, M., J. M. Rey-Benayas, M. Ramírez-Marcial, M. A. Huston y D. Golicher. 2004. Tree diversity in the northern Neotropics: regional patterns in highly diverse Chiapas, Mexico. *Ecography*, 27: 741-756.
- González-Figueroa, R., P.R.W. Gerritsen y T.K. Malischke. 2007. Percepciones sobre la degradación ambiental de agricultores orgánicos y convencionales en el ejido La Ciénega, municipio de El Limón, Jalisco, México. *Economía, Sociedad y Territorio*, 7(25): 215-239.
- González-Ortega, M.A.A, J. Guzmán-Hernández, M. F. Gómez y L. E. Domínguez-Velázquez. 2003. Un método para la selección de aves bioindicadoras con base en sus posibilidades de monitoreo. *Huitzil Revista de Ornitología Mexicana*, 4: 10-16.
- González-Valdivia, N. 2004. Dos sistemas silvopastoriles como refugios de vida silvestre en Estelí. *Mesoamericana*, 8: 40-41. Managua, Nicaragua.

- González-Valdivia, N. S. Ochoa-Gaona, L.J. Rangel-Ruiz, J. Gamboa-Aguilar, C. Pozo, B.G. Ferguson, C. Kampichler, E. Cambranis, O. Lara, I. Pérez-Hernández y A. Ponce-Mendoza. 2010. Gasterópodos terrestres asociados a un paisaje agropecuario y a un referente ecológico en el Sureste de México. En L.J. Rangel-Ruiz, J. Gamboa-Aguilar, S.L. Arriaga-Weiss y W.M. Contreras-Sánchez. *Perspectivas en Malacología Mexicana*. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Tabasco, México. En prensa.
- Gray, M.A., S.L. Baldauf, P.J. Mayhew y J.K. Hill. 2007. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conservation Biology*, 21: 133-141.
- Grosselet, M. y T. Burcsu. 2005. Notas sobre las aves de Capulalpán de Méndez, Sierra Juárez, Oaxaca, México. *Huitzil Revista de Ornitología Mexicana*, 6: 18-24.
- Guevara, S., J. Meave, P. Moreno-Casasola y J. Laborde. 1992. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pasture. *Journal of Vegetation Science*, 3: 65-664.
- Habit, E., P. Victoriano y A. Rodríguez-Ruiz. 2003. Variaciones espacio-temporales del ensamble de peces de un sistema fluvial de bajo orden del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76: 3-14.
- Hammer, Ø., D. Harper y P. Ryan. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica*, 4: 9 pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Harvey, C. y J. González-Villalobos. 2007. Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. *Biodiversity Conservation*, 16: 2257-2292.

- Harvey, C.A. y M. Ibrahim. 2003. Diseño y manejo de la cobertura arbórea en fincas ganaderas para mejorar las funciones productivas y brindar servicios ecológicos. *Agroforestería en las Américas*, 10: 39-40.
- Harvey, C. y W. Haber. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems*, 44:37-68.
- Harvey, C., O. Komar, R. Chazdon, B. Ferguson, B. Finegan, D. Griffith, M. Martínez-Ramos, H. Morales, R. Nigh, L. Soto-Pinto, M. Van Breugel y M. Wishnie. 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation Biology*, 22: 8-15.
- Hauser, G., M. Little y D.F. Roberts. 1994. Man, culture and biodiversity: Understanding interdependencies. IUBS, *Biology International Special Issues No. 32*. 96 pp.
- He, F. y P. Legendre. 2002. Species diversity patterns derived from species-area models. *Ecology*, 83(5): 1185-1198.
- Hecht, S. y S. Saatchi. 2007. Globalization and forest resurgence: Changes in forest cover in El Salvador. *BioScience*, 57: 663-672.
- Hernández-Daumás, S. 2005. La frontera de colonización asistida: La ganadería bovina en la frontera de reciente colonización: El caso de Balancán y Tenosique, Tabasco. En: S. Hernández-Daumás (coord.). *Frontera Sur de México: cinco formas de interacción entre sociedad y ambiente*. El Colegio de la Frontera Sur, ECOSUR, Tapachula, Chiapas, México. p. 89-97.
- Herrando-Pérez, S. 2002. Manual de ecología matemática. Un enfoque práctico al análisis multivariado (PCA, CLUSTER y MDS) para detectar patrones en ecología. Manual de Referencia, 2ª Ed. ECOSUR, Chetumal, Quintana Roo. 60 p.

- Higgs, E. 2003. Nature for design: People, natural processes and ecological restoration. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, EU. p 131-177
- Hill, J. y P. Curran. 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography*, 30: 1391- 1403.
- Hill, J.K. y K.C. Hamer. 2004. Determining impacts of habitat modification on diversity of tropical forest fauna: The importance of spatial scale. *Journal of Applied Ecology*, 41: 744-754.
- Hildebrand, P. y J. Russell. 1996. *Adaptability Analysis: A method for the design, analysis and interpretation of on-farm research-extension*. Ames, Iowa University Presss. 189 p.
- Holling, C.S. 2001. Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. *Ecosystems*, 4: 390-405.
- Howell, S. y S. Webb, S. 2005. *A guide to the birds of México and northern Central America*. Oxford University Press Inc., Oxford, Nueva York, EU. 851 p.
- Hubbell, S.P. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. *Science*, 203(4387): 1299-1309.
- Hubbell, S.P. 2006. Neutral theory and the evolution of ecological equivalence. *Ecology*, 87(6): 1387-1398.
- Hünemeyer, A. J., R. de Camino y S. Müller. 1997. *Análisis del desarrollo sostenible en Centroamérica: Indicadores para la agricultura y los recursos naturales*. Serie Investigación y Educación en Desarrollo Sostenible, IICA/GTZ. San José, Costa Rica. 157 p.

- Hunter, M. 2002. Landscape structure, habitat fragmentation, and the ecology of insects. *Agricultural and Forest Entomology*, 4: 159-166.
- Ibarra-Manríquez, G., B. Sánchez-Garfias y L. González-García. 1991. Fenología de lianas y árboles anemocoros en una selva cálido-húmeda de México. *Biotropica*, 23: 242-254.
- Isaac-Márquez, R., B. de Jong, A. Eastmond, S. Ochoa-Gaona, S. Hernández y J. L. Sandoval. 2008. Programas gubernamentales y respuestas campesinas en el uso del suelo: el caso de la zona Oriente de Tabasco, México. *Región y Sociedad*, 20(43): 97-129.
- Isaac-Márquez, R., B. de Jon, B., A. Eastmond, S. Ochoa y S. Hernández, S. 2005. Estrategias productivas campesinas: un análisis de los factores condicionantes del uso de suelo en el Oriente de Tabasco, México. *Universidad y Ciencia*, 21: 56-72.
- Jobbágy, E.G., M. Vasallo, K.A. Farley, G. Piñeiro, M.F. Garbulsky, M.B. Noretto, R.B. Jackson y J.M. Paruelo. 2006. Forestación en pastizales: Hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia*, 10: 109-124.
- Kattan, G.H., H. Álvarez-López y M. Giraldo. 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology*, 8: 138-146.
- Kerr, J.T., A. Sugar y L. Packer. 2000. Indicator taxa, rapid biodiversity assessment, and nestedness in an endangered ecosystem. *Conservation Biology*, 14: 1726-1734.
- Kerr, J.T., M. Perring y D.J. Currie. 2006. The missing madagascan mid-domain effect. *Ecology Letters*, 9: 149-159.

- Kinoshita, L.S., R. Buzanelli-Torres, E.R. Forni-Martin, T. Spinelli, Y.J. Ahn y S. Silva-Constâncio. 2006. Composição florística e síndromes de polinização e de dispersão da mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 20: 313-327.
- Korning, J. y H. Balslev. 1994. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. *Journal of Vegetation Science*, 5: 77-86.
- Kupfer, J., G. Malanson y S. Franklin. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix –based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 8-20.
- Kusch, J., C. Goedert y M. Meyer. 2005. Effects of patch type and food specializations on fine spatial scale community patterns of nocturnal forest associated Lepidoptera. *Journal of Research on the Lepidoptera*, 36: 67-77.
- Lang, I., L.H.M. Gormley, C.A. Harvey y F.L. Sinclair. 2003. Composición de la comunidad de aves en cercas viva de Río Frío, Costa Rica. *Agroforestería de las Américas*, 10: 86-92.
- Laurance, W., L. Ferreira, J. Rankin-De Merona, S. Laurance, R. Hutchings y T. Lovejoy. 1997. Effects of forest fragmentation on recruitment pattern in Amazonian tree communities. *Conservation Biology*, 12: 460-464.
- Laurance, W. 2002. Hyperdinamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science*, 13: 595-602.
- Lawton, J.H., D.E. Bignell, B. Bolton, G.F. Bloemers, P. Eggleton, P.M. Hammond, M. Hodda, R.D. Holt, T.B. Larsen, N.A. Mawdsley, N.E. Stork, D.S. Srivastava y A.D. Watt. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature*, 391: 72-76.

- Leff, E. 2004. Educación ambiental: Perspectivas desde el conocimiento, la ciencia, la ética, la cultura, la sociedad y la sustentabilidad. *Revista Ideas Ambientales*, 1: 1-15.
- Leff, E. 2009. Racionalidad ambiental: la reapropiación social de la naturaleza. Siglo XXI Eds., México, D.F., México. 509 p.
- Lehouk, V., P. Spanhove, C. Vangestel, N.J. Cordeiro y L. Lens. 2009. Does landscape structure affect resource tracking by avian frugivores in a fragmented afroropical forest? *Ecography*, 32: 789-799.
- Lencinas, M.V., G. Martínez, C. Anderson y C. Busso. 2008. The value of timber quality forest for insect conservation on Tierra del Fuego Island compared to associated non-timber quality stands. *Journal of Insect Conservation*, 12: 461-475.
- Lepš, J. y P. Šmilauer. 2005. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press. England. 269 p.
- Levy-Tacher, S. y R. Aguirre. 2005. Successional pathways derived from different vegetation use patterns by Lacandon Mayan Indians. *Journal of Sustainable Agriculture*, 26: 49-82.
- Levy-Tacher, S.I., J.R. Aguirre.Rivera, J.D. García.Pérez y M.M. Martínez-Romero. 2006. Aspectos florísticos de Lacanhá Chansayab, Selva Lacandona, Chiapas. *Acta Botánica Mexicana*, 77: 69-98.
- Lindenmayer, D.B., C.R. Margules y D.B. Botkin. 1999. Indicators of diversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology*, 14: 941-950.
- López, A.M. 2005. La crisis ambiental, crisis de la humanidad, la cultura y las ciencias: Carlos Galano. *Ciencia Ergo Sum*, 12(3): 317-320.

- López-Quintero, P. 2002. Estructura de la Superfamilia Papilionoidea (Insecta: Lepidoptera) en cuatro tipos de vegetación en la Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla, Tabasco. Tesis Licenciado Biología, UJAT. 90 p.
- López-Ridaura, S., H. van Keulen, M. K. van Ittersum y P. A. Leffelaar. 2005. Multiscale methodological framework to derive criteria and indicators for sustainability evaluation of peasant natural resources management systems. *Environment, Development and Sustainability*, 7: 51-69.
- Luis-Martínez, A., J. E. Llorente-Bousquets y E. I. Vargas-Fernández. 2003a. Nymphalidae de México I (Danainae, Apaturinae, Biblidinae y Heliconiinae): distribución geográfica e ilustración. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 249 p.
- Luis-Martínez, A., J. Llorente-Bousquets, I. Vargas-Fernández y A. D. Warren. 2003b. Biodiversity and biogeography of Mexican butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea). *Proceeding of Entomological Society of Washington*, 105: 209-224.
- MacArthur, R. H. y E. O. Wilson. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17:373-387.
- MacDonald, M.A. 2003. The role of corridors in biodiversity conservation in production forest landscapes: a literature review. *Taskforests*, 14: 41-52.
- MacNally, R., A.F. Bennett, G.W. Brown, L.F. Lumsden, A. Yen, S. Hinkley, P. Lillywhite y D. Ward. 2002. How well do ecosystem-based planning units represent different components of biodiversity?. *Ecological Applications*, 12, 900-912.

- Magurran, A. 1987. Ecological diversity and its measurements. Princeton University Press, Princeton. 177 p.
- Manley, P.N., M.D. Schlesinger, J.K.Roth y B. Van Horne. 2005. A field-based evaluation of a presence-absence protocol for monitoring ecoregional-scale biodiversity. *Journal of Wildlife Management*, 69: 950-966.
- March, J.M. 2005. Nuevos fundamentos de racionalidad ambiental a partir del análisis epistemológico de la evaluación de impacto ambiental. *Cinta de Moebio*, 24. 24 p. Consultado en línea el 4 de Octubre de 2010: www.moebio.uchile.cl/24/march.htm
- Martin, E.A., L. Ratsimisetra, F. Laloë y S. M. Carrière. 2009. Conservation value for birds of traditionally managed isolated trees in an agricultural landscape of Madagascar. *Biodiversity and Conservation*. Original Paper. Doi. 10.1007/s10531-009-9671-x.
- Martin, P., R.E. Sherman y T.J. Fahey. 2004. Forty year of tropical forest recovery from agriculture: Structure and floristics of secondary and old-growth riparian forests in the Dominican Republic. *Biotropica*, 36: 297-317.
- Martínez, D. 2003. Protected areas, indigenous peoples and the western idea of nature. *Ecological Restoration*, 21: 247-250.
- Martínez-Gómez, L. 1994. Inventario de la División Rhopalocera (Lepidoptera: Frenatae) del Parque Estatal de Agua Blanca, Tabasco. Tesis Licenciado Biología, UJAT. 54 p.
- Martínez-Morales, M.A. 2007. Avifauna del bosque mesófilo de montaña del noreste de Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78:149-162.
- Martínez-Ramos, M. y X. García-Orth. 2007. Sucesión ecológica y restauración de las selvas húmedas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 80: 69-84.

- Martínez-Sánchez, J.C. 1987. Deforestación y conservación de crácidos en Nicaragua; un informe preliminar. En: II Simposio Internacional sobre la Familia Cracidae, Caracas, Venezuela. 5 p.
- Masera, O., M. Astier y S. López-Ridaura. 1999. Sustentabilidad y manejo de los recursos naturales: El marco de la evaluación MESMIS. Mundi-Prensa S.A. de C.V., México, DF, México. 109 p.
- Maya-Martínez, A., C. Pozo y E. May-Uc. 2005. Las mariposas (Rhopalocera, Pieridae y Nymphalidae) de la selva alta subperennifolia de de la región de Calakmul, México, con nuevos registros. *Acta Zoológica Mexicana*, 44: 123-143.
- McGeoch, M.A., B.J. Van Rensburg y A. Botes. 2002. The verification and application of bioindicators: a case of study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology*, 39: 661-672.
- McIntyre, S. y R. Hobbs. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology*, 13(6): 1282-1292.
- Metzger, J. P. 2006. How deal with non-obvious rules for biodiversity conservation in fragmented areas. *Naturaleza y Conservacao*, 4: 125-137.
- Moctezuma-Malagón, A., C. E. González-Esquivel, G. de la Lanza-Espino y C. González-Rebeles-Islas .2008. A methodology for evaluating the sustainability of inland wetland systems. *Aquaculture International* 16: 525-537.

- Monasterio, M. 1994. Traditional prehispanic ecotechnologies for the management of biodiversity in Latin America. Pp. 12-22. In: Hauser, G., Little, M.A. y Roberts, D.F. (Eds.). Man, culture and biodiversity: Understanding interdependencies. Biology International Special Issue No. 32. 1994 The International Union of Biological Sciences News Magazine. 96 pp.
- Morrison, E. 1999. Introduction to SPSS. Center for Social Science Computation and Research, University of Washington, USA. 14 p.
- Moya-García X., A. Caamal, B. Ku-Ku, E. Chan-Xool, I. Armendáriz, J. Flores, J. Moguer, M. Noh-Poot, M. Rosales y J. Xool-Domínguez. 2003. La agricultura campesina de los mayas en Yucatán. LEISA Revista de Agroecología, 19:7-17.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: Implications for conservation. Trends in Ecology and Evolution, 10: 58-62.
- Murphy, H. y J. Lovett-Doust. 2004. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? Oikos, 105: 3-14.
- Nasca, J. A., M. Toranzos y N. R. Banegas. 2006. Evaluación de la sostenibilidad de dos modelos ganaderos de la llanura deprimida salina de Tucumán, Argentina. Zootecnia Tropical, 24(2): 121-136.
- National Geographic Society. 2002. Field guide to the birds of North America. 4th Ed. National Geographic Society, Washington, D.C., USA. 480 p.
- Naveh, Z. 1998. Ecological and cultural landscape restoration and the cultural evolution towards a post-industrial symbiosis between human society and nature. Restoration Ecology, 6: 135-143.

- Neri-Noriega, R., I. Ocampo-Fletes, J. F. Escobedo-Castillo, A. Pérez-Magaña y S. Rappo-Miguez. 2008. La sustentabilidad de los sistemas agrícolas con pequeña irrigación. El caso de San Pablo Actipán. *Revista de Sociedad, Cultura y Desarrollo Sustentable* 4(2): 139-163.
- New, T.R. 1997. *Butterfly conservation*. 2ª. ed. Oxford University Press, South Melbourne, Australia. 248 p.
- Ochoa-Gaona, S., I. Pérez-Hernández y B. De Jong. 2008. Fenología reproductiva de las especies arbóreas del bosque tropical de Tenosique, Tabasco, México. *Revista de Biología Tropical*, 56: 657-673.
- Ochoa-Gaona, S., F. Hernández-Vázquez, B.H.J. de Jong y F. Gurri-García. 2007. Pérdida de diversidad florística ante un gradiente de intensificación del sistema agrícola de roza-tumba-quema: un estudio de caso en la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 81: 65-80.
- Ochoa-Gaona, S.; De Jong, B.; Pech, E.; Jiménez, N.; Jiménez, L. y Elgueta, J. 2004a. Una alternativa sustentable de desarrollo rural mediante la captura de Carbono: un ejemplo en comunidades del municipio de Tenosique, Tabasco. En: L. Gama, S. Ochoa-Gaona y Chiappy (eds.). *Etnopaisaje, trabajo comunitario y manejo y conservación de recursos naturales*. 1ª. Ed., DACBIOL-UJAT/ECOSUR/SEP-CONACYT, México. p. 83-95.
- Ochoa-Gaona, S., M. González-Espinoza, J. Meave y V. Sorani-Dal Bon. 2004b. Effect of forest fragmentation on the woody flora of highlands of Chiapas, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 13: 867-884.
- Ochoa-Gaona, S. y G. Domínguez-Vázquez. 2000. Distribución y fenología de la flora leñosa de Chajul, Selva Lacandona, Chiapas, México. *Brenesia*, 54: 1-24.

- Opdam, P., R. van Apeldoorn, A. Schotman y J. Kalkhoven. 1993. Population responses to landscape fragmentation, pp. 147-177. In *Landscape ecology of a stressed environment*. C. C. Vos y P. Opdam (Eds.). Chapman and Hall. Nueva York.
- Ordóñez, Y. 2003. Validación de indicadores ecológicos para la evaluación de sostenibilidad en bosques bajo manejo forestal en el trópico húmedo, con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación. Tesis Maestro en Ciencias, CATIE, Turrialba, Costa Rica. 86 p.
- Orozco-Hernández, M.A., G. Gutiérrez-Martínez y J. Delgado-Campos. 2009. Desarrollo rural y deterioro del bosque. Región interestatal del Alto Lerma. *Economía, Sociedad y Territorio*, 9(30): 435-472.
- Ortiz-Ávila, T. y O. Masera. 2008. Subsidios y estrategias de producción campesina: el caso de Casas Blancas, México. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica* 7: 61-80.
- Ortiz-Espejel, B. y V. Toledo. 1998. Tendencias en la deforestación de la selva Lacandona (Chiapas, México): El caso de las Cañadas. *Interciencia* Nov-Dec 1998, Vol 23(6): 318-327.
- Pat, L. 2007. Seguridad alimentaria en cuatro comunidades mayas con diferente actividad económica del norte de Campeche. Tesis de Doctorado. ECOSUR. Campeche, México.
- Patten, A.M., H. Gómez y B. Smith-Patten. 2010. Long-term changes in the bird community of Palenque, Chiapas, in response to rainforest loss. *Biodiversity and Conservation*, 19: 21-36.

- Pennington, T.D. y J. Sarukhán. 1998. Árboles tropicales de México. 2^a .ed. Universidad Nacional Autónoma de México/ Fondo de Cultura Económica, México DF., México. 521 p.
- Pennington, T.D. y J. Sarukhán. 2005. Árboles tropicales de México. Universidad Nacional Autónoma de México y Fondo de Cultura Económica, México, D.F., México. 523 p.
- Peterson, R. y E. Chalif. 1973. Mexican birds: Peterson field guides. Houghton Mifflin Company, Boston, Nueva York. 298 pp.
- Pérez, M., G. Borneman, L. Campo, M. Sotelo, I. Arana, F. Ramírez y E. Castañeda. 2003. Biodiversidad y producción en sistemas silvopastoriles de América Central. Cuadernos de Investigación, UCA, Managua, Nicaragua. 77 p.
- Pérez, M., M. Sotelo, F. Ramírez, I. Ramírez, A. López y I. Siria. 2004. Composición y diversidad de aves, moluscos y plantas asociadas con sistemas silvopastoriles de Matiguás y Río Blanco, Dpto. de Matagalpa, Nicaragua. Encuentro, 4: 11-28
- Pérez, A.M., G. Borneman, L. Campo, M. Sotelo, F. Ramírez e I. Arana. 2005. Relaciones entre biodiversidad y producción en sistemas silvopastoriles de América Central. Ecosistemas 2005/2
<http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?>
- Pérez, A.M., M. Sotelo, F. Ramírez, A. López y Siria, I. 2006. Conservación de la biodiversidad en sistemas silvopastoriles de Matiguás y Río Blanco (Matagalpa, Nicaragua). Ecosistemas 3.
www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=4298Id_Categoria=28tipo=portada

- Pérez, M., M. Sotelo, I. Siria, R. Alkemade y L. Aburto. 2007. Developing a species based model for biodiversity assessment in an agricultural landscape in Nicaragua. *Gaia*, 8: 1-54.
- Pérez AM, M. Sotelo, I. Arana, A. López. 2008. Diversidad de moluscos gasterópodos terrestres en la región del Pacífico de Nicaragua y sus preferencias de hábitat. *Revista de Biología Tropical*, 56: 317-332
- Perfecto, I. y J. Vandermeer. 2008. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: A new conservation paradigm. *Annual New York Academic Science*, 1134: 173-200.
- Perfecto, I., J. Vandermeer, P. Hanson y V. Cartin. 1997. Arthropod diversity loss and the transformation of a tropical agroecosystem. *Biodiversity and Conservation*, 6: 935-945
- Perfecto, I. y R. Snelling. 1995. Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: Ants in coffee plantations. *Ecological Applications*, 5: 1084-1097.
- Popp, A.W.A. 2008. The epistemic value of rationality. MPRA 17618. Consultado en línea el 4 de Octubre de 2010 en: <http://mpra.ub.uni-muenchen.de/17618>.
- Pozo, C., A. Luis-Martínez, J. Llorente-Busquets, N. Salas-Suárez, A. Maya-Martínez, I. Vargas-Fernández y A. Warren. 2008. Seasonality and phenology of the butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea) of Mexico's Calakmul region. *Florida Entomologist*, 91: 407-422

- Pozo, C., J. Llorente, A. Martínez, I. Vargas y Salas, N. 2005. Reflexiones acerca de los métodos de muestreo para mariposas en las comparaciones biogeográficas. En: Llorente, J. y J. Morrone (eds). Regionalización geográfica en Iberoamérica y tópicos afines: Primeras Jornadas Biogeográficas de la Red Iberoamericana de Biogeografía y Entomología Sistemática (RIBES XII.I –CYTED). Universidad Nacional Autónoma de México. pp. 203-215.
- Quintana-Ascencio P. F., González-Espinosa M., Ramírez-Marcial N., Domínguez-Vázquez G. y Martínez-Icó M. 1996. Soil seed banks and regeneration of tropical rain forest from milpa fields at the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Biotropica*, 28:192-209.
- Ragusso, R. A. y J. Llorente-Bousquets. 1990. The butterflies (Lepidoptera) of the Tuxtla Mts., Veracruz, México, revisited: Species-richness and habitat disturbance. *Journal of Research on Lepidoptera*, 29: 105-133.
- Ramírez, A. 2006. Ecología: Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades. Editorial Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá. Bogotá, Colombia. 273 p.
- Ramírez-Albores, J.E. 2006. Variación en la composición de comunidades de aves en la Reserva de la Biósfera Montes Azules y áreas adyacentes, Chiapas, México. *Biota Neotropica*, 6: 1-19.
- Ramírez-Albores, J. E. 2010. Diversidad de aves de hábitats naturales y modificados en un paisaje de la Depresión Central de Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 58: 511-528.

- Ramos, Z. 2004. Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: Herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad. Tesis Maestro en Ciencias, CATIE, Turrialba, Costa Rica. 216 p.
- Ramos-Pérez, P. P., M. R. Parra-Vázquez, S. Hernández-Daumás, O. B. Herrera-Hernández y J. Nahed-Toral. 2009. Estrategias de vida, sistemas agrícolas e innovación en el municipio de Oxchuc, Chiapas. *Revista de Geografía Agrícola*, 42: 83-106.
- Rangel, L.J. y J. Gamboa, J. 2006. Listado preliminar de gasterópodos terrestres de “Boca del Cerro”, Tenosique, Tabasco, México. *Kuxulkab´* 11: 51-57.
- Rangel, L.J., J. Gamboa y F. Alegría. 2004. Diversidad malacológica en la Región Maya. II. “Parque Estatal Agua Blanca”, Tabasco, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 20: 55-62.
- Rangel, L.J. y J. Gamboa. 2001. Diversidad malacológica en la Región Maya. I. “Parque Estatal de La Sierra”, tabasco, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.), 82: 1-12.
- Rangel-Ruiz L.J. y J. Gamboa-Aguilar. 2000. Gasterópodos epicontinentales de la Reserva de la Biósfera Pantanos de Centla, Tabasco. *Universidad y Ciencias*, 15: 129-140.
- Rangel-Salazar, J.L., P. L. Enríquez y E. C. Sántiz-López. 2009. Variación de la diversidad de aves de sotobosque en el Parque Nacional Lagos de Montebello, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 25: 479-495.
- Rocha-Gutiérrez, O.E., Rodríguez-Blanco, M. y M.M. Vázquez-Sánchez. 2009. Plan de manejo tipo de Hoco faisán (*Crax rubra*) y Cojolite (*Penelope purpurascens*) SEMARNAT/DGVS. México D.F., México. 68 p.

- Robinson, W.D. 2001. Changes in abundance of birds in a neotropical forest fragment over 25 years: a review. *Animal Biodiversity and Conservation*, 24: 51-65.
- Romero-Romero, M.A., S. Castillo, J. Meave y H. van der Wal. 2000. Análisis florístico de la vegetación secundaria derivada de la selva húmeda de montaña de Santa Cruz Tepetotutla (Oaxaca), México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 67: 89-106.
- Rzedowski, J. 2006. *Vegetación de México*. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504 p (Disponible en línea en http://www.conabio.gob.mx/institucion/centrodoc/doctos/vegetacion_de_mexico.html).
- Sabogal-Aguilar, J. y E. Hurtado. 2008. Elementos del concepto racionalidad ambiental. *Revista Facultad de Ciencias Económicas: Investigación y Reflexión*, 16(2): 117-132.
- Salinas-Gutiérrez, J. L., C. Méndez, M. Barrios, C. Pozo y J. Llorente-Bousquets. 2009. Hacia una síntesis de los Papilionoidea (Insecta: Lepidoptera) de Guatemala con una reseña histórica. *Caldasia*, 31: 407-440.
- Sánchez, D., M. López, A. Medina, R. Gómez, C. Harvey, S. Vílchez, B. Hernández, F. López, M. Joya, F. Sinclair y K. Stefan. 2005. Importancia ecológica y socioeconómica de la cobertura arbórea en un paisaje fragmentado de bosque seco de Belén, Rivas. *Encuentro*, 68, www.bibliotecavirtual.clacso.org.ar/ar/libros/nicaragua/uca/encuen/encuen68/art1.rtf.
- Sánchez, S. 2002. Lista preliminar de mariposas diurnas (Lepidoptera: Rhopalocera) del Parque Ecológico de La Chontalpa, Tabasco, México. *Entomotropica*, 17: 111-113

- Sandoval, K.J. 1999. Análisis estructural de la vegetación arbórea y sotobosque del Parque Nacional Laguna El Tigre Petén, Guatemala. Tesis Licenciado en Biología. Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala. 104 p.
- Santibáñez, J. 2005. Efecto de la estructura, composición y conectividad de las cercas vivas en la comunidad de aves en Río Frío, Costa Rica. Tesis Maestría en Ciencias, CATIE. 2005. Turrialba, Costa Rica. 133 p.
- Sarandón, S.J. 2002. El desarrollo y uso de indicadores para evaluar la sustentabilidad de los agroecosistemas. Capítulo 20: 393-414. En: Agroecología: El camino hacia una agricultura sustentable, S.J. Sarandón (Ed.). Ediciones Científicas Americanas, La Plata, Argentina. 557 p.
- Sarandón, S. J., M. S. Zuluaga, R. Cieza, C. Gómez, L. Janjetic y E. Negrete. 2006. Evaluación de la sustentabilidad de sistemas agrícolas de fincas en Misiones, Argentina, mediante el uso de indicadores. *Agroecología*, 1: 19-28.
- Saunders, D., R. Hobbs y C. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Schoeneberger, M. y G. Ruark, G. 2003. Agroforestry - Helping to achieve sustainable forest management. For delivery at the UNFF Intersessional Experts Meeting on the role of the planted forests in sustainable forest management, 24 – 30 March 2003, New Zealand.
- Schroth, G., G. Da Fonseca, C. Harvey, C. Gascon, L. Vasconcelos y A. Izac. 2005. Farmers and the forest: Can the agroforestry actually conserve biodiversity? *Conservation Biology*, 19: 2043-2044.

- Schulze, C., M. Waltert, P. Kessler, R. Pitopang, Shahabuddin, D. Veddeler, M. Mühlenberg, R. Gradstein, C. Leuschner, I. Steffan-Dewenter y T. Tschardtke. 2004. Biodiversity indicator groups of tropical land – use system: comparing plants, birds, and insects. *Ecological Applications*, 14: 1321-1333.
- Secrest, M.F., M.R. Willig y L.L. Peppers. 1996. The legacy of disturbance on habitat associations of terrestrial snails in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Biotropica*, 28: 502-514.
- Sekercioglu, C., S. Loarie, F. Oviedo, P. Ehrlich y G. Daily. 2007. Persistence of forest birds in the Costa Rican agricultural countryside. *Conservation Biology*, 21: 482-494.
- Shankar-Raman, T., G. Rawat y A. Johnsingh. 1998. Recovery of tropical rainforest avifauna in relation to vegetation succession following shifting cultivation in Mizoram, north-east India. *Journal of Applied Ecology*, 35: 214-231.
- Silva, I.A., M.V. Cianciaruso y M.A. Batalha. 2009. Dispersal modes and fruiting periods in hyperseasonal and seasonal savannas, central Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, 32: 155-163.
- Smith, T.M., H.H. Shugart y F.I. Woodward. 1998. Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change. *International Geosphere-Biosphere Programme Books Series*, Cambridge University Press, England. 369 p.
- Smyth, A. J. y J. Dumanski. 1993. FESLM: An international framework for evaluating sustainable land management. *FAO, World Soil Resources Report 73*. Roma, Italia.
- Snodgrass, K.M. 1998. Theler ancient climate as inferred by land snails at the Brokenleg Bend locality, Oklahoma. *Journal of Undergraduate Research*, 1: 154-160

- Snow, D.W. 1981. Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. *Biotropica*, 13: 1-14.
- Sodhi, N.S., T. Ming-Lee, L. Pin-Koh y B.W. Brook. 2009. A meta-analysis of the impact of anthropogenic forest disturbance on southeast Asia's Biotas. *Biotropica*, 41: 103-109.
- Solem, A. 1974. The shell makers. John Wiley y Sons eds. 299 p.
- Sosa-Vázquez, R. 2006. Composición de la Superfamilia Papilionoidea (Insecta-Lepidoptera), en el centro ecoturístico de Yu Balcah, Tacotalpa, Tabasco, México. Tesina Licenciado Ecología, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, UJAT. 42 p.
- Sousa, W. 1984. The role of disturbance on natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15: 353-391.
- Sparrow, H., T. Sisk, P. Ehrlich y D. Murphy. 1994. Techniques and guidelines for monitoring neotropical butterflies. *Conservation Biology*, 8: 800-809.
- Spellerberg, I.F 2005. *Monitoring ecological change*. 2nd. Edition, Cambridge University Press, England. 391 p.
- Spellerberg, I. 1995. *Monitoring ecological change*. Cambridge University Press, England. 328 p.
- Stouffer, P., R. Bierregaard, C. Strong y T. Lovejoy. 2006. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. *Conservation Biology*, 20: 1212-1223.
- Tabarelli, M., W. Mantovani y C. Peres. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 91: 119- 127.

- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M.C. Wichmann, M. Schwager y F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79-92.
- Tobar, D. & M. Ibrahim. 2010. ¿Las cercas vivas ayudan a la conservación de la diversidad de mariposas en paisajes agropecuarios? *Revista de Biología Tropical*, 58: 447-463.
- Tobar, D., M. Ibrahim y F. Casasola. 2007. Diversidad de mariposas en un paisaje agropecuario del Pacífico Central de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 45: 58-65.
- Tolón-Becerra, A. y X. B. Lastra-Bravo. 2009. Conclusiones sobre investigaciones y experiencias de desarrollo sostenible en espacios rurales iberoamericanos. *Observatorio Medioambiental*, 12: 247-263.
- Tommasino, H., J. Gómez-Terra, M.N. González, C. Santos y L. Franco. 2007. La sustentabilidad en la producción familiar y sus indicadores. En: IX Encuentro de Nutrición y Producción en Animales Monogástricos, Montevideo, Uruguay. p. 19-23.
- Tundisi, J.G. y T. Matsumura-Tundisi. 2008. Biodiversity in the neotropics: ecological, economics and social values. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4, Suppl.): 913-915.
- Tun-Dzul, F.J. 2007. La estacionalidad de la selva baja inundable: Su análisis mediante percepción remota. Tesis de Maestría, El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal, Quintana Roo, México. 96 p.
- Turner, M., R. Gardner y R. O'Neill. 2001. *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Library of Congress Cataloging In Publication Data. Springer-Verlag, Nueva York, EU. 401 p.

- Uehara-Prado, M., K. Spalding y A. Lucci. 2007. Species richness, composition and abundance of fruit-feeding butterflies in the Brazilian Atlantic forest: Comparison between a fragmented and a continuous landscape. *Global Ecology and Biogeography*, 46: 43-54.
- Van der Belt, M. 2004. Mediated modeling: A system dynamics approach to environmental consensus building. Island Press, Washington, EU. 339 p.
- Vandermeer, J., M. van Noordwijk, J. Anderson, C. Ong e I. Perfecto. 1998. Global change and multiple-species agroecosystems: Concepts and issues. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 67: 1-22.
- Vandermeer, J. e I. Perfecto. 2007. The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology*, 21: 274-277
- Van der Wal, H., R. Delgadillo-Aguirre y S. Weltz. 2007. Criterios de sustentabilidad para la planificación en los Consejos Municipales de Desarrollo Rural Sustentable. 1ª. Ed. EL Colegio de la Frontera Sur, Tapachula, Chiapas, México. 63 p.
- Van Perlo, B. 2006. Birds of México and Central América. Illustrated Checklist. Princeton University Press. 336 pp.
- Vargas-Fernández, I., J. E. Llorente-Bousquets, A. Luis-Martínez y C. Pozo. 2008. Nymphalidae de México II (Libytheinae, Ithomiinae, Morphinae y Charaxinae): Distribución geográfica e ilustración. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 225 p.

- Vázquez-Negrin, I. y O. Castillo-Acosta. 2007. Heterogeneidad estructural de un remanente de selva alta perennifolia en el ejido Niños Héroes, Tenosique, Tabasco. In: Memorias de la Semana de Divulgación y Video Científico, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa, Tabasco, México. p 503-506.
- Vázquez-Pérez, J.R., Enríquez, P.L. y Rangel-Salazar, J.L. 2009. Diversidad de aves rapaces diurnas en la Reserva de la Biósfera Selva El Ocote, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80: 203-209.
- Vera-Ardila, M.L. y E.L. Linares. 2005. Gastrópodos de la región subxerofítica de La Herrera, Mosquera, Cundinamarca, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, 29: 439-456.
- Vergara-Tenorio, M.C. y J.R. Cervantes-Vázquez. 2009. Riesgo, ambiente y percepciones en una comunidad totonaca. *Economía, Sociedad y Territorio*, 9(29): 145-163.
- Vieira, D.L.M., K.D. Holl y F.M. Peneireiro. 2009. Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Restoration Ecology*, 17: 451-459.
- Vieira, I.C.G., A. Silva, E.A. Davidson, T.A. Stone, C.J. Reis y J.B. Guerrero. 2003. Classifying successional forests using Landsat spectral properties and ecological characteristics in eastern Amazonia. *Remote Sensing of Environment*, 87: 470-481.
- Vielliard, J.M.E. 2000. Bird community as an indicator of biodiversity: results from quantitative surveys in Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 72: 323-330.

- Vílchez, S., C. Harvey, D. Sánchez, A. Medina y B. Hernández. 2004. Diversidad de aves en un paisaje fragmentado de bosque seco en Rivas, Nicaragua. *Encuentro*, 4: 60-75.
- Villagrán-Mella, R., Aguayo, M., Parra, L.E. y A. González. 2006. Relación entre características del hábitat y estructura del ensamble de insectos en humedales palustres urbanos del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 79: 195-211.
- Villareal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. y A.M. Umaña. 2006. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Segunda edición. Programa de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humbolt. Bogotá, Colombia. 236 p.
- Villegas-Segura, I. 1998. Inventario de los Papilionoidea (Insecta: Lepidoptera) del Monumento Natural Cerro del Coconá, Teapa, Tabasco y algunos aspectos de su fenología. Tesis Licenciado en Biología, UJAT. 87 p.
- Wang, Z., Y-F. Chen y Y-H. Chen. 2009. Functional grouping and establishment of distribution patterns of invasive plants in China using self-organizing maps and indicator species analysis. *Archives of Biological Sciences*, 61: 71-78.
- Watkinson, A. y S. Ormerod. 2001. Grassland, grazing and biodiversity: editors' introduction. *Journal of Applied Ecology*, 38: 233-237.
- Watling, J. y M. Donnelly. 2006. Fragments as island: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness. *Conservation Biology*, 20: 1016 – 1025.

- Watson, D. 2002. A conceptual framework for studying species composition in fragments, islands and other patchy ecosystems. *Journal of Biogeography*, 29: 823-834.
- WCED, 1987. Report of the World Commission on Environment and Development, Resolutions adopted by the General Assembly, 42/187. United Nations. <http://www.un-documents.net/a42r187.htm>
- Wehbe, M. B., R. A. Seiler, M. G. Vinocur, H. Eakin, C. Santos y M. Civitaresi. 2005. Social methods for assessing agricultural producers' vulnerability to climate variability and change based on the notion of sustentability. AIACC Working Paper No. 19, 22 pp. www.aiaccproject.org
- Wendt, T. 1998. Composición, afinidades florísticas y orígenes de la flora arbórea del dosel de los bosques tropicales húmedos de la vertiente mexicana del Atlántico. En: T.P. Ramamoorthy, R. Bya, A. Lot y J. Fa (comps.). *Diversidad biológica de México: Orígenes y distribución*. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. p. 581-664.
- Werth, S., H. Wagner, R. Holderegger, J. Kalwij y C. Scheidegger. 2006. Effects of disturbance on the genetic diversity of an old-forest associated lichen. *Molecular Ecology*, 15: 911-921
- Williams-Linera, G. y F. Lorea. 2009. Tree species diversity driven by environmental and anthropogenic factors in tropical dry forest fragments of central Veracruz, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, Original Paper published online, doi: 10.1007/s10531-009-9641-3.

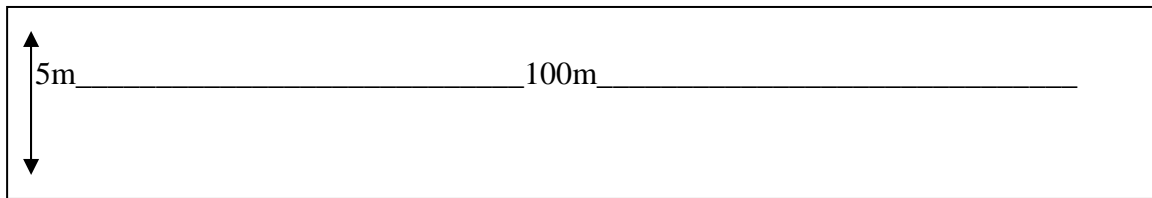
- Williams-Linera, G., V. Domínguez-Gastelú y M. García-Zurita. 1998. Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rain forest. *Conservation Biology*, 12: 1091-1102.
- Wunderle, J. 1994. Métodos para contar aves terrestres del Caribe. United States Department of Agriculture (USDA)/ Forest Service General Technical Report SO-100. Nueva Orleans, EU. 28 p.
- Zamora-Crescencio, P., G. García, J. Flores y J. Ortíz. 2008. Estructura y composición florística de la selva mediana subcaducifolia en el sur del estado de Yucatán, México. *Polibotánica*, 26: 33-66.
- Zonneveld, I. 1989. The land unit: A fundamental concept in landscape ecology, and its application. *Landscape Ecology*, 3: 67-83.
- Zuidema, P., J. Sayer y W. Dijkman. 1996. Forest fragmentation and biodiversity: The case for intermediate-sized conservation areas. *Environmental Conservation*, 23: 290-297.
- Zuur, A., Ieno, E. y Smith, G. 2007. Analysing ecological data. Pages 163-179. In: M. Gail, K. Krickeberg, J. Samet, A. Tsiatis and W. Wong, Series (eds.). *Statistics for biology and health*. Springer Science + BusinessMedia, LLC, 233 Spring Street, New York, USA. 667 p

VII. ANEXOS

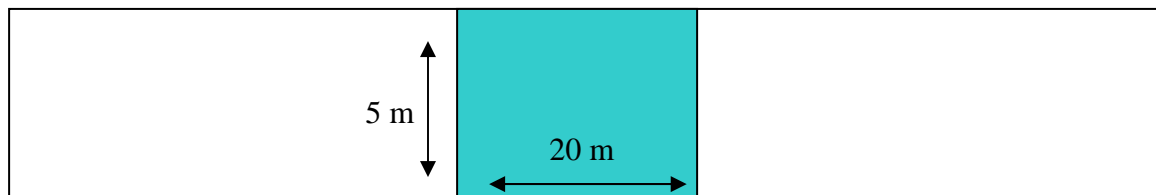
Anexo 7.1. Coordenadas UTM para las unidades de paisaje estudiadas en el ejido. RE = Selva, MA = Matriz Agropecuaria, RE_{AJ} = selva referente de vegetación secundaria joven en laderas, RE_{AM} = selva referente de vegetación secundaria madura en las cimas, RE_{PAD} = selva referente de potreros con árboles dispersos en las partes planas, REL = senderos dentro de selva, AJ = acahual o vegetación secundaria joven, AM = acahual o vegetación secundaria madura, AL = árboles en línea formando cercos vivos, PAD = potrero con árboles dispersos.

Paisaje	Réplica	Unidad	Longitud	Latitud
RE		1 RE _{AM}	669890	1908616
RE		1 RE _{AJ}	669706	1908463
RE		1 RE _{PAD}	669440	1908524
RE		1 REL	669758	1908390
RE		2 RE _{PAD}	669362	1909548
RE		2 RE _{AJ}	669086	1909401
RE		2 RE _{AM}	669004	1909230
RE		2 REL	669058	1909624
RE		3 RE _{AM}	667777	1910289
RE		3 RE _{AJ}	667760	1909930
RE		3 RE _{PAD}	667802	1910112
RE		3 REL	668034	1910315
RE		4 RE _{PAD}	669662	1909562
RE		4 RE _{AJ}	669590	1909256
RE		4 RE _{AM}	669465	1909011
RE		4 REL	669839	1909475
MA		1 AM	664512	1909916
MA		1 AJ	669301	1910800
MA		1 PAD	669521	1910265
MA		1 AL	669357	1911026
MA		2 AM	668618	1911648
MA		2 AJ	668607	1911562
MA		2 PAD	668713	1911365
MA		2 AL	668637	1911427
MA		3 AM	669737	1909768
MA		3 AJ	669685	1910001
MA		3 PAD	669777	1910599
MA		3 AL	669608	1911161
MA		4 AM	669468	1912212
MA		4 AJ	669370	1912148
MA		4 PAD	669264	1912121
MA		4 AL	669585	1911875

Anexo 7.2. Esquema de parcelas de muestreo



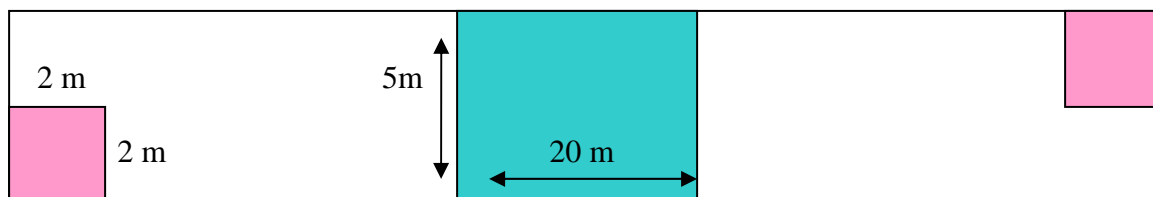
Anexo 7.2a. Modelo de parcela grande (100 m x 5 m) para levantamiento de información de especies vegetales DAP ≥ 5 cm.



Anexo 7.1b. Modelo de parcela 5 m x 20 m para juveniles y arbustos DAP < 5cm.



Anexo 7.2c. Modelo de sub-parcela 2 m x 2 m para regeneración (Plántulas) y herbáceas.



Anexo 7.2d. Parcela de 0.1 ha (rectángulo grande) y subparcelas de 100 m² y 4 m².



EL COLEGIO DE LA FRONTERA SUR
Formato 2. Registro de variables estructurales y físicas de unidades de
muestreo
Proyecto FOMIX-Conacyt

Nombre: _____ No. de hoja _____

Fecha: _____ Propietario _____

Sitio	Unidad	Parcela	Densidad Ind/m ²	*Estratos	Cobertura	Luz	Temp	HR	HS	Lat	Long	Alt.	Pendiente (%)	Exposición

* 1) Un estrato, 2) dos estratos, 3) Tres estratos, 4) 4 estratos. Los estratos serán sotobosque herbáceo, sotobosque arbustivo, estrato arbóreo bajo y estrato arbóreo alto.



EL COLEGIO DE LA FRONTERA SUR

Formato 3. Inventario de avifauna

Proyecto FOMIX-Conacyt

Nombre de colector: _____ No. de hoja _____

Fecha: _____ Condición del tiempo: _____ Latitud ____. Longitud ____

Temp _____ HR _____ Propietario _____

Sitio	Unidad	Estación	Especie	No. Individuos	Plantas utilizadas	Actividad
		6:30 horas				
		6:45 horas				
		7:00 horas				
		7:15 horas				
		7:30 horas				
		7:45 horas				
		8:00 horas				
		8: 15 horas				
		8:30 horas				
		8:45 horas				
		9:00 horas				
		9:15 horas				



EL COLEGIO DE LA FRONTERA SUR

Formato 5. Inventario de malacofauna en parcelas de suelo (Consolidado)

Proyecto FOMIX-Conacyt

Nombre: _____ No. de hoja _____

Fecha: _____

Sitio	Unidad	Parcela	Sub Parcela	Especies	No. Ind.	HS	HR	Temp	Cober	Ilumin	Lat.	Long.	Alt.	**Registro Conquiola / b
	1	1	1											/
	1	1	2											/
	1	2	1											/
	1	2	2											/
	1	3	1											/
	1	3	2											/
	2	1	1											/
	2	1	2											/
	2	2	1											/
	2	2	2											/
	2	3	1											/
	2	3	2											/
	3	1	1											/
	3	1	2											/
	3	2	1											/
	3	2	2											/
	3	3	1											/
	3	3	2											/
	4	1	1											/
	4	1	2											/
	4	2	1											/
	4	2	2											/
	4	3	1											/
	4	3	2											/

**a) Vivos b) Solo concha

Nota: Como la extracción de moluscos se hace en laboratorio, entonces la hoja que se presenta aquí es un ejemplo del consolidado de las hojas de anotaciones por parcela que deberá incluir tantas filas como especies se encuentren en cada una de las muestras de suelo.



EL COLEGIO DE LA FRONTERA SUR

Formato 6. Inventario de malacofauna muestreo por tiempo (Consolidado)

Proyecto FOMIX-Conacyt

Nombre: _____ No. de hoja _____

Fecha: _____

Sitio	Unidad	Parcela	Por Tiempo	Especie	Individuos	HS	HR	Ilum.	Cob.	Alt.	Lat.	Long	Temp	*Registro Conquiola / b	Huésped
		1	1											/	
		1	2											/	
		2	1											/	
		2	2											/	
		3	1											/	
		3	2											/	
		1	1											/	
		1	2											/	
		2	1											/	
		2	2											/	
		3	1											/	
		3	2											/	
		1	1											/	
		1	2											/	
		2	1											/	
		2	2											/	
		3	1											/	
		3	2											/	
		1	1											/	
		1	2											/	
		2	1											/	
		2	2											/	
		3	1											/	
		3	2											/	

*a) Vivos b) Solo concha

Nota: Como la extracción de moluscos se hace en laboratorio, entonces la hoja que se presenta aquí es un ejemplo del consolidado de las hojas de anotaciones por muestreo por tiempo que deberá incluir tantas filas como especies se encuentren en cada una de las muestras de vegetación.

Anexo 7.4. Dimensiones, criterios e indicadores utilizados para evaluar la sustentabilidad en el ejido NHC mediante MESMIS. Umbral o valor mínimo para aceptar la sustentabilidad del manejo en el sistemas expresado en el valor del ISGen será 2 y ninguna de las tres dimensiones debe tener un valor inferior a este umbral.

Dimensión	Criterio	Indicador	Escala	
Económica	IKA) Autosuficiencia alimentaria	IKA1) Diversificación de la producción	4) Más de 9 productos, 3) De 7 a 9 productos, 2) De 6 a 3 productos, 1) De 3 a 2 productos y 0) menos de 2 productos.	
		IKA2) Cantidad de consumo soportada por el propio sistema	4) 90 a 100 % de autoabasto, 3) De 89 a 75%, 2) De 60 a 74%, 1) De 40 a 59 % y 0) menos de 40%.	
	IKB) Ingreso mensual por grupo	IKB1) Ingreso mensual/grupo	4) Más de 6000 pesos/mes, 3) Entre 4501 y 6000, 2) De 3001 a 4500, 1) De 1500 a 3000 y 0) menos de 1500 (salario mínimo).	
	IKC) Riesgo económico	IKC1) Diversificación para la venta IKC2) Vías de comercialización IKC3) Dependencia de insumos externos	IKC1) Diversificación para la venta	4) 6 o más productos, 3) entre 4 y 5, 2) 3 productos, 1) 2 productos y 0) 1 a ningún producto.
IKC2) Vías de comercialización			4) 5 o más canales, 3) 4 canales, 2) 3 canales, 1) 2 canales, 0) 1 canal.	
IKC3) Dependencia de insumos externos			4) 0 a 20% de insumos externos, 3) 20 a 40%, 2) 40 a 60%, 1) 60 a 80% y 0) Más de 80% de los insumos.	
Indicador Económico IK = (((2(IKA1+IKA2)/2)+IKB1+(IKC1 +IKC2+2IKC3))/4)/4				
Ecológica	IEA) Conservación biológica	IEA1) Manejo de cobertura vegetal en parcela ejidal	4) Casi toda (>75%) el área de la parcela cubierta de selva o acahual, 3) 50 y 75%, 2) 25 y 50%, 1) entre 10 y 25%, 1) Menos del 10%.	
		IEA2) Rotación de uso del suelo (persistencia de sistema de milpa-acahual)	4) 30 años o más, 3) 20 a 30 años, 2) 10 a 20 años, 1) 5 a 10 años y 0) Menos de 5 años.	
		IEA3) Diversidad de especies	4) 75 a 100% del ensamble de referencia ecológica, 3) 50 a 75%, 2) de 25 a 50%, 1) de 10 a 25% y 0) Menos de 10% del ensamble original.	
	IEB) Riesgo de tala o drástica disminución de cobertura de selva y acahuales	IEB1) Intención de cambio de uso de suelo en descaso (acahuales) hacia otros más intensivos	IEB1) Intención de cambio de uso de suelo en descaso (acahuales) hacia otros más intensivos	4) Ningún cambio en el mediano a largo plazo. Conserva conscientemente su selva y deja crecer su acahual. 3) Puede cambiar una parte del acahual pero no todo y deja siempre cubierta parte del terreno con ese tipo de vegetación. 2) Piensa cambiar a cultivos perennes o alguna otra explotación en el mediano a corto plazo. Piensa dejar algo de acahual siempre. 1) Si puede cambiar en corto plazo hacia cualquier actividad productiva. No necesariamente dejará selvas o acahuales en su parcela. 0) Lo cambiaría todo en el corto plazo, no ve utilidad en mantener acahuales.
			IEB2) Cobertura de terreno por vegetación arbórea.	4) Casi toda (>75%) el área de la parcela cubierta de selva o acahual, 3) 50 a 75%, 2) 25 a 50%, 1) entre 10 a 25%, 1) Menos del 10%.
			IEB3) Densidad de vegetación disminuye erosión del suelo.	4) Erosión natural no visible, 3) Erosión leve, visible en pocos puntos esporádicos, 2) Erosión moderada, con algunas huellas de erosión laminar, 1) Erosión fuerte y visible, en surcos, iniciando aparición de cárcavas. 0) Muy fuerte erosión, con cárcavas presentes.
	IEC) Manejo de la biodiversidad.	IEC1) Biodiversidad temporal.	IEC1) Biodiversidad temporal.	4) Vegetación secundaria de más de 30 años son permitidos por el manejo, 3) 20 a 30 años, 2) 10 a 20 años, 1) 5 a 10 años, 0) Acahual es permitido por menos de 5 años dentro del sistema.
			IEC2) Biodiversidad espacial.	4) Todas las especies originales están y abundan, 3) Todas están pero algunas escasean, 2) Se han perdido algunas pero el 80% o más permanecen. 1) Se han perdido bastantes, casi la mitad. 0) Ya casi no quedan (menos de la mitad).
	Indicador Ecológico IE = (((IEA1 + IEA2 + IEA3)/3 + (2IEB1 + IEB2 + 2IEB3))/5) + (IEC1 + IEC2)/2)/3			
	Socio-cultural	ISCA) Satisfacción de necesidades básicas	ISCA1) Vivienda	4) Vivienda de concreto, terminada y muy buena. 3) Concreto, terminada y buena. 2) Regular sin terminar o deteriorada. 1) Mala sin terminar o deteriorada. 0) Muy mala/ninguna.
ISCA2) Educación			4) Acceso a educación superior/cursos frecuentes. 3) Acceso a educación secundaria. 2) Acceso a educación primaria. Secundaria con restricciones. 1) Acceso solo a primaria. 0) Sin acceso a educación o muy restringido.	

	ISCA3) Salud y cobertura sanitaria	4) Centro sanitario con buena estructura, bien equipado y con médicos permanentes, 3) Centro sanitario con médicos temporales medianamente equipado. 2) Mal equipado y con personal temporario. 1) mal equipado. Personal no idóneo. 0) Sin centro sanitario.
	ISCA4) Servicios	4) Instalación completa de luz, agua potable, con teléfono propio/accesible. 3) Instalación de agua y luz. 2) Instalación de luz. Agua de pozo propio. 1) Sin luz y con agua de pozo cercano/público, 0) Sin luz y sin agua cercana.
ISCB) Aceptabilidad del sistema de manejo y producción	ISCB1) aceptación del sistema productivo	4) Está muy contento con lo que hace. No haría otra cosa aun que le generara más ingresos. 3) Está contento pero antes le iba mucho mejor. 2) No está del todo satisfecho. Se queda porque es lo único que sabe hacer. 1) Poco satisfecho con esta forma de vida. Anhela vivir en la ciudad y ocuparse de otra actividad. 0) Está desilusionado con la vida que lleva. No lo haría más. Está esperando que se presente una oportunidad para dejar la producción.
ISCC) Integración social	ISCC1) Integración	4) Muy alta, se relaciona con todos. 3) Alta, se relaciona con casi todos (80%). 2) Media, se relaciona con un poco más de la mitad de todos los ejidatarios. 1) Baja, solo se relaciona con un grupo de ejidatarios. 0) Muy baja, Solo con su familia.
ISCD) Conocimiento y conciencia ecológica	ISCD1) Conocimiento ecológico	4) Concibe la ecología desde una visión más amplia, más allá de su parcela y conoce sus fundamentos. 3) Tiene conocimiento de la ecología desde su práctica cotidiana. Su conocimiento se reduce a la parcela como la no aplicación de agroquímicos o prácticas de conservación de suelos. 2) Tiene solo una visión parcializada de ecología. Tiene sensación que algunas prácticas pueden estar perjudicando al medio ambiente. 1) No presenta un conocimiento ecológico ni percibe las consecuencias que pueden ocasionar algunas prácticas, pero utiliza prácticas de bajos insumos. 0) Ningún tipo de conciencia ecológica. Realiza prácticas agresivas contra el medio por esta razón.

Indicador Sociocultural ISC = $(2((ISCA1 + 2ISCA2 + 2ISCA3 + 2ISCA4)/7) + 2ISCB1 + ISCC1 + ISCD1)/6$

Indicador de Sustentabilidad General ISGen = $(IK + IE + ISC)/3$



EL COLEGIO DE LA FRONTERA SUR

Proyecto FOMIX-Conacyt

Con base en el artículo 38 de la Ley de Información Estadística y Geográfica “toda la información vertida se mantendrá con carácter estrictamente CONFIDENCIAL y solo será usada para fines estadísticos”

Anexo 7.5. ENCUESTA: CARACTERÍSTICAS SOCIOECONÓMICAS DE GRUPOS DOMESTICOS EN EJIDO NIÑOS HEROES, TENOSIQUE, TABASCO, MEXICO.

Número de entrevista _____ / _____ / _____

Municipio _____ localidad _____ número _____

Fecha de la entrevista: _____ Hora Inicio: _____ Hora termina: _____.

Día/mes/año

I. Datos de la persona entrevistada (Jefe de familia/Parentesco con jefe de familia)

1. Sexo: 1.Femenino 2.Masculino
2. Edad: _____ años cumplidos.
3. Número de personas que trabajan en la parcela: _____ Familiares____ Otros____(IKC3)

II. Capacidad de reacción en contexto de vulnerabilidad, incremento y diversificación activos y formas ganarse la vida. (IKA1, IKB1, ISCA2)

4. ¿Podría darme información de las personas que habitan en la casa?

No.	Parentesco	Edad	Sexo	Escolaridad	Edo. Civil	Ocupación	Ingreso promedio
1				ISCA2		IKA1	IKB1
2				ISCA2		IKA1	IKB1
3				ISCA2		IKA1	IKB1
4				ISCA2		IKA1	IKB1
5				ISCA2		IKA1	IKB1
6				ISCA2		IKA1	IKB1
7				ISCA2		IKA1	IKB1
8				ISCA2		IKA1	IKB1

III. Diversificación Ingresos:/medios de vida:

5. ¿Dónde vende los siguientes productos? (IKA1, IKC1, ISCC1)

Producto IKA1	Familia	Vecinos de ejido	Otros ejidos	Mercado Tenosique	Comerciante intermediario	Estado	Federación	Otros
Leche	IKC1	IKC1	IKC1	IKC1	IKC1	IKC1	IKC1	IKC1
Carne								
Ganado								
Huevos								
Granos								
Hortaliza								
Madera								
Leña								
Carbono								
Pastos								
Alquiler								
Tierras								
Aves								
Tortilla								
Postes								
Palma								
Frutas								
Fauna silvestre								
Mano de obra								
Servicios								

6. ¿Cuáles de las siguientes actividades productivas se realizan en su parcela? (IKA1)
 apicultura, ganadería, horticultura, traspatio, cultivos básicos; cultivos permanentes,
 maderables, no maderables (leña, artesanías, ornamentales, renta tierras o pastizales,
 otros: ¿Cuáles? _____.

7. De los anteriores productos, ¿Cuáles proveen al hogar? (IKA2, IKC3)
 apicultura, ganadería, horticultura, traspatio, cultivos básicos; cultivos permanentes,
 maderables, no maderables (leña, artesanías, ornamentales, renta tierras o pastizales,
 otros: Cuales: _____.

8 Participa en algún tipo de actividad relacionada con: (IKA1, IKC3, ISCC1)
 empresas familiares, empresas comunitarias, apoyos gubernamentales, remesas familiares,
 trabajo como jornalero, trabajo doméstico, obras comunitarias, construcción caminos/carreteras,
 obras conservación, otros empleos no agrícolas.

9. ¿Cuántas personas, instituciones u organizaciones han apoyado sus actividades y negocios en el último año? (IKC3, ISCC1)

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 >10

IV. Distribución de Ingresos/Activos:

10. En un día promedio ¿Cuánto dinero gasta en la casa? (IKA2, IKB1)

- a) Más de 200 pesos
- b) Entre 200 y 150 pesos
- c) Entre 149 y 100 pesos
- d) Entre 99 y 50 pesos
- e) Menos de 50 pesos

11. ¿En qué gasta más dinero diariamente? (IKA2, IKB1)

12. Proporción del gasto en comida (IKA2, IKB1)

13. ¿Utiliza productos de su patio o parcela para la comida diaria? Si ___ No ___ (IKA1, IKA2, IKC1, IKC3)

14. Si utiliza productos de su parcela o patio en el consumo ¿Cuánto en dinero diario se ahorra diario? (IKA2, IKB1)

V. Acceso a satisfacer necesidades/servicios:

Educación,

15. En su comunidad hay acceso a: a) preescolar, b) primaria, c) secundaria, d) educación adultos, e) técnico medio, f) superior g) capacitación permanente en otros sistemas. (ISCA2)

16. ¿En la escuela les transmiten valores de cuidado de los recursos naturales y medio ambiente? (ISCA2, ISCD1)

17. ¿En la escuela les enseñan cómo protegerse de amenazas del medio ambiente? (ISCA2, ISCD1)

18. ¿Conoce el significado de los siguientes conceptos?. (ISCD1)

Ecosistema Ecología Sustentabilidad Fauna Flora

Biodiversidad Recursos naturales Cambio climático Desarrollo

Conservación biológica Contaminación Hábitat Restauración ecológica

Biotecnología Ambiente Recursos renovables

Salud

19. ¿Tienen acceso a unidades de salud en su comunidad? Si ___ No___: ¿Dónde?. (ISCA3)

20. Si hay centro de atención médica en ejido. ¿Está equipado (ISCA3): a) Muy bien b) Medio equipado c) Mal equipado d) Sin equipamiento e) No sabe f) no responde

21. ¿Hay médicos permanentes? Si ___ No___ (ISCA3)

Si la respuesta es No, ¿Cuánto tiempo a la semana permanecen o atienden? a) Toda la semana b) de Lunes a viernes c) De uno a tres días d) Menos de una vez a la semana f) casi nunca, esporádicamente

22. ¿La casa cuenta con agua potable? ¿De qué manera? (ISCA4)

23. ¿Qué hacen con la basura en las casas? (ISCA3, ISCA4, ISCD1)

a) Tiran b) queman c) entierran d) Otra_____

24. ¿Cocinan con: ___Leña ___Gas ___Ambos (IKA1, IKA2, IKC1, IKC3, ISCA4)

25. ¿Conocen o usan las hornillas ecológicas (ISCD1)

Nutrición y seguridad alimentaria:

26. ¿Cuánto dinero destina para adquirir víveres en un día cualquiera? (IKA2, IKB1)

27. ¿Qué tan frecuentemente comen carne? (ISCA3)

28. ¿Tienen acceso alimentos para los tres tiempos? (ISCA3)

29. ¿Hay periodos del año en que se hace difícil tener acceso a alimentos? (IKA2, IKC3, ISCA3)

Vivienda:

30. Terminada Si ___ No___ Electricidad___ Agua ___ (ISCA1)

31. Materiales del techo: ___Vegetal ___Asbesto ___Lámina Otros_____(ISCA1)

32. Materiales paredes: ___Tierra ___Madera ___Mixto ___Concreto Otros:_____(ISCA1)

33. Materiales piso: ___Tierra ___Concreto/Embaldosado ___Piso artificial Otros____(ISCA1)

34. Usó materiales ecológicos: Si___ No___ No sabe___ (ISCD1)

Acceso y calidad de Vías de comunicación, medios de comunicación

36. Cuentan con: ___Teléfono público ___ Teléfono celular ___ Teléfono fijo ___Internet (ISCA4)

Acceso a capital financiero

38. Programas que atienden a grupo (ISCA4, ISCC1)

Nombre de programa	Tipo de apoyo	Pertenencia	Tiempo de trabajar	de	Propuestas	Importancia*

* Importancia se mide en escala Likert de cinco niveles, 1 la más baja y 5 la más alta puntuación.

39. Acceso a recursos productivos: (IKC3, ISCA4)

Recurso	Si	No	Importancia*	Paga o compra	Propio
Tierra	ISCA4	IKC3			
Semillas	ISCA4	IKC3			
Plántulas	ISCA4	IKC3			
Árboles	ISCA4	IKC3			
Ganado	ISCA4	IKC3			
Colmenas	ISCA4	IKC3			
Agua riego	ISCA4	IKC3			
Fertilizantes	ISCA4	IKC3			
Plaguicidas/herbicidas	ISCA4	IKC3			
Estanques piscícolas	ISCA4	IKC3			
Jagüey	ISCA4	IKC3			
Pasturas	ISCA4	IKC3			
Máquinas procesadoras de pasto	ISCA4	IKC3			
Mejora Genética	ISCA4	IKC3			
Mecanización de labores	ISCA4	IKC3			
Vehículo	ISCA4	IKC3			
Herramientas menores	ISCA4	IKC3			
Transporte de ganado	ISCA4	IKC3			
Transporte de productos agrícolas	ISCA4	IKC3			
Bodega	ISCA4	IKC3			

* Escala: 1. Nada 2. Poco importante 3 Moderadamente 4. Muy importante 5. Indispensable

Incremento Rendimientos productivos: (IKA1, IKA2, IKC3, IEA1, IEA3, IEB1, IEC1, IEC2)

40. ¿Tiene ganado? Si ___ No ___. ¿Tiene cultivos? Sí ___ No ___ ¿Tiene selva? Sí ___ No ___

Rubro	Número/Área	Incremento (ha)	¿Cómo?	¿Cuándo?
Hato	IKA1			
Pasturas	IEA1, IEB1, IEB2	IEA1, IEB1, IEC1, IEC2	IEA1, IEA3	IEA3, IEB1
Cultivos tradicionales	IKA1, IEB1, IEB2	IEA1, IEB1, IEC1, IEC2	IEA1, IEA3	IEA3, IEB1
No tradicionales	IKA1, IEB1, IEB2	IEA1, IEB1, IEC1, IEC2	IEA1, IEA3	IEB1, IEA3
Selva	IKA1, IEA3, IEB1, IEB2, IEC2	IEA1, IEB1, IEB2, IEC1	IEA1, IEA3	IEA3, IEB1

VI. Sostenibilidad social/institucional:

42. Participación en actividades sociales (ISCC1)

Grupo/Espacios de participación	Organización ejido	Asociaciones civiles	Iglesia organizaciones religiosas	Comités para gestión de apoyos externos
Jefe de hogar	ISCC1	ISCC1	ISCC1	ISCC1
Segundo al mando	ISCC1			
Mujeres adultas	ISCC1			
Mujeres jóvenes y adolescentes	ISCC1			
Niñas	ISCC1			
Hombres adultos	ISCC1			
Hombres jóvenes y adolescentes	ISCC1			
Niños	ISCC1			
Ancianos	ISCC1			

43. (Capital humano) Además de la agricultura y ganadería que hacen para mejorar ingresos: (IKA1, IKC1)

- a) Ud (jefe de familia): _____
- b) Mujer: _____
- c) Hijos mayores _____
- d) Hijos menores _____
- e) Hijas mayores _____
- f) Hijas menores _____

VII. Tenencia, uso y administración del suelo/ fuentes agua/selva (ISCA1)

44. Tamaño de propiedad: _____ ha.

45. Años maneja esta parcela:

46. Tenencia propiedad:
- Propia () _____
 - Rentada () _____
 - Familiar () _____ (especifique)
 - Otro () _____ (especifique)

47. Para los siguientes periodos de tiempo, áreas ha destinado a: (IEA1, IEA2, IEB1, IEB2, IEC1, IEC2)

Rubro	Antes de 1970	Entre 1970 y 1990	De 1990 y 2000	2000 a la fecha	Futuro cercano 1-2 años	Mediano 3 a 5 años
Cultivo de granos						
Cultivos perennes						
Pasturas						
Acahual						
Selva						
Otros						

Respecto a los acahuales

48. ¿En su parcela tiene acahuales de las siguientes edades: (IEA2, IEC1)

- a) Mayor de 30 años _____ ha
- b) Entre 15 y 30 años _____ ha
- c) Entre 10 y 15 años _____ ha
- d) Entre 5 y 10 años _____ ha
- e) Menos de 5 años _____ ha

50. ¿Piensa manejar este tipo de regeneración vegetal en el futuro? Sí___ No___ ¿Por qué? (IEA2, IEB1)

51. ¿Cuál sería el nuevo uso que daría a las parcelas con acahual? (IEA2, IEB1)

52. ¿Cuál es la proporción de su parcela cubierta por selva o acahuales? (IEA1, IEB2)

- a) 0 a 9 % (Menos del diez por ciento)
- b) 10 a 25 % (hasta la cuarta parte)
- c) 26 a %50% (Entre la cuarta parte y la mitad)
- d) 51 a 75 % (de la mitad hasta casi toda)
- e) > 75 % (Casi toda o toda)

53. ¿Cuánto se ha aclarado en los últimos 5 años para establecer cultivos o pasturas? _____ ha (IEA1, IEA2)

- a) 0 a 9 % (Menos de un décimo de toda la parcela)
- b) 10 a 25 % (menos de un cuarto de toda la parcela)
- c) 26 a 50 % (entre un cuarto y la mitad de la parcela)
- d) 50 a 75 % (entre la mitad y los tres cuartos de la parcela)
- e) Mas de 75% (Casi toda la parcela)

54. Siente que mantener selva y acahual es (IEB1, ISCB1, ISCD1)
- a) Importante para Ud. su familia y la economía del hogar
 - b) Útil por los recursos que se obtienen de ellos.
 - c) Útil porque mantiene bonita la vista o el paisaje.
 - c) No tan importante, aunque no es malo.
 - d) Poco importante o útil.
 - e) Totalmente inútil, debería permitirse usarlo para producir.

Respecto al valor de sus capitales y recursos

52. ¿Qué significa la selva para Ud.? (IEA1, IEB1, ISCB1, ISCD1)
53. ¿Qué significa el acahual para Ud.? (IEA1, IEA2, IEB1, ISCB1, ISCD1)
54. ¿Qué significa el ganado para Ud.? (IEB1, ISCB1, ISCD1)
55. ¿Qué significan los cultivos para Ud.? (IEB1, ISCB1, ISCD1)
56. ¿Qué proporción de las plantas que originalmente se hallaban en la selva todavía se encuentran en su parcela? (IEA3, IEC1)
- a) Todas están y son abundantes.
 - b) Todas o casi todas están pero algunas ya son escasas.
 - c) Se han perdido algunas, ya no se encuentran. El 80% o más todavía se hallan.
 - d) Se han perdido bastantes, pero todavía quedan más de la mitad.
 - e) Ya casi no quedan, más de la mitad se perdieron.
57. ¿Qué causa la desaparición de las plantas? (ISCD1)
58. ¿Qué proporción de las aves que originalmente se hallaban en la selva todavía se encuentran en su parcela? (IEA3, IEC1)
- a) Todas están y son abundantes.
 - b) Todas o casi todas están pero algunas ya son escasas.
 - c) Se han perdido algunas, ya no se encuentran. El 80% o más todavía se hallan.
 - d) Se han perdido bastantes, pero todavía quedan más de la mitad.
 - e) Ya casi no quedan, más de la mitad se perdieron.
59. ¿Recibe asistencia técnica o asesoría para mejorar la producción? No_____ Sí_____ (ISCA4)
60. ¿Sabe de prácticas que beneficien o dañen al ambiente? (ISCD1)
61. ¿Cuáles aplica? (ISCD1)
62. ¿Algún familiar le manda dinero desde otro país o región? Si__No__ ¿Invierte remesa en ganado? (IKA1, IKB1)
63. ¿Cuántos miembros de su familia se han ido a trabajar fuera del país u otras ciudades fuera del estado? Por qué se fueron (necesidad, desarrollo profesional, otra)? (IKC3, ISCA4)
64. ¿Actualmente debe dinero? (IKB1)
65. ¿Le deben dinero a usted? (IKB1)

VIII. Sentimiento de bienestar

60. En relación a cómo se siente con la vida y trabajo que ha llevado, cuál de los siguientes comentarios aplica más a Ud. (ISCB1)
- a) Está muy contento con lo que hace. No haría otra cosa aun que le generara más ingresos.
 - b) Está contento pero antes le iba mucho mejor
 - c) No está del todo satisfecho. Se queda porque es lo único que sabe hacer
 - d) Poco satisfecho con esta forma de vida. Anhela vivir en la ciudad y ocuparse de otra actividad
 - e) Está desilusionado con la vida que lleva. No lo haría más. Está esperando que se presente una oportunidad para dejar la producción.

61. En relación a su comunicación con los miembros del ejido cuál de los siguientes comentarios le parece el más aplicable a Ud. (ISCC1)

a) Muy alta, se relaciona con todos.

b) Alta, se relaciona con casi todos (80%).

c) Media, se relaciona con un poco más de la mitad de todos los ejidatarios.

d) Baja, solo se relaciona con un grupo pequeño de ejidatarios

e) Muy baja, Solo con su familia

Anexo 7.6. Guía de entrevista para determinar historia de parcelas

La historia de manejo de unidades

a) Para acahuales:

Edad:

Extensión

Último fuego:

Frecuencia de incendios en los últimos treinta años

Último desmonte:

Usos previos:

Tiempo de uso de parcelas con acahuales

Uso futuro

Frecuencia de extracción de leña u otros recursos maderables o no maderables.

b) Potrero:

Área:

Tiempo de uso

Usos anteriores

Tipo de prácticas que ejecuta en área

¿Por qué deja árboles en la parcela?

Último fuego o quema

Carga animal actual

Lista de insumos que usa y frecuencia de uso

Anexo 7.7. Datos de las especies arbóreas con DAP ≥ 5 cm en los ecosistemas estudiados.

Claves:

FI = Fidelidad a hábitats: C = común, que existe en ambos ecosistemas; MA = solo en la matriz agropecuaria; RE = solo en el remanente de selva mediana subperennifolia.

GF = Grupo Funcional: Aa = arbustivo alto; Ab = arbustivo bajo; AE = árbol emergente; APA = árbol persistente alto; APB = árbol persistente bajo; APi = árbol pionero; Cu = árbol cultivado; Li = Liana; Pa = pionero arbustivo; PI = Palma.

MD = Mecanismo dispersor: Vnv: Vertebrados no voladores principalmente mamíferos, Vv: Vertebrados voladores principalmente aves, Vnv-v: Vertebrados no voladores y voladores, W: Anemocoria, G: Gravedad, Expl.: Autocoria explosiva, H: Solo dispersada por humanos.

*: Especie introducida. No nativa.

FC = Fases de crecimiento: 1: Árboles o arbustos con DAP ≥ 5 cm y altura ≥ 1.5 m, 2: Arbustos o árboles jóvenes 1.5 cm ≤ DAP < 5 cm y altura < 1.5 m, 3: Plántulas. Superíndice ^C = indica que esta especie se registró como adulto en un ecosistema particular y que fue encontrada en el otro ecosistema en diferente fase de crecimiento sea juvenil o plántula.

No.	Familia Especies	FI	GF	MD	FC
	Actinidiaceae				
1	<i>Sauria yasicae</i> Loes.	C	APB	Vv	1,2,3
	Anacardiaceae				
2	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	C	APi	Vv	1,2,3
3	<i>Metopium brownei</i> (Jacq.) Urb.	C	APi	Vnv-v	1,2,3
4	<i>Mosquitoxylum jamaicense</i> Krug & Urb	C	APA	Vv	1,2,3
5	<i>Spondias mombin</i> L.	MA	APi	Vnv-v	1,2,3
	Annonaceae				
6	<i>Annona reticulata</i> L.	MA	Cu	Vnv-v	1,2
7	<i>Cymbopetalum penduliflorum</i> (Dunal) Baill.	RE	APA	Vv	1
8	<i>Guatteria anomala</i> R.E. Fries	RE	AE	Vv	1,2,3
9	<i>Oxandra belizensis</i> (Lundell) Lundell	RE	APA	Vnv-v	1,2,3
10	<i>Rollinia membranacea</i> Triana & Planch.	RE	APB	Vnv-v	1
11	<i>Rollinia mucosa</i> (Jacq.) Baill.	C	APB	Vnv-v	1,2
	Apocynaceae				
12	<i>Aspidosperma cruentum</i> Woodson	RE	APA	W	1,2,3
13	<i>Aspidosperma megalocarpon</i> Müll. Arg.	C	APA	W	1,2,3
14	<i>Stemmadenia donnell-smithii</i> (Rose) Woodson	C	APB	Vnv-v	1,2,3
	Aquifoliaceae				
15	<i>Ilex costaricensis</i> Donn. Sm.	C	APA	Vv	1,2,3
	Araliaceae				
16	<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.	C	APB	Vv	1,2,3
	Arecaceae				
17	<i>Cryosophila argentea</i> Bartlett	C	PI	Vv	1,3
18	<i>Geonoma binervia</i> Oerst.	RE	PI	Vnv	1,2,3
	Asteraceae				
19	<i>Eupatorium morifolium</i> Mill.	MA	Pa	W	1,2,3

No.	Familia Especies	FI	GF	MD	FC
Bignoniaceae					
20	<i>Parmentiera aculeata</i> (Kunth) Seem.	MA	APi	Vnv	1,3
21	<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	MA	Cu	W	1,2,3*
22	<i>Tabebuia donnell-smithii</i> Rose	MA	APB	W	1,2,3
23	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) A. DC.	MA	APi	W	1,2,3
Bombacaceae					
24	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	MA	AE	W	1,2
25	<i>Pseudobombax ellipticum</i> (Kunth) Dungand	C	APi	W	1,2,3
26	<i>Quararibea funebris</i> (La Llave) Vischer	C	APB	Vv	1,2,3
Boraginaceae					
27	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	C	APA	W	1,2,3
28	<i>Cordia dodecandra</i> DC.	RE	APA	Vnv-v	1
29	<i>Cordia stellifera</i> I.M. Johnst.	C	APA	Vv	1,2,3
Burseraceae					
30	<i>Bursera instabilis</i> McVaugh & Rzed.	C	APi	Vv	1,2
31	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	MA	APi	Vv	1,2,3
32	<i>Protium copal</i> (Schltdl. & Cham.) Eng.	C	APB	Vv	1,2,3
Caricaceae					
33	<i>Jacaratia dolichaula</i> (Donn. Sm.) Woodson	C	APi	Vv	1,2
Cecropiaceae					
34	<i>Cecropia obtusifolia</i> Bertol.	C	APi	Vnv-v	1,3
35	<i>Coussapoa purpusii</i> Standl.	MA	APi	Vv	1
Celastraceae					
36	<i>Wimmeria bartlettii</i> Lundell	RE	APA	W	1
Chrysobalanaceae					
37	<i>Couepia dodecandra</i> (Moc. & Sessé ex DC) Hemsl.	C	APA	Vnv	1,2,3
38	<i>Licania platypus</i> (Hemsl.) Fritsch.	MA	APA	Vnv	1,2
Clusiaceae					
39	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	C	APA	Vnv	1
40	<i>Clusia flava</i> Jacq.	MA	APB	Vv	1
41	<i>Garcinia intermedia</i> (Pittier) Hammel	RE	APB	Vnv-v	1,2,3
Cochlospermaceae					
42	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	MA	APi	W	1
Combretaceae					
43	<i>Terminalia amazonia</i> (J.F. Gmel.) Exell.	C	AE	W	1,2,3
Dracaenaceae					
44	<i>Dracaena americana</i> Donn. Sm.	C	APB	Vv	1,3
Euphorbiaceae					
45	<i>Acalypha macrostachya</i> Jacq.	MA	Pa	Vnv	1,2,3
46	<i>Alchornea latifolia</i> Sw.	C	APA	Vv	1,2,3
47	<i>Cestrum nocturnum</i> L.	RE	APB	Vv	1
48	<i>Sebastiania tuerckheimiana</i> (Pax & K. Hoffm.) Lundell	C	APB	Vv	1,2,3

No.	Familia Especies	FI	GF	MD	FC
Fabaceae					
49	<i>Acacia mayana</i> Lundell	C	APi	Vv	1,2,3
50	<i>Bauhinia divaricata</i> L.	RE	APB	Vv	1,2,3
51	<i>Caesalpinia gaumeri</i> Greenm.	MA	APB	W	1,2,3
52	<i>Cojoba arborea</i> (L.) Britton & Rose	MA	APB	Vv	1
53	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith.	C	AE	Vnv-v	1,2,3
54	<i>Erythrina berteroana</i> Urb.	MA	APi	G	1,2,3*
55	<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp.	MA	Cu	G	1,2
56	<i>Haematoxylum campechianum</i> L.	MA	APi	G	1,3
57	<i>Inga inicuil</i> Schtdl. & Cham. Ex G. Don	MA	APB	Vnv-v	1
58	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	C	APB	Vnv-v	1,2,3
59	<i>Inga vera</i> Willd.	C	APB	Vnv-v	1,2,3
60	<i>Lonchocarpus castilloi</i> Standl.	C	APB	G	1,2,3
61	<i>Lonchocarpus guatemalensis</i> Benth.	C	APB	G	1,2,3
62	<i>Lysiloma acapulcense</i> (Kunth) Benth.	RE	APB	W	1,2
63	<i>Lysiloma divaricatum</i> (Jacq.) J.F. Macbr.	MA	APB	W	1,3
64	<i>Lysiloma latisiliquum</i> (L.) Benth.	C	APB	W	1,2,3
65	<i>Machaerium biovulatum</i> Micheli	RE ^C	Li	W	1,2,3
66	<i>Machaerium cirhiferum</i> Pittier.	MA ^C	APi	W	1
67	<i>Ormosia macrocalix</i> Ducke	C	APB	G	1
68	<i>Ormosia schippii</i> Pierce ex Standl. & Steyerm.	RE	APB	G	1
69	<i>Piscidia piscipula</i> (L.) Sarg.	MA	APi	W	1,3
70	<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	MA	APi	Vnv-v	1,3
71	<i>Schyzolobium parahyba</i> (Vell.) S. F. Blake	RE	APi	W	1
72	<i>Swartzia cubensis</i> (Britton & P. Wilson) Standl.	C	APA	Vnv-v	1,2,3
73	<i>Vatairea lundellii</i> (Standl.) Killip ex Record	C	APA	W	1,2,3
74	<i>Vochysia guatemalensis</i> Donn. Sm.	RE	APA	W	1,2,3
Flacourtiaceae					
75	<i>Casearia commersoniana</i> Cambess.	RE	APB	Vnv-v	1,3
76	<i>Casearia nitida</i> (L.) Jacq.	MA	Pa	Vv	1
77	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	C	APA	Vv	1,2,3
78	<i>Casearia tacanensis</i> Lundell.	C	APB	Vnv-v	1,2,3
79	<i>Zuelania guidonia</i> (Sw.) Britton & Millsp.	C	APA	Vnv-v	1,2,3
Lauraceae					
80	<i>Aeioua inconspicua</i> van der Werff	RE	APB	Vv	1,2
81	<i>Cinnamomum grisebachii</i> Lorea-Hern.	RE	APA	Vnv-v	1
82	<i>Licaria cervantesii</i> (Kunth) Kosterm.	RE	APB	Vv	1,2,3
83	<i>Nectandra lundellii</i> C.K. Allen	RE	APB	Vv	1,2,3
84	<i>Nectandra salicifolia</i> (Kunth) Nees	C	APB	Vv	1,2,3
85	<i>Ocotea helicterifolia</i> (Meins.) Hemsl.	RE ^C	APB	Vv	1,2,3
86	<i>Persea americana</i> Mill.	MA ^C	Cu	Vnv-v	1,2
Magnoliaceae					
87	<i>Talauma mexicana</i> (DC.) Don	MA	APB	Vnv-v	1,2,3

No.	Familia Especies	FI	GF	MD	FC
Malpighiaceae					
88	<i>Bunchosia</i> sp.	MA ^C	Pa	Vv	1,2,3
89	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	MA	Cu	Vnv-v	1,2
Malvaceae					
90	<i>Hampea stipitata</i> S. Watson	C	APi	Vv	1,2,3
Melastomataceae					
91	<i>Miconia argentea</i> (Sw.) DC.	RE	Aa	Vv	1,2,3
92	<i>Miconia impetolaris</i> (Sw.) D. Don. ex DC.	RE	Aa	Vv	1,2,3
Meliaceae					
93	<i>Cedrela odorata</i> L.	MA	APA	W	1,2,3
94	<i>Guarea glabra</i> Vahl.	C	APA	Vv	1,2,3
95	<i>Guarea petenensis</i> Coronado	RE	APA	Vv	1
96	<i>Swietenia macrophylla</i> King.	C	APA	W	1,2,3
Monimiaceae					
97	<i>Siparuna andina</i> (Tul.) A. DC.	C	APi	Vv	1,2,3
98	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	C	Ab	Vv	1,2,3
Moraceae					
99	<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	C	APA	Vnv-v	1,2,3
100	<i>Brosimum lactescens</i> (S. Moore) C.C. Berg.	C	APA	Vnv-v	1,2,3
101	<i>Ficus benjamina</i> L.	MA	Cu	Vv	1*
102	<i>Ficus cotinifolia</i> Kunth	C	APB	Vv	1
103	<i>Ficus glabrata</i> Kunth	MA	APB	Vv	1
104	<i>Ficus insipida</i> Willd.	C	APA	Vnv-v	1
105	<i>Ficus pertusa</i> L. f	C	APB	Vv	1,2,3
106	<i>Ficus petiolaris</i> Kunth ^{1,3}	MA	APB	Vv	1,3
107	<i>Ficus tecolutensis</i> (Liebm.) Miq.	MA	APA	Vnv-v	1,2,3
108	<i>Poulsenia armata</i> (Miq.) Standl.	RE	APA	Vnv-v	1,2,3
109	<i>Pseudolmedia oxyphyllaria</i> Donn. Sm.	C	APB	Vnv-v	1,2,3
110	<i>Trophis racemosa</i> (L.) Urb.	RE	APB	Vv	1,2,3
Myrtaceae					
111	<i>Eugenia biflora</i> (L.) DC.	C	APB	Vv	1,2,3
112	<i>Eugenia capuli</i> (Schldl. & Cham.) Hook. & Arn.	MA	Aa	Vv	1,2,3
113	<i>Eugenia capuloides</i> Lundell	MA	Aa	Vv	1
114	<i>Eugenia</i> sp.	C	APB	Vv	1,2,3
115	<i>Pimenta dioica</i> (L.) Merr.	C	APB	Vv	1,2,3
116	<i>Psidium guajava</i> L.	MA	APi	Vnv-v	1,2,3
117	<i>Psidium sartorianum</i> (O. Berg.) Nied.	RE	APA	Vnv-v	1
Ochnaceae					
118	<i>Ouratea lucens</i> (Kunth) Engl.	RE	APB	Vv	1,2,3
Olacaceae					
119	<i>Ximenia americana</i> L.	MA	Aa	Vv	1,2,3
Oleaceae					
120	<i>Chionanthus ob lanceolatus</i> (B.L. Rob.) P.S. Green	RE	Aa	Vnv-v	1,2,3

No.	Familia Especies	FI	GF	MD	FC
Piperaceae					
121	<i>Piper amalago</i> L.	C	Aa	Vnv	1,2,3
122	<i>Prunus occidentalis</i> Sw.	RE	APA	Vv	1,2
Rubiaceae					
123	<i>Alseis yucatanensis</i> Standl.	C	APB	Vv	1,2,3
124	<i>Blepharidium mexicanum</i> Standl.	C	Aa	Vv	1
125	<i>Chione chiapasensis</i> Standl.	RE	APA	Vnv-v	1,2,3
126	<i>Faramea occidentalis</i> (L.) A. Rich.	RE	Aa	Vv	1,2,3
127	<i>Gonzalagunia panamensis</i> (Cav.) K. Schum.	C	APi	Vv	1,2,3
128	<i>Guettarda combsii</i> Urb.	C	Aa	Vv	1
129	<i>Hamelia patens</i> Jacq.	MA	Ab	Vv	1,2,3
130	<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Roem. & Schult.	C	APB	Vv	1,2,3
131	<i>Psychotria chiapensis</i> Standl.	C	Aa	Vv	1,2,3
132	<i>Psychotria costivenia</i> Griseb	RE	Ab	Vv	1,2,3
133	<i>Psychotria pubescens</i> Sw.	RE	Ab	Vv	1,2,3
134	<i>Rondeletia stenosphon</i> Hemsl. ^{1,2,3}	C	Aa	Vv	1,2,3
135	<i>Simira salvadorensis</i> (Standl.) Steyererm. ^{1,2,3}	C	APA	Vv	1,2,3
Rutaceae					
136	<i>Citrus aurantifolia</i> (Christm.) Swingle	MA	Cu	H	1 *
137	<i>Citrus limetta</i> Risso	MA	Cu	H	1 *
138	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	MA	Cu	H	1 *
139	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	C	APi	Vv	1,2,3
Sapindaceae					
140	<i>Cupania dentata</i> DC.	C	APB	Vnv-v	1,2,3
141	<i>Sapindus saponaria</i> L.	MA	APB	Vv	1,2,3
142	<i>Talisia oliviformis</i> (HBK.) Radlk.	C	APA	Vnv-v	1,2,3
Sapotaceae					
143	<i>Manilkara chicle</i> (Pittier) Gilly	C	APA	Vnv-v	1,2,3
144	<i>Manilkara zapota</i> (L.) P. Royen	C	APA	Vnv-v	1,2,3
145	<i>Pouteria campechiana</i> (Kunth) Baehni	RE	APA	Vnv	1,2,3
146	<i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eymma	C	APA	Vnv	1,2,3
147	<i>Pouteria sapota</i> (Jacq.) H. E. Moore & Stearn.	RE	APA	Vnv	1,2,3
148	<i>Pouteria</i> sp. 1	C	APA	Vnv-v	1,2,3
149	<i>Pouteria</i> sp. 2	RE	APA	Vnv-v	1,2,3
150	<i>Pouteria</i> sp. 3	RE	APA	Vnv-v	1,2,3
151	<i>Sideroxylon</i> aff. <i>foetidissimum</i> (Pittier) T.D. Penn.	C	APA	Vnv-v	1
152	<i>Sideroxylon persimile</i> (Hemsl.) T. D. Penn.	RE	APA	Vnv-v	1,2,3
Simaroubaceae					
153	<i>Simarouba glauca</i> DC.	C	APA	Vnv-v	1,2,3
Sterculiaceae					
154	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	MA	APi	Vnv-v	1,2,3

No.	Familia Especies	FI	GF	MD	FC
	Theaceae				
155	<i>Ternstroemia tepezapote</i> Schltld. & Cham.	MA	APi	Vv	1
	Tiliaceae				
156	<i>Berrya cubensis</i> (Griseb.) M. Gómez	RE	APB	Vv	1,2
157	<i>Heliocarpus appendiculatus</i> Turcz.	C	APi	W	1,3
158	<i>Heliocarpus donnell-smithii</i> Rose	C	APi	W	1,2,3
159	<i>Luehea speciosa</i> Willd. ¹	MA	APi	W	1
160	<i>Mortoniendron guatemalense</i> Standley & Steyerm.	C	APB	Vnv-v	1,2,3
161	<i>Trichospermum mexicanum</i> (DC.) Baill.	C	APi	G	1,2
	Ulmaceae				
162	<i>Ampelocera hottlei</i> (Standl.) Standl.	C	APA	Vv	1,2,3
163	<i>Aphananthe monoica</i> (Hemsl.) Leroy	C	APA	Vnv-v	1,2,3
164	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	MA	APi	Vnv-v	1,3
	Urticaceae				
165	<i>Myriocarpa longipes</i> Liebm.	C	Pa	G	1,2,3
	Verbenaceae				
166	<i>Aegiphila monstrosa</i> Moldenke	C	APA	Vnv-v	1,2,3
167	<i>Gmelina arborea</i> Roxb.	MA	Cu	G	1*
168	<i>Lippia cardiostegia</i> Benth.	C	Pa	W	1,2,3
169	<i>Redhera penninervia</i> Stand. & Moldenke	C	P	W	1,2,3
170	<i>Tectona grandis</i> L.f.	MA	Cu	G	1*
171	<i>Vitex gaumeri</i> Greenm.	C	APA	Vnv-v	1,2,3
	Violaceae				
172	<i>Rinorea guatemalensis</i> (S. Watson) Bartlett	C	Aa	Expl.	1,2,3

Anexo 7.8. Avifauna registrada para el paisaje del ejido en dos estaciones del año 2008.

Claves:

R = Estatus de residencia: RES = Residente, MIG = Migrante, MIE = Migrante local estacional
 G = Gremio: CA = Cazador acuático, CAR = Carroñero, CRO = Cazador que captura presa dentro de la madera, GAN = Cazador asociado a ganado, GFA = Granívoro-frugívoro aéreo, GFT = Granívoro-frugívoro terrestre, Gol = Insectívoro sobre el dosel sin percha, N = Nectarívoro, OA = Omnívoros aéreos, OM = Omnívoros, PAM = Insectívoro paseriforme sin percha del estrato arbustivo alto a medio, PBH = Insectívoro paseriforme sin percha del estrato arbustivo bajo a herbáceo, PM = Cazador que captura presas sobre corteza o en epifitas, RD = Rapaz, S = Insectívoro en el suelo u hojarasca, TG = Insectívoro tiraniforme grande a mediano bajo el dosel con percha y TP = Insectívoro tiraniforme pequeño bajo el dosel con percha.

E = Ecomosaicos en que se encontró la especie: MA = Matriz agropecuaria, RE = Selva mediana subperennifolia, C = en ambos.

M = Estación climática en que se registró: Se = Seca, LI = Lluviosa, A = Ambas.

Estación^{NOM} = indica especies citadas en la NOM-059-ECOL-2001 (DOF 2002).

Familia	Especie	R	G	E	M
Ardeidae	<i>Ardea herodias</i> Linnaeus	RES	CA	MA	Se
	<i>Bubulcus ibis</i> Linnaeus	RES	GAN	MA	A
	<i>Egretta caerulea</i> Linnaeus	RES	CA	MA	Se
Aramidae	<i>Aramus guarauna</i> Linnaeus	RES	CA	MA	A
Anatidae	<i>Dendrocygna autumnalis</i> Linnaeus	MIE	CA	MA	Se
Accipitridae	<i>Accipiter bicolor</i> Vieillot	RES	RD	RE	Se ^{NOM}
	<i>Asturina nitida</i> (Latham)	RES	RD	RE	Se
	<i>Buteo magnirostris</i> Gmelin	RES	RD	MA	Se
	<i>Buteogallus urubitinga</i> Gmelin	RES	RD	MA	Se ^{NOM}
	<i>Chondrohierax uncinatus</i> Temminck	RES	RD	MA	A ^{NOM}
	<i>Elanoides forficatus</i> (Linnaeus)	MIE	RD	RE	Se ^{NOM}
Falconidae	<i>Leucopternis albicollis</i> Salvin	RES	RD	C	Se ^{NOM}
	<i>Falco peregrinus</i> Tunstall	MIG	RD	MA	Se
	<i>Herpetotheres cachinnans</i> Linnaeus	RES	RD	MA	LI
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i> Bechstein	RES	CAR	MA	A
	<i>Sarcorhampus papa</i> Linnaeus	RES	CAR	MA	LI ^{NOM}
Cracidae	<i>Crax rubra</i> Linnaeus	RES	GFT	RE	A ^{NOM}
	<i>Ortalis vetula</i> Wagler	RES	GFT	C	A
Tinamidae	<i>Crypturellus boucardi</i> Sclater	RES	GFT	C	A ^{NOM}
	<i>Crypturellus soui</i> Hermann	RES	GFT	C	A ^{NOM}
	<i>Tinamus major</i> Gmelin	RES	GFT	RE	A ^{NOM}
Phasianidae	<i>Colinus nigrogularis</i> Gould	RES	GFT	RE	LI
	<i>Colinus virginianus</i> Linnaeus	RES	GFT	MA	A
	<i>Dactylortyx thoracicus</i> Gambel	RES	GFT	RE	LI ^{NOM}
	<i>Odontophorus guttatus</i> Gould	RES	GFT	C	A ^{NOM}
Eurypygidae	<i>Eurypyga helias</i> Pallas	MIG	CA	MA	LI ^{NOM}
Columbidae	<i>Claravis pretiosa</i> (Ferrari-Pérez)	RES	GFT	MA	A
	<i>Columba cayennensis</i> Bonnaterre	RES	GFT	C	A
	<i>Columba flavirostris</i> Wagler	RES	GFT	C	A
	<i>Columba nigrirostris</i> Sclater	RES	GFT	C	A ^{NOM}
	<i>Columbina minuta</i> Linnaeus	RES	GFT	MA	A
	<i>Geotrygon montana</i> Linnaeus	MIE	GFT	C	Se
	<i>Leptotila cassini</i> Lawrence	RES	GFT	C	A
	<i>Leptotila plumbeiceps</i> Richard & Bernard	RES	GFT	C	Se

Familia	Especie	R	G	E	M	
Psittacidae	<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte	RES	GFT	C	A	
	<i>Zenaida asiatica</i> Linnaeus	RES	GFT	MA	Se	
	<i>Amazona autumnalis</i> Linnaeus	MIE	GFA	RE	Se	
	<i>Amazona farinosa</i> Boddaert	MIE	GFA	C	A ^{NOM}	
	<i>Aratinga holochlora</i> Sclater	MIE	GFA	C	A ^{NOM}	
	<i>Aratinga nana</i> Vigors	MIE	GFA	C	Se ^{NOM}	
Cuculidae	<i>Pionus senilis</i> Spix	MIE	GFA	C	Se ^{NOM}	
	<i>Crotophaga sulcirostris</i> Swainson	RES	GAN	MA	A	
	<i>Dromococcyx phasianellus</i> Spix	RES	OM	RE	LI	
	<i>Morococcyx erythropygus</i> Lesson	RES	OM	MA	LI	
Apodidae	<i>Piaya cayana</i> Linnaeus	RES	OM	RE	Se	
	<i>Chaetura vauxii</i> Townsend	RES	GoI	MA	A	
Trochilidae	<i>Amazilia cyanocephala</i> Lesson	MIE	N	RE	Se	
	<i>Amazilia tzacatl</i> De la Llave	RES	N	C	A	
	<i>Amazilia yucatanensi</i> Cabot	MIE	N	RE	Se	
	<i>Anthracothorax prevostii</i> Lesson	MIE	N	C	A	
	<i>Campylopterus curvipennis</i> Lichtenstein	MIE	N	C	Se	
	<i>Campylopterus rufus</i> Lesson	MIE	N	RE	Se ^{NOM}	
	<i>Chlorostilbon canivetii</i> Lesson	MIE	N	C	A	
	<i>Chlorostilbon forficatus</i> Ridgway	MIE	N	C	Se	
	<i>Eupherusa eximia</i> Delattre	RES	N	C	A	
	<i>Heliomaster longirostris</i> Audebert & Vieillot	MIE	N	C	Se ^{NOM}	
	<i>Hylocharis eliciae</i> Bourcier & Mulsant	MIE	N	RE	Se	
	<i>Lampornis amethystinus</i> Swainson	MIE	N	C	Se	
	<i>Phaethornis l. longirostris</i> Delattre	MIE	N	RE	Se	
	<i>Phaethornis l. mexicanus</i> Hartert	MIE	N	RE	Se	
	<i>Phaethornis striigularis</i> Gould	MIE	N	MA	Se	
	<i>Threnetes ruckeri</i> Bourcier	MIE	N	MA	Se	
	Trogonidae	<i>Trogon citreolus</i> Gould	RES	OA	C	A
		<i>Trogon massena</i> Gould	RES	OA	C	A ^{NOM}
		<i>Trogon melanocephalus</i> Gould	RES	OA	C	A
		<i>Trogon violaceus</i> Gmelin	RES	OA	C	A
Ramphastidae	<i>Ramphastos sulfuratus</i> Lesson	RES	GFA	C	A ^{NOM}	
Momotidae	<i>Hylomanes momotula</i> Lichtenstein	RES	TP	C	LI ^{NOM}	
	<i>Momotus momota</i> Swainson	RES	TG	C	A	
Galbulidae	<i>Galbula ruficauda</i> Cuvier	RES	TP	RE	A ^{NOM}	
Picidae	<i>Campephilus guatemalensis</i> Hartlaub	RES	CRO	RE	A ^{NOM}	
	<i>Dryocopus lineatus</i> Linnaeus	RES	CRO	C	A	
	<i>Melanerpes aurifrons</i> Wagler	RES	CRO	C	A	
	<i>Melanerpes pucherani</i> Malherbe	RES	CRO	MA	LI	
	<i>Picoides scalaris</i> Wagler	RES	CRO	C	Se	
	<i>Piculus rubiginosus</i> Swainson	RES	CRO	C	A	
	<i>Veliniornis fumigatus</i> D'Orbigny	RES	CRO	RE	A	
	Dendrocolaptidae	<i>Dendrocincla anabatina</i> Sclater	RES	PM	C	A ^{NOM}
		<i>Dendrocincla homochroa</i> Sclater	RES	PM	C	A
<i>Dendrocolaptes certhia</i> Lichtenstein		RES	PM	C	A	
<i>Glyphorhynchus spyurus</i> Vieillot		RES	PM	C	A ^{NOM}	
<i>Lepidocolaptes souleyetii</i> Des Murs		RES	PM	C	A	
<i>Sittasomus griseicapillus</i> Vieillot		RES	PM	C	A	
	<i>Xiphorhynchus flavigaster</i> Swainson	RES	PM	C	A	

Familia	Especie	R	G	E	M
Furnariidae	<i>Automolus ochrolaemus</i> Tschudi	RES	S	RE	Se ^{NOM}
	<i>Automolus rubiginosus</i> (P.L. Sclater)	RES	PBH	RE	LI ^{NOM}
	<i>Sclerurus guatemalensis</i> (Hartlaub)	RES	S	C	Se ^{NOM}
	<i>Xenops minutus</i> Sparrman	RES	PM	C	A ^{NOM}
Formicariidae	<i>Cercomacra tyrannina</i> Sclater	RES	PBH	MA	Se
	<i>Dysithamnus mentalis</i> Temminck	RES	PBH	RE	Se ^{NOM}
	<i>Formicarius nigricapillus</i> Ridgway	RES	S	RE	Se
Sylviidae	<i>Thamnistes anabatinus</i> Sclater & Salvin	RES	PBH	RE	Se ^{NOM}
	<i>Polioptila plumbea</i> Gmelin	RES	PAM	C	A ^{NOM}
Tyrannidae	<i>Ramphocaenus melanurus</i> Vieillot	RES	PBH	C	A
	<i>Attila spadiceus</i> Gmelin	RES	PAM	RE	A
	<i>Contopus borealis</i> (Swainson)	MIG	TP	C	A
	<i>Contopus cinereus</i> Spix	MIG	TP	C	Se
	<i>Contopus pertinax</i> Cabanis & Heine	MIG	TP	C	Se
	<i>Contopus virens</i> Linnaeus	MIG	TP	C	A
	<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg)	MIG	TP	C	Se
	<i>Empidonax affinis</i> Swainson	MIG	TP	C	A
	<i>Empidonax albigularis</i> Sclater	MIG	TP	C	Se
	<i>Empidonax alnorum</i> Brewster	MIG	TP	C	Se
	<i>Empidonax flavescens</i> Lawrence	MIG	TP	C	A
	<i>Empidonax minimus</i> Baird	MIG	TP	C	A
	<i>Empidonax traillii</i> Audubon	MIG	TP	RE	Se
	<i>Empidonax virescens</i> Vieillot	MIG	TP	MA	Se
	<i>Mionectes oleagineus</i> Lichtenstein	RES	PAM	C	Se
	<i>Mitrephanes phaeocercus</i> Sclater	RES	TP	RE	Se
	<i>Myiarchus cinerascens</i> Lawrence	MIG	TG	C	Se
	<i>Myiarchus crinitus</i> Linnaeus	MIG	TG	C	A
	<i>Myiarchus nuttingi</i> Ridgway	MIG	TG	MA	Se
	<i>Myiarchus tuberculifer</i> Orbigny & Lafresnaye	MIG	TG	MA	Se
	<i>Myiarchus tyrannulus</i> Stadius Muller	MIG	TG	MA	Se
	<i>Myiobius sulphureipygius</i> Sclater	RES	TP	C	A
	<i>Myiodynastes luteiventris</i> Sclater	MIG	TG	MA	A
	<i>Myiopagis viridicata</i> Vieillot	RES	TP	RE	Se
	<i>Myiozetetes similis</i> Spix	RES	TG	C	A
	<i>Oncostoma cinereigulare</i> (Sclater)	RES	TP	Ma	Se
	<i>Onychorhynchus coronatus</i> Stadius Muller	RES	TP	RE	A ^{NOM}
	<i>Ornithion semiflavum</i> Sclater & Salvin	RES	TP	C	Se ^{NOM}
	<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus)	RES	TG	C	A
	<i>Platyrinchus canrominus</i> Sclater & Salvin	RES	PBH	C	A ^{NOM}
	<i>Rhytipterna holerythra</i> (Sclater & Salvin)	RES	PBH	C	A
	<i>Terentriacus erythrurus</i> Cabanis	RES	TP	RE	Se ^{NOM}
	<i>Todirostrum cinereum</i> Linnaeus	RES	PBH	MA	Se
<i>Todirostrum sylvia</i> Desmarest	RES	PBH	C	Se	
<i>Tolmomyas sulphurescens</i> Spix	RES	TP	C	Se	
<i>Tyrannus couchii</i> S.F. Baird	MIG	TG	MA	Se	
<i>Tyrannus forficatus</i> Gmelin	MIG	TG	MA	Se	
<i>Tyrannus melancholicus</i> Cabanis	MIG	TG	C	A	
<i>Tyrannus savanna</i> Vieillot	MIG	TG	MA	Se	
<i>Tyrannus tyrannus</i> (Linnaeus)	MIG	TG	MA	Se	

Familia	Especie	R	G	E	M
	<i>Tyrannus verticalis</i> Say	MIG	TG	MA	A
	<i>Zimmerius vilissimus</i> Sclater & Salvin	RES	TP	RE	Se
Pipridae	<i>Manacus candei</i> Parduzaky	RES	PAM	C	Se ^{NOM}
	<i>Pipra mentalis</i> Sclater	RES	PAM	C	A
Cotingidae	<i>Lipaugus unirufus</i> Sclater	RES	PBH	C	A
	<i>Pachyramphus aglaiae</i> Lafresnaye	RES	PAM	C	A
	<i>Pachyramphus cinnamomeus</i> Lawrance	RES	PAM	MA	Se
	<i>Schiffornis turdinus</i> (Wied-Neuwied)	RES	GFA	C	A
	<i>Tytira semifasciata</i> Spix	RES	GFA	C	A
Corvidae	<i>Cyanocorax morio</i> Wagler	RES	OM	C	A
Trogloditidae	<i>Henicorhina leucophrys</i> Tschudi	RES	S	RE	Se
	<i>Henicorhina leucosticta</i> Cabanis	RES	S	C	A
	<i>Microcerculus philomela</i> Sclater	RES	S	C	Se
	<i>Thryothorus (albinucha) ludovicianus</i> Vieillot	RES	S	C	A
	<i>Thryothorus maculipectus</i> Lafresnaye	RES	S	C	A
	<i>Thryothorus modestus</i> Cabanis	RES	S	C	A
	<i>Thryothorus pleurostictus</i> Sclater	RES	S	C	A
	<i>Troglodytes aedon</i> Vieillot	RES	S	C	A
	<i>Troglodytes musculus</i> Vieillot	RES	S	C	A
	<i>Uropsila leucogastra</i> (Gould)	RES	PBH	C	A
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i> Stephens	MIG	PBH	C	Se
	<i>Catharus mexicanus</i> Bonaparte	MIG	PBH	C	Se ^{NOM}
	<i>Catharus minimus</i> Lafresnaye	MIG	PBH	MA	Se
	<i>Catharus (Hylocichla) mustelinus</i> Gmelin	MIG	PBH	C	Se
	<i>Catharus ustulatus</i> Nuttal	MIG	PBH	C	A
	<i>Myadestes occidentalis</i> Stejneger	MIE	PAM	RE	Se ^{NOM}
	<i>Turdus grayi</i> Bonaparte	RES	GFT	C	A
Vireonidae	<i>Hylophilus ochraceipiceps</i> Sclater	RES	PBH	MA	Se
	<i>Vireo flavoviridis</i> Cassin	MIG	PAM	C	A
	<i>Vireo gilvus</i> Vieillot	MIG	PAM	C	Se
	<i>Vireo griseus</i> Boddaert	MIG	PAM	C	A
	<i>Vireo hypochryseus</i> Sclater	MIG	PAM	C	Se
	<i>Vireo leucophrys</i> (Lafresnaye)	MIG	PAM	C	A
	<i>Vireo olivaceus</i> Linnaeus	MIG	PAM	RE	A
	<i>Vireo philadelphicus</i> Cassin	MIG	PAM	C	Se
	<i>Vireo plumbeus</i> Coues	MIG	PAM	C	A
	<i>Vireo solitarius</i> Wilson	MIG	PAM	C	Se
Emberizidae	<i>Aimophila rufescens</i> Swainson	RES	GFT	MA	Se
	<i>Arremonops chloronotus</i> Salvin	RES	PBH	C	Se
	<i>Basileuterus culicivorus</i> Deppe	RES	PBH	C	Se
	<i>Basileuterus rufifrons</i> Girard	RES	PBH	C	Se
	<i>Chlorophanes spiza</i> Linnaeus	RES	N	C	A
	<i>Cyanerpes cyaneus</i> Linnaeus	RES	N	C	Se
	<i>Cyanocompsa cyanoides</i> Lafresnaye	RES	GFA	C	A
	<i>Dendroica caerulea</i> Wilson	MIG	PAM	C	A
	<i>Dendroica coronata</i> Linnaeus	MIG	PAM	C	Se
	<i>Dendroica dominica</i> Linnaeus	MIG	PAM	RE	Se
	<i>Dendroica fusca</i> Statius Muller	MIG	PAM	C	A
	<i>Dendroica magnolia</i> Wilson	MIG	PAM	C	Se

Familia	Especie	R	G	E	M
	<i>Dendroica petechia</i> Linnaeus	MIG	PAM	C	A
	<i>Dendroica virens</i> Gmelin	MIG	PAM	RE	Se
	<i>Euphonia gouldi</i> Sclater	RES	PAM	RE	Se ^{NOM}
	<i>Euphonia hirundinacea</i> Bonaparte	RES	PAM	C	A
	<i>Granatellus sallaei</i> Bonaparte	RES	PAM	RE	A
	<i>Habia rubica</i> Vieillot	MIG	PBH	RE	A
	<i>Helmitheros vermivorus</i> Gmelin	MIG	S	C	Se
	<i>Lanio aurantius</i> Lafresnaye	RES	PAM	RE	Se ^{NOM}
	<i>Mniotilta varia</i> Linnaeus	MIG	PAM	C	A
	<i>Oporornis philadelphia</i> A. Wilson	MIG	PBH	C	Se
	<i>Parula americana</i> Linnaeus	MIG	PBH	C	Se
	<i>Parula pitiayumi</i> Vieillot	MIG	PBH	C	A
	<i>Pheucticus ludovicianus</i> Linnaeus	MIG	GFA	RE	Se
	<i>Piranga rubra</i> Linnaeus	MIG	PAM	C	Se
	<i>Ramphocelus passerinii</i> Bonaparte	RES	PBH	C	A
	<i>Ramphocelus sanguinolentus</i> Lesson	RES	PBH	MA	Se
	<i>Saltator atriceps</i> Lesson	RES	GFA	C	A
	<i>Saltator caeruleus</i> Vieillot	RES	GFA	RE	Se
	<i>Setophaga ruticilla</i> (Linnaeus)	MIG	PAM	C	A
	<i>Sporophila americana</i> Gmelin	RES	GFT	MA	A
	<i>Sporophila torqueola</i> Bonaparte	RES	GFT	MA	A
	<i>Tachyphonus delatrii</i> Lafresnaye	MIE	PAM	RE	Se
	<i>Thraupis abbas</i> Deppe	RES	GFA	MA	A
	<i>Thraupis episcopus</i> Linnaeus	RES	GFA	MA	A
	<i>Vermivora peregrina</i> (A. Wilson)	MIG	PAM	C	A
	<i>Vermivora pinus</i> (Linnaeus)	MIG	PAM	C	Se
	<i>Vermivora (Parula) superciliosa</i> (Hartlaub)	MIG	PAM	C	Se
	<i>Vermivora virginiae</i> (S.F. Baird)	MIG	PAM	C	Se
	<i>Wilsonia canadensis</i> Linnaeus	MIG	PAM	C	Se
Fringillidae	<i>Carduelis psaltria</i> Say	MIG	PAM	C	Se
Icteridae	<i>Dives dives</i> Deppe	RES	GFT	MA	A
	<i>Icterus galbula</i> Linnaeus	MIG	GFA	RE	A
	<i>Icterus mesomelas</i> Wagler	RES	GFA	MA	A
	<i>Icterus spurius</i> Linnaeus	MIG	GFA	C	A
	<i>Psarocolius montezuma</i> Lesson	RES	GFA	C	A ^{NOM}
	<i>Quiscalus mexicanus</i> Gmelin	RES	OM	MA	A

Anexo 7.9. Nymphalidae frugívoras y sus registros por unidad y total por especie.

N	Especie	Unidad							Total	
		AJ	AL	AM	PAD	RE _{AM}	RE _{AJ}	RE _{PAD}		REL
Sub-familia Ithomiinae										
1	<i>Aeria eurimedia pacifica</i>	0	0	0	0	1	1	2	1	5**
2	<i>Melinaea lilis imitata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1* ³
3	<i>Napeogenes tolosa tolosa</i>	0	0	1	0	8	15	8	13	45
4	<i>Hypothyris euclea valora</i>	0	0	0	0	2	1	0	1	4**
5	<i>Hypothyris lycaste dionaea</i>	1	0	3	0	3	5	4	5	21
6	<i>Ithomia patilla</i>	2	0	1	0	1	1	0	0	5
7	<i>Oleria victorine paula</i>	0	0	7	0	17	22	25	32	103
8	<i>Pteronymia cotytto cotytto</i>	16	0	21	0	2	7	7	4	57
9	<i>Greta andromica lyra</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1** ⁸
10	<i>Greta morgane oto</i>	1	0	0	0	1	2	0	2	6
11	<i>Greta nero nero</i>	0	0	0	0	1	1	2	0	4**
Sub-familia Morphinae										
12	<i>Morpho polyphemus luna</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1** ⁵
13	<i>Morpho helenor octavia</i>	6	0	11	0	7	3	10	7	44
14	<i>Caligo telamonius memnon</i>	3	0	1	0	0	0	0	0	4*
15	<i>Caligo uranus</i>	0	0	1	0	8	12	5	5	31
16	<i>Opsiphanes boisduvallii</i>	0	4	0	1	0	0	0	0	5*
17	<i>Opsiphanes cassina fabricii</i>	1	8	0	4	0	1	0	0	14
18	<i>Opsiphanes t. tamarindi</i>	1	1	0	1	1	0	1	0	5
Sub-familia Satyrinae										
19	<i>Manataria hercyna maculata</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	2** ⁶
20	<i>Cepheptychia glaucina</i>	0	0	2	0	4	1	1	2	10
21	<i>Cissia confusa</i>	1	3	0	0	0	0	0	0	4*
22	<i>Cissia pompilia</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	2** ⁵
23	<i>Cissia pseudoconfusa</i>	6	1	1	0	2	0	0	1	11
24	<i>Hermeptychia hermes</i>	6	12	1	13	0	0	0	1	33
25	<i>Pareptychia m. metaleuca</i>	21	1	27	1	13	10	18	19	110
26	<i>Pareptychia ocirrhoe ssp. n.</i>	0	0	1	0	1	0	1	0	3
27	<i>Taygetis mermeria excavata</i>	0	0	0	0	2	1	2	1	6**
28	<i>Taygetis thamyra</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	3
29	<i>Taygetis virgilia</i>	5	0	3	0	19	10	7	21	65
30	<i>Yphthimoides renata</i>	5	0	1	0	2	0	1	1	10
Sub-familia Charaxinae										
31	<i>Consul electra electra</i>	1	0	3	0	1	1	1	0	7
32	<i>Siderone galanthis ssp. n.</i>	1	1	0	2	0	0	0	0	4*
33	<i>Fountainea eurypyle confusa</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1* ⁴
34	<i>Memphis aureola</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1* ²
35	<i>Memphis forreri</i>	3	1	2	3	0	1	0	1	11
36	<i>Memphis mora orthesia</i>	1	0	2	0	0	0	0	0	3*
37	<i>Memphis moruus boisduvali</i>	1	2	0	2	0	1	0	1	7
38	<i>Memphis p. proserpina</i>	0	0	0	0	0	4	4	3	11**
39	<i>Archaeoprepona a. amphimachus</i>	1	1	3	0	4	4	4	3	20
40	<i>Archaeoprepona demophon centralis</i>	11	2	4	5	15	15	13	9	74
41	<i>Archaeoprepona demophon gulina</i>	8	2	7	5	4	3	10	1	40
42	<i>Archaeoprepona meander phoebus</i>	2	0	2	0	0	2	3	2	11
43	<i>Prepona laertes octavia</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1* ⁴

N	Especie	Unidades								Total
		AJ	AL	AM	PAD	RE _{AM}	RE _{AJ}	RE _{PAD}	REL	
Sub-familia Apaturinae										
44	<i>Asterocampa idyja argus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1*
45	<i>Doxocopa l. laure</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	2*
46	<i>Doxocopa pavon theodora</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	2
Sub-familia Nymphalinae										
47	<i>Colobura d.dirce</i>	2	0	2	0	0	2	0	0	6
48	<i>Historis a. acheronta</i>	5	1	2	3	0	0	0	0	11*
49	<i>Historis o. odius</i>	1	3	3	0	0	0	0	1	8
50	<i>Smyrna blomfieldia datis</i>	42	28	19	19	24	25	17	24	198
51	<i>Tigridia acesta ssp. n.</i>	4	0	5	0	2	8	6	7	32
52	<i>Siproeta stelenes biplagiata</i>	6	2	0	0	1	0	0	1	10
Sub-familia Biblidinae										
53	<i>Biblis hyperia aganisa</i>	11	11	2	2	0	2	0	0	28
54	<i>Callicore astarte patellina</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1**
55	<i>Catonephele mexicana</i>	13	0	10	1	9	3	7	3	46
56	<i>Catonephele numilia esite</i>	6	5	6	6	1	2	0	1	27
57	<i>Eunica a. alcmena</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	2*
58	<i>Eunica tatila tatila</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1* ¹
59	<i>Myscelia cyaniris cyaniris</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	3*
60	<i>Hamadryas amphinome mexicana</i>	7	4	10	4	2	1	3	1	32
61	<i>Hamadryas februa ferentina</i>	87	64	28	40	1	1	1	1	223
62	<i>Hamadryas feronia farinulenta</i>	45	137	8	119	1	0	0	0	310
63	<i>Hamadryas guatemalena marmarice</i>	16	33	4	39	0	0	0	0	92*
64	<i>Hamadryas iphthime joannae</i>	0	2	2	0	1	0	0	0	5
65	<i>Hamadryas laodamia saurites</i>	4	9	1	7	0	0	0	1	22
66	<i>Nica favilla bachiana</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	4*
67	<i>Temenis laothoe hondurensis</i>	2	3	0	5	0	0	0	0	10*
68	<i>Dynamine dyonis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1* ⁴
	<i>Dynamine postverta</i>									
69	<i>mexicana</i>	1	8	0	8	0	0	0	0	17*
70	<i>Dynamine theseus</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	2*
Subfamilia Limenitidinae										
71	<i>Adelpha basiloides</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	2*
72	<i>Adelpha iphicleola iphicleola</i>	4	4	1	6	0	0	0	0	15*
73	<i>Adelpha naxia naxia</i>	0	1	0	2	0	0	0	0	3*
Sub-familia Heliconinae										
74	<i>Dryas iulia moderata</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	3* ¹

No: Código numérico de la especie para análisis CCA. Superíndice indica que especie fue reportada sólo en: AJ¹, AL², AM³, PAD⁴, RE_{AM}⁵, RE_{AJ}⁶, RE_{PAD}⁷, REL⁸, MA*, RE**

Anexo 7.10. Gasterópodos terrestres y dulceacuícolas y su distribución en el paisaje.

Familia Helicinidae Lamarck, 1799

Especie	AJ	AL	AM	PAD	RE _{AM}	RE _{AJ}	RE _{PAD}	REL	Total
1. <i>Helicina ghiesbreghti</i>	2	0	3	0	0	0	0	0	5
2. <i>Helicina oweniana</i>	14	2	21	0	32	32	41	40	182
3. <i>Lucidella lirata</i>	30	20	20	3	7	11	6	12	109
4. <i>Schasichila nicoleti</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	2

Familia Cyclophoridae, 1847 (Poteriidae Gray, 1850)

5. <i>Neocyclotus dysoni</i> var. <i>ambiguum</i>	2	1	4	0	9	4	10	7	37
---	---	---	---	---	---	---	----	---	----

Familia Carychiidae

6. <i>Carychium exiguum</i>	0	0	0	0	8	16	9	17	50
-----------------------------	---	---	---	---	---	----	---	----	----

Familia Vertiginidae Fitzinger, 1833

7. <i>Bothriopupa tenuidens</i>	1	0	1	0	0	1	0	1	4
---------------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Familia Pupillidae Turton, 1831

8. <i>Gastrocopta servilis</i>	0	1	0	1	1	1	0	0	4
--------------------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Familia Ferussacidae Bourguignat, 1883

9. <i>Geostilbia (Ceciliooides) aperta</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1
10. <i>Karolus (Ceciliooides) consobrinus</i>	23	23	15	6	20	23	17	26	153
11. <i>Karolus (Ceciliooides) iota</i>	13	9	15	1	8	8	12	6	72

Familia Subulinidae Crosse & Fischer, 1877 (Achatinidae Swainson, 1840)

12. <i>Lamelaxis gracilis</i>	0	1	8	0	0	2	1	0	12
13. <i>Lamelaxis micra</i>	3	1	2	1	0	0	0	0	7
14. <i>Leptinaria exigua</i>	18	15	19	3	13	16	13	18	115
15. <i>Leptinaria tamaulipensis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1

Familia Oleacinidae (Spiraxidae Baker, 1955)

16. <i>Euglandina cordovana</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1
17. <i>Euglandina cumingi</i>	0	1	1	0	1	0	1	3	7
18. <i>Myxastyla pycnota</i>	3	3	10	0	11	5	2	9	43
19. <i>Salasiella subcylindrica</i>	2	2	3	0	2	1	2	2	14
20. <i>Streptostyla meridana</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	2
21. <i>Streptostyla nigricans</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	2

Familia Spiraxidae Baker, 1955

22. <i>Spiraxis</i> sp. 1	0	2	0	0	0	1	0	0	3
23. <i>Spiraxis</i> sp. 2	2	3	13	1	20	17	18	26	100
24. <i>Spiraxis</i> sp. 3	1	0	1	0	5	5	0	4	16
25. <i>Spiraxis</i> sp. 4	1	0	0	0	2	0	0	1	4

Familia Helicarionidae Bourguignat, 1888

26. <i>Guppya gundlachi</i>	7	10	4	3	0	2	2	3	31
27. <i>Guppya orosciana</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	3
28. <i>Guppya</i> sp.	0	3	0	0	0	0	2	0	5

Familia Zonitidae Mörch, 1864

29. <i>Glyphialinia</i> aff. <i>indentata</i>	2	1	10	0	19	24	16	24	96
30. <i>Glyphialinia paucilirata</i>	3	2	1	0	0	0	0	0	6
31. <i>Glyphialinia</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	1
32. <i>Hawaia minuscula</i>	2	0	0	0	0	0	2	0	4

Anexo 7.10. Gasterópodos terrestres y dulceacuícolas(Cont.)

Familia Helminthoglyptidae Pilsbry, 1939										
33.	<i>Averellia coactiliata</i>	0	0	1	0	1	0	0	1	3
Familia Charopidae Hutton, 1884										
34.	<i>Chanomphalus pylsbryi</i>	7	3	17	0	10	8	4	12	61
Familia Pomatiasidae Gil										
35.	<i>Choanopoma martesianum</i>	6	1	5	0	1	0	4	4	21
36.	<i>Choanopoma terecostatum</i>	3	1	4	0	1	0	0	0	9
Familia Urocoptidae Pilsbry and Vanata										
37.	<i>Coelocentrum turris</i>	2	1	6	0	4	7	3	13	36
38.	<i>Epirobia morini</i>	0	0	2	0	0	2	4	1	9
Familia Bulimulidae Tryon, 1867										
39.	<i>Drymaeus corneus nubeculatus</i>	10	12	5	3	0	1	2	0	33
40.	<i>Drymaeus lilacinus</i>	0	1	5	0	3	1	5	6	21
Familia Systrophiidae Thiele, 1926										
41.	<i>Miradiscops opal</i>	13	10	24	2	29	31	27	29	165
42.	<i>Miradiscops panamensis</i>	1	1	2	0	3	2	0	5	14
Familia Orthalicidae Pilsbry, 1899										
43.	<i>Orthalicus princeps</i>	1	0	0	0	6	3	3	1	14
Familia Thysanophoridae Pilsbry, 1926										
44.	<i>Thysanophora caecoides</i>	17	11	17	1	11	9	11	7	84
45.	<i>Thysanophora conspurcatella</i>	7	2	3	1	2	5	3	1	24
46.	<i>Thysanophora crinita</i>	5	1	11	0	2	1	2	2	24
47.	<i>Thysanophora hornii</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	3
48.	<i>Thysanophora impura</i>	21	6	25	0	17	19	10	18	116
49.	<i>Thysanophora plagiopycha</i>	12	10	11	1	5	5	5	3	52
50.	<i>Thysanophora sp.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1

AJ: Acahual Jóven, AL: Árboles en Línea, AM: Acahual Maduro, PAD: Potrero con Árboles Dispersos, RE_{AM}: Remanente de Selva equivalente posicional de AM, RE_{AJ}: Remanente de Selva equivalente posicional AJ, RE_{PAD}: Remanente de Selva equivalente posicional de PAD, REL: Elementos Lineales dentro de la Selva (Senderos), Capt.: Total de individuos capturados en el muestreo.

Anexo 7.11. Indicadores multitaxonómicos de los hábitats en que se agrupan las unidades del paisaje. InVal = Valor del indicador, p = probabilidad según la prueba Monte Carlo. NOM = especies enlistadas en la Norma Oficial Mexicana como amenazadas o en peligro de extinción (DOF 2002). * = especies de mayor valor como indicadores ecológicos (InVal \geq 90%).

Especies características de la selva mediana subperennifolia.				
Grupo biológico	Especie	Familia	InVal	P
Árbol	<i>Alchornea latifolia</i>	Euphorbiaceae	56.3	0.008
Árbol	<i>Aspidosperma cruentum</i>	Apocynaceae	57.1	0.002
Árbol	<i>Aspidosperma megalocarpon</i>	Apocynaceae	74.1	0.001
Árbol	<i>Brosimum alicastrum</i>	Moraceae	87.6	0.001
Árbol	<i>Brosimum lactescens</i>	Moraceae	54.4	0.01
Árbol	<i>Calophyllum brasiliense</i>	Clusiaceae	55.2	0.004
Árbol	<i>Casearia sylvestris</i> *	Flacourtiaceae	89.6	0.001
Árbol	<i>Chionanthus oblanceolatus</i> *	Oleacea	100	0.001
Árbol	<i>Chione chiapasensis</i>	Rubiaceae	64.3	0.002
Árbol	<i>Crysochila argentea</i> ^{NOM}	Arecaceae	81.9	0.001
Árbol	<i>Dendropanax arboreus</i>	Araliaceae	56.6	0.009
Árbol	<i>Dialium guianensis</i>	Fabaceae	70.0	0.001
Árbol	<i>Eugenia</i> sp.	Myrtaceae	73.5	0.001
Árbol	<i>Guarea glabra</i>	Meliaceae	64.7	0.001
Árbol	<i>Ilex costaricensis</i>	Aquifoliaceae	68.8	0.001
Árbol	<i>Manilkara chicle</i>	Sapotaceae	71.4	0.001
Árbol	<i>Manilkara zapota</i>	Sapotaceae	83.6	0.001
Árbol	<i>Miconia argentea</i>	Melastomataceae	53.7	0.006
Árbol	<i>Nectandra lundellii</i>	Lauraceae	81.9	0.001
Árbol	<i>Nectandra salicifolia</i>	Lauraceae	59.1	0.001
Árbol	<i>Ouratea lucens</i>	Ochnaceae	57.1	0.004
Árbol	<i>Oxandra belicensis</i>	Annonaceae	64.3	0.001
Árbol	<i>Posoqueria latifolia</i>	Rubiaceae	58.2	0.002
Árbol	<i>Pouteria campechiana</i> *	Sapotaceae	90.8	0.001
Árbol	<i>Pouteria reticulata</i>	Sapotaceae	83.6	0.001
Árbol	<i>Pouteria</i> sp. 1	Sapotaceae	54.2	0.005
Árbol	<i>Pouteria</i> sp. 2	Sapotaceae	64.3	0.001
Árbol	<i>Protium copal</i>	Anacardiaceae	79.4	0.001
Árbol	<i>Pseudolmedia oxyphyllaria</i>	Moraceae	87.0	0.001
Árbol	<i>Psycothria chiapensis</i>	Rubiaceae	58.1	0.004
Árbol	<i>Quararibea funebris</i>	Bombacaceae	87.7	0.001
Árbol	<i>Rinorea guatemalense</i> *	Violaceae	95.2	0.001
Árbol	<i>Sebastiania tuerckheimiana</i>	Euphorbiaceae	57.2	0.01
Árbol	<i>Simira salvadorensis</i>	Rubiaceae	55.2	0.006
Árbol	<i>Trophis racemosa</i>	Moraceae	63.0	0.002
Aves	<i>Columba cayennensis</i>	Columbidae	58.2	0.004
Aves	<i>Dendrocincla anabatina</i> ^{NOM}	Dendrocolaptidae	50	0.016
Aves	<i>Geotrygon montana</i>	Columbidae	55.6	0.005

Grupo biológico	Especie	Familia	InVal	P
Aves	<i>Lipaugus unirufus</i>	Cotingidae	88.5	0.001
Aves	<i>Pipra mentalis</i>	Pipridae	83.3	0.001
Aves	<i>Ramphastos sulfuratus</i>	Psittacidae	81.5	0.001
Aves	<i>Schiffornis turdinus</i>	Cotingidae	83.3	0.001
Aves	<i>Trogon massena</i>	Trogonidae	61.1	0.001
Aves	<i>Uropsila leucogastra</i>	Trogloditidae	60.4	0.003
Aves	<i>Xiphorhynchus flavigaster</i>	Dendrocolaptidae	64.5	0.002
Mariposas	<i>Caligo uranus</i>	Morphinae	82.4	0.002
Mariposas	<i>Napeogenes tolosa tolosa</i>	Ithomiinae	72.7	0.001
Mariposas	<i>Oleria victorine paula</i>	Ithomiinae	84.2	0.001
Mariposas	<i>Taygetis virgilia</i>	Satyrinae	67.5	0.004
Moluscos	<i>Carychium exiguum</i>	Carychiidae	82.6	0.001
Moluscos	<i>Coelocentrum turris</i>	Urocoptidae	76.3	0.001
Moluscos	<i>Glyphialinia aff. indentata</i>	Zonitidae	72.7	0.001
Moluscos	<i>Helicina oweniana</i>	Helicinidae	80.9	0.001
Moluscos	<i>Miradiscops opal</i>	Systrophiidae	62.6	0.001
Moluscos	<i>Neocyclotus dysonii</i>	Cyclophoridae	58.2	0.011
Moluscos	<i>Spiraxis sp. 2</i>	Spiraxidae	77.5	0.001
Moluscos	<i>Thysanophora impura</i>	Thysanophoridae	51.0	0.007
Especies características de la vegetación secundaria				
Árbol	<i>Acacia mayana</i>	Fabaceae	61.4	0.007
Árbol	<i>Bursera simaruba</i>	Burseraceae	55.9	0.003
Árbol	<i>Cecropia obtusifolia</i>	Cecropiaceae	56.1	0.007
Árbol	<i>Heliocarpus donnell-smithii*</i>	Tiliaceae	90.1	0.001
Árbol	<i>Lippia cardiostegia</i>	Lamiaceae	63.8	0.006
Árbol	<i>Myriocarpa longipes</i>	Urticaceae	53.8	0.005
Árbol	<i>Redhera penninervia</i>	Verbenaceae	67.6	0.005
Árbol	<i>Trichospermum mexicanum</i>	Ulmaceae	77.6	0.001
Aves	<i>Arremonops chloronotus</i>	Emberiziidae	54.8	0.006
Aves	<i>Cyanocorax morio</i>	Corvidae	64.3	0.002
Aves	<i>Helmitheros vermivorus</i>	Emberiidae	64.5	0.001
Aves	<i>Leptotila verreauxi</i>	Columbidae	85.1	0.001
Aves	<i>Ortalis vetula</i>	Cracidae	80.5	0.001
Aves	<i>Ramphocaenus melanurus</i>	Sylviidae	57.7	0.004
Aves	<i>Thryothorus ludovicianus</i>	Trogloditidae	52.5	0.016
Aves	<i>Thryothorus modestus</i>	Trogloditidae	55.8	0.005
Aves	<i>Troglodytes musculus</i>	Trogloditidae	62.7	0.001
Aves	<i>Vermivora peregrina</i>	Emberiidae	52.2	0.005
Mariposas	<i>Catonephele mexicana</i>	Bibliidinae	63.6	0.003
Mariposas	<i>Hamadryas amphinome mexicana</i>	Bibliidinae	61.0	0.005
Mariposas	<i>Pteronymia cotytto</i>	Ithomiinae	53.9	0.021
Moluscos	<i>Lucidela lirata</i>	Helicinidae	63.3	0.001
Moluscos	<i>Drymaeus corneus</i>	Bulimulidae	60.7	0.017

Especies características de potreros con árboles en línea y dispersos

Grupo biológico	Especie	Familia	InVal	P
Árbol	<i>Byrsonima crassifolia</i>	Malphiaceae	62.5	0.001
Árbol	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Sterculiaceae	50.9	0.003
Aves	<i>Bubulcus ibis</i>	Ardeidae	50	0.003
Aves	<i>Chaetura vauxii</i>	Apodidae	50	0.001
Aves	<i>Chondrohierax uncinatus</i> ^{NOM}	Accipitridae	73.5	0.001
Aves	<i>Columba flavirostris</i>	Columbidae	59.6	0.015
Aves	<i>Columbina minuta</i>	Columbidae	70.7	0.003
Aves	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Cuculidae	85.2	0.001
Aves	<i>Dives dives</i>	Icteriidae	55	0.017
Aves	<i>Myiarchus crinitus</i>	Tyrannidae	57.3	0.004
Aves	<i>Myiodinastes luteiventris</i>	Tyrannidae	75.0	0.001
Aves	<i>Myiozetetes similis</i>	Tyrannidae	73.5	0.001
Aves	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Tyrannidae	75.1	0.001
Aves	<i>Quiscalus mexicanus</i>	Icteriidae	75	0.001
Aves	<i>Sporophila americana</i> *	Emberizidae	95.7	0.001
Aves	<i>Sporophila torqueola</i>	Emberizidae	88.7	0.001
Aves	<i>Thraupis episcopus</i>	Emberizidae	80.8	0.001
Aves	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tyrannidae	75.4	0.002
Aves	<i>Tyrannus savanna</i>	Tyrannidae	75.0	0.001
Aves	<i>Tyrannus verticalis</i>	Tyrannidae	87.5	0.001
Mariposas	<i>Adelpha iphicleola</i>	Apaturinae	70.3	0.002
Mariposas	<i>Dynamine postverta mexicana</i>	Biblidinae	65.6	0.001
Mariposas	<i>Hamadryas februa ferentina</i>	Biblidinae	55.2	0.025
Mariposas	<i>Hamadryas feronia farinulenta</i> *	Biblidinae	90.2	0.001
Mariposas	<i>Hamadryas guatemalena marmorice</i>	Biblidinae	78.8	0.001
Mariposas	<i>Hamadryas laodamia saurites</i>	Biblidinae	83.7	0.001
Mariposas	<i>Opsiphanes cassina fabricii</i>	Morphinae	54.0	0.007

Gasterópodos terrestres en agropaisaje del sureste mexicano
GASTERÓPODOS TERRESTRES ASOCIADOS A UN PAISAJE AGROPECUARIO Y A UN
REFERENTE ECOLÓGICO EN EL SURESTE DE MÉXICO
LAND GASTROPODS ASSOCIATED TO AN AGRICULTURAL LANDSCAPE AND A
ECOLOGICAL REFERENCE IN SOUTHEAST MEXICO

González-Valdivia, N. (*), Ochoa-Gaona, S., Range-Ruizl, L.J., Gamboa-Aguilar, J., Pozo, C.,
Ferguson, B.G., Kampichler, C., Cambranis, E., Lara, O., Pérez-Hernández, I. y Ponce-Mendoza, A.

* El Colegio de la Frontera Sur, Sistemas de Producción Alternativos. Carretera Villahermosa a
Reforma km 15.5 S/N, CP 86280 Villahermosa, Tabasco, México. Tel/Fax +52 (993) 3136110.

ngonzal@ecosur.mx

RESUMEN

El objetivo de la investigación fue determinar variaciones en la composición de Gasterópodos terrestres por efecto de la actividad humana en un paisaje perturbado en la zona montañosa de Tenosique, Tabasco, México. Se muestrearon cuatro unidades de la matriz agropecuaria (MA): acahuales maduros (AM) y jóvenes (AJ), potreros con árboles dispersos (PAD), árboles en línea (AL), y cuatro unidades del ecosistema de selva remanente o referente ecológico (RE). Se registraron 50 especies (96 % de eficiencia). Existieron diferencias en el número de especies ($F=19.4$, $p < .001$) y en la densidad por parcela de muestreo ($F = 15.6$, $p < .001$). La prueba Duncan separa tres grupos.: el menos diverso y abundante fue PAD (2 especies, 3 individuos), seguido por AL (9 spp, 14 individuos), mientras que las demás resultaron similares (12 a 15 spp, 20 a 26 individuos). Las variables estructurales y físico-ambientales influyen en la diversidad y el número de individuos registrados en cada unidad. El ambiente edáfico y superficial no tuvo relación relevante sobre la malacofauna. Las comunidades se agrupan en tres cúmulos por su composición (índice Bray-Curtis), con unidades de selva en un grupo, acahuales junto a AL en otro, y PAD formando un grupo distinto, muy similares a los resultados de la correlación canónica. La similitud entre los

ecomosaicos de matriz agropecuaria y bosque se basa en el aporte de los acahuales. La diferencia es generada por pocas especies, compartiéndose el 72 %. El manejo impacta en las comunidades de Gasterópodos terrestres, aunque el paisaje mantiene alta diversidad. Este patrón del paisaje, es potencialmente sustentable para moluscos terrestres.

Palabras clave: Moluscos terrestres, ecomosaicos, neotrópico, conservación biológica

ABSTRACT

The research aimed demonstrates a terrestrials Gastropods composition variation because human effects along disturbate landscape in Tenosique mountains zone, Tabasco, Mexico. Four land units of agricultural matrix (MA): mature (AM) and young fallow (AJ), dispersed tree pastures (PAD) and tree hedgerows (AL), and four land units of forest remnant ecomosaic or ecological reference (RE) were sampled. Fifty species were registered (96% of efficiency). Species number ($F=19.4$, $p < .001$) and their densities ($F = 15.6$, $p < .001$) by sample plots were different. Duncan test clustering tree groups. PAD's land units result the least diverse and abundant (2 spp, 3 individues), follow by AL (9 spp, 14 ind.), while another land units results to be similar (12 to 15 spp, 20 to 26 Ind.). Structural, physical and environmental variables influence the species number and as their abundances. Edafic and superficial environment do not had significative relation on mulluscians. The communities were separated in tree groups by their composition (Bray-Curtis index), with all forest forming a single group, tree fallows including AL units formed another, while PAD conforming a different cluster. Similar results were obtained by CCA. Similarity between agriculture matrix and forest ecomosaics is based on tree fallows diversity. Differences were generated by a few species, while both ecomosaics shared 72 % of species. The landscape management has impact in Gastropod communities;

however it can maintain a high diversity yet. This landscape pattern is potentially sustainable for land snails.

Key words: Land snail, ecomosaics, neotropic, biological conservation

INTRODUCCIÓN

No obstante la gran diversidad de la Clase Gastropoda y su importancia ecosistémica hay relativamente pocos estudios que traten sobre moluscos terrestres (Pérez *et al.* 1996, Barrientos 2003, Vera-Ardila y Linares 2005, Pérez *et al.* 2008), especialmente de aquellos de la región neotropical, y menos aún sobre como sus patrones de distribución y abundancia pueden ser afectados por las actividades de origen antrópico y el uso del suelo. Esto se debe a la carencia de investigadores en este grupo en la región, lo que limita los avances incluso de su inventario e identificación (Correa-Sandoval 2003). Debido a su escasa vagilidad, que los hace susceptibles a los impactos, los gasterópodos constituyen un grupo de organismos interesantes como indicadores biogeográficos (Vera-Ardila y Linares 2005), de polución (Berger & Dallinger 1993, Dallinger 1994, Monge-Nájera 2003, Baqueiro-Cárdenas *et al.* 2007) y potencialmente, de la alteración de la calidad de los hábitats terrestres (Pérez *et al.* 2007). Las comunidades de invertebrados, como los gasterópodos terrestres, en mosaicos de paisajes que resultan de diferentes tipos de disturbios son claramente un objeto válido de estudio tal como lo sugieren Secret *et al.* (1996)

Por otro lado, la ecología de paisaje (Forman & Godron 1986, Turner *et al.* 2001, Rundlöf & Smith 2006) y la restauración ecológica (Dobson *et al.* 1997, Holl *et al.* 2003, Clewell & Aronson 2006) permiten considerar, donde el conocimiento local es base del manejo (Berkes *et al.* 2000, Higgs 2003), como un proceso co-evolutivo a la dinámica histórica entre los sistemas complejos

socio-económico y natural (Holling 2001). Es necesario entonces abordar los análisis ecológicos desde una perspectiva más flexible, que incluya conceptos de resiliencia, manejo adaptativo y persistencia de las especies y comunidades como parte de la realidad de los procesos ecosistémicos naturales (Connell & Sousa 1983). Los organismos han persistido durante milenios y el impacto humano es nada más que otro factor de estrés de los muchos que han sobrellevado. Conviene más analizar como ocurre ese acomodo, siguiendo la ruta de identificar especies o comunidades con características interesantes para estos abordajes investigativos, que permitan ilustrar como los afecta el cambio de uso del suelo.

Estudios de comunidades de moluscos a nivel de paisaje son aún muy escasos (Pérez *et al.* 2008) pero debería considerarse como una línea activa de investigación en adelante. Por ejemplo, la diversidad y abundancia de algunos invertebrados es influenciada por la heterogeneidad del paisaje y su escala (Weibull *et al.* 2000, Atauri & De Lucio 2001), y su resiliencia se constata al observar que éstos pueden existir e incluso recuperarse de disminuciones severas en sus densidades (Willig & Camilo 1991) aún en ambientes muy alterados por la actividad humana o por disturbios naturales, aún de gran intensidad o magnitud (Secret *et al.* 1996), siempre que se conserven remanentes de hábitats originales en el mosaico del paisaje (Ricketts *et al.* 2001). Es importante tener en cuenta que la alta diversidad de especies de un ensamble sólo será valiosa si incluye especies de alta distinción biogeográfica, por ejemplo las especialistas de hábitat interior del bosque (Hamer *et al.* 1997, Krauss *et al.* 2003) o endémicas (Pérez *et al.* 2008) y para ello deben utilizarse métodos y técnicas de muestreo adecuadas, y una correcta definición de la escala o extensión del área de estudio (Davies & Smith 1997), así como de otros factores como la estacionalidad (Álvarez & Willig 1993) y el cambio climático.

En el neotrópico, los gasterópodos terrestres han sido considerados como un valioso componente biótico, que permite identificar el impacto de las condiciones del ambiente (Pérez *et al.* 2007). En Niños Héroes de Chapultepec, ejido del municipio de Tenosique, oriente del estado de Tabasco, sureste de México, existe un patrón de paisaje que se caracteriza por una matriz agropecuaria heterogénea adyacente a remanentes de la selva mediana subcaducifolia. Esta particularidad llevó al planteamiento de la hipótesis de que dicho paisaje permite la conservación del ensamble de gasterópodos terrestres autóctonos de la zona de estudio, aún cuando se afecten algunas características de su composición y abundancia. En consecuencia, los objetivos de este trabajo son establecer la relación entre la composición de especies y unidades características del paisaje así como identificar especies indicadoras de la calidad de estos ambientes como refugios de la malacofauna terrestre.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio. La zona de trabajo se ubica en el Ejido Niños Héroes de Chapultepec (en adelante NHC), Tenosique, Tabasco (Coordenadas 17°15'00"-17°40'48"N, 90°59'09"-91°38'16"O, Ochoa-Gaona *et al.* 2008), y es caracterizada por un relieve de lomas bajas (< 700 msnm, González-Valdivia *et al.*, datos sin publicar). En este ejido (sistema de tenencia comunitaria de México) fundado en 1977, la precipitación anual promedia 2,750 mm año⁻¹ y la temperatura 26 °C (Isaac-Márquez *et al.* 2005). La vegetación es de tipo selva mediana, con predominio de Sapotaceae (*Manilkara* spp., *Pouteria* spp.), Moraceae (*Brosimum* spp., *Ficus* spp., *Poulsenia armata*), Fabaceae (*Dialium guianensis*, *Lisyloma* spp., *Schyzolobium parahybum*), Clusiaceae (*Callophyllum brasiliense*) y Apocynaceae (*Aspidosperma megalocarpon* y *A. cruentum*). La selva fue sujeta a

extracción selectiva de caoba (*Swietenia macrophylla*) y cedro (*Cedrela odorata*) durante la década del 70. El sotobosque es dominado por Rubiaceae, Piperaceae, Arecaceae y Araceae. El área es de aproximadamente 2,066 ha, ubicada en la confluencia fronteriza de los estados de Tabasco y Chiapas de México con la República de Guatemala.

El patrón de paisaje en NHC se caracteriza dos ecosmosaicos, el remanente de selva mediana sub-perennifolia (RE) protegida por la normatividad ejidal, adyacente a la matriz agropecuaria (MA) que se identifica por la ocurrencia de franjas secuenciales de perturbación antropogénica, con las unidades de vegetación secundaria más antiguas hacia las partes más altas y disminuyendo en edad hacia las bases de las lomas. En las partes de topografía más llana se desarrollan las pasturas, con árboles dispersos y árboles alineados en los cercos. La RE está conectada al Petén de Guatemala y las estribaciones noroccidentales de la Selva Lacandona, y funciona como el núcleo emisor de biodiversidad hacia el interior del ejido.

Grupo de estudio. Los gasterópodos terrestres, un grupo numeroso estimado en 35,000 especies, en su mayoría no descritas, son organismos de pequeño tamaño, principalmente detritívoros que participan activamente en el reciclaje de nutrientes y por tanto de energía dentro de los ecosistemas terrestres (Barker 2001). Constituyen un grupo funcionalmente valioso, recientemente bien estudiado dentro de los invertebrados de los ecosistemas continentales, especialmente por características conquiológicas (Pérez & López 2002). Su composición y abundancia es afectada negativamente por la perturbación y el disturbio en sus hábitats (Willig & Camilo 1991, Álvarez & Willig 1993, Secret *et al.* 1996) por lo que funcionan como indicadores del grado de alteración de los mismos (Baqueiro-Cárdenas *et al.* 2007). En Tabasco se tienen datos parciales de la diversidad de estos invertebrados (Rangel & Gamboa 2001, Rangel *et al.* 2004, Rangel & Gamboa 2006) pero es necesario un mayor esfuerzo científico para completar el inventario de la malacofauna del estado, que puede ser

importante en números debido a la coexistencia de ambientes de planicie inundable, no inundable y de montañas, algunas con un aislamiento importante. La sierra de Tenosique, por su conexión con El Petén de Guatemala y la Selva Lacandona de Chiapas incluso puede contener más especies de este grupo. No obstante, como sugieren Rangel & Gamboa (2006) aún falta información científica sobre este grupo para tener referencias ecológicas confiables sobre la malacofauna de la región.

Diseño de muestreo. Entre el 24 de Julio y el 28 de Septiembre de 2008, se realizó el muestreo de gasterópodos terrestres siguiendo la técnica sugerida por L.J. Rangel (Com. pers.), ubicando 10 cuadrantes de 1 x 1 m en cada unidad de paisaje, en los cuales se colectó la hojarasca y el suelo superficial (explorando hasta 5 cm de profundidad), que fue depositado en doble bolsa de plástico de 5 kg, debidamente etiquetadas. Paralelamente a cada cuadrante se hizo un muestreo por unidad de tiempo, buscando durante 15 minutos, tanto en la vegetación como en otros elementos del entorno (rocas, troncos caídos, podridos) todo molusco vivo o su concha para incluirlo en la muestra. Así se generó una muestra compuesta para cada punto de muestreo. La ubicación de los puntos siguió una secuencia diagonal, atravesando cada una de las unidades de paisaje consideradas en el estudio. Se realizaron cuatro réplicas de cada unidad y así se lograron 40 puntos para representarlas respectivamente. Las cuatro réplicas de los ecosistemas, matriz agropecuaria (MA) y selva (RE), fueron alternadas secuencial y cronológicamente para disminuir sesgos. Bajo este esquema de muestreo cada uno de los dos ecosistemas fue representado por 160 puntos. El método de muestreo fue evaluado mediante curvas de acumulación de especies, la ecuación de Clench (1978) y el índice de rarefacción de Cole, con EstimateS 8.0 (Colwell 2006). Las unidades fueron ubicadas considerando la distribución espacial que sigue un gradiente posicional (Tabla 1), que en MA se distingue por acahuales maduros (AM) en las partes más altas de las lomas, seguidas en las laderas por los acahuales jóvenes (AJ), adyacentes a potreros con árboles

dispersos (PAD) y árboles en línea (AL) hacia el pie de monte y los valles. Dentro de la RE se ubicó unidades denominadas RE_{AM} (Equivalente posicional de AM), RE_{AJ} (Equivalente posicional de AJ), RE_{PAD} (Equivalente posicional de PAD) y REL (elementos lineales o veredas dentro de la selva).

Tabla 1. Descripción de las unidades que se incluyeron en el estudio de la relación entre paisaje y el ensamble de Gasterópodos terrestres en NHC

Table 1. Description of units included in the study of the relationship between landscape and land Gastropods assemblage in NHC.

Ecmosaico	Unidad	Descripción	Secuencia posicional
Matriz Agropecuaria (MA)	Acahual Maduro (AM)	Vegetación secundaria > 15 años	Ocurren en la parte superior de lomas.
	Acahual Joven (AJ)	Vegetación secundaria ≤ 15 años	Ocupan predominantemente las laderas.
	Potrero con árboles dispersos (PAD)	Pasturas con árboles como componente de forraje o sombra.	Se establecen al pie de monte, valles y algunas laderas.
	Árboles en línea (AL)	Árboles en los cercos, en hileras.	Pie de monte y valles
Selva Remanente (RE)	Selva referente de AM (RE _{AM})	Selva en posición equivalente a la de AM	Ocurren en la parte superior de lomas.
	Selva referente de AJ (RE _{AJ})	Selva en posición equivalente a la de AJ	Ocupan predominantemente las laderas
	Selva referente de PAD (RE _{PAD})	Selva en posición equivalente a la de PAD	Se establecen principalmente al pie de monte y valles
	Selva perturbada por caminos (REL)	Selva perturbada por caminos y accesos.	Distribuida linealmente dentro de la selva. Aleatoriamente, siguiendo caminos.

Tabla 1. Descripción de las unidades que se incluyeron en el estudio de la relación entre paisaje y el ensamble de Gasterópodos terrestres en NHC

Table 1. Description of units included in the study of the relationship between landscape and land Gastropods assemblage in NHC.

Unidad Mayor	Unidad	Descripción	Secuencia posicional
Matriz Agropecuaria (MA)	Acahual Maduro (AM)	Vegetación secundaria > 15 años	Ocurren en la parte superior de lomas.
	Acahual Joven (AJ)	Vegetación secundaria ≤ 15 años	Ocupan predominantemente las laderas.
	Potrero con árboles dispersos (PAD)	Pasturas con árboles como componente de forraje o sombra	Se establecen principalmente al pie de monte, valles y algunas laderas.
	Árboles en línea (AL)	Árboles en los cercos, en hileras.	Pie de monte y valles
Remanente de Selva (RE)	Remanente de selva en parte superior de lomas (RE _{AM})	Selva establecida en partes altas de las lomas.	Partes altas o cimas de las lomas en una posición similar a AM.
	Remanentes de selva en las laderas (RE _{AJ})	Selva establecida en las laderas de las lomas.	Desarrollada en laderas de lomas, en similar posición a AJ
	Remanente de selva en pie de monte y valles (RE _{PAD})	Selva establecida en el pie de las lomas y valles.	Ubicada en el pie de monte o valles tal como PAD
	Remanente de selva adyacente a caminos (REL)	Selva perturbada por caminos de acceso	Aleatorio, siguiendo senderos o caminos dentro de la selva.

Identificación taxonómica. Con apoyo de especialistas del Laboratorio de Malacología, División de Ciencias Biológicas de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT-DACBIOL),

Villahermosa, Tabasco, México, y utilizando literatura especializada que incluyó entre otros a Martens (1890-1901), Pilsbry & Lowe (1932) y Pérez & López (2002), se pudo identificar hasta especie a 43 gasterópodos de la zona y siete hasta género, totalizando 50 registros para la zona.

Los especímenes fueron depositados en la colección malacológica de UJAT-DACBIOL.

Caracterización de unidades. Se consideró como descripción de cada unidad de paisaje al conjunto de características estructurales y físicas, medidas dentro de cada una de los elementos del

paisaje estudiados y que incluyen a la temperatura y humedad relativa (medidos por HOBO Data Logger y procesados por Boxcar 3.0), iluminación total bajo el dosel (fotos hemisféricas procesadas con Hemiview 2.1 (Delta-T Devices 1999), altitud (Altíbarómetro Cassio Forester FTS-100), pendiente (Clinómetro Suunto) y, variables estructurales usualmente consideradas en este tipo de estudios como densidad de estratos secuenciales arbóreos, arbustivos (DAP > 5 cm y DAP < 5cm) y herbáceos, área basal por hectárea (Vieira *et al.* 2003), cobertura del dosel (medida con Densitómetro GRS), cantidad de estratos sucesionales, altura media del dosel (Clinómetro Suunto) y cobertura del suelo, está última mediante foto hemisférica y Hemiview 2.1.

Análisis estadístico. La composición específica y la diversidad alfa del ensamble de moluscos respecto a las unidades del paisaje fueron evaluadas según Pérez *et al.* (2007) mediante índices de riqueza, diversidad (Shannon-Weiner), dominancia (Simpson) y equitatividad (Pielou). Para detectar diferencias entre los tamaños de los ensambles y las abundancias de gasterópodos se aplicaron análisis de varianza. La normalidad y homocedasticidad de los datos fueron comprobados mediante la prueba Kolmogorov-Smirnov y el contraste de Levene respectivamente (Habit *et al.* 2003). Se determinó la correlación de Pearson entre la riqueza y abundancia de especies por unidad y las correspondientes variables físicas y estructurales. Para todas las pruebas se aceptó un nivel de riesgo $\alpha = 0.05$ y se utilizó SPSS 10.0 (Anonymous 1999). Un resumen de las características biofísicas de cada unidad se presenta en la tabla 2.

Tabla 2. Características estructurales y biofísicas de las unidades del paisaje del ejido NHC, Tenosique, Tabasco consideradas en el año 2008
Table 2. Bio-physical and structural characteristics of land units of ejido NHC, Tenosique, Tabasco considered in the 2008.

Parámetro	AM	AJ	AL	PAD	RE _{AM}	RE _{AJ}	RE _{PAD}	REL
Pendiente (%)	46.75 ± 3.40	44.00 ± 8.87	10.00 ± 5.23	10.75 ± 5.50	31.00 ± 10.10	31.50 ± 10.34	20.50 ± 13.82	24.75 ± 13.40

Temp. (°C)	27.35 ± 1.21	28.41 ± 1.07	29.54 ± 1.46	31.51 ± 1.76	25.24 ± 0.79	25.31 ± 0.74	25.31 ± 0.80	25.45 ± 0.72
Humedad Relativa (%)	84.72 ± 6.4	81.73 ± 6.81	76.69 ± 5.57	73.03 ± 6.79	89.79 ± 3.35	89.99 ± 2.87	90.77 ± 1.81	89.11 ± 4.00
Iluminación total (Mjoul/m ² /año)	3395.65 ±2930.1	4580.62 ±3381.0	11543.7 ±2943.6	15017.60 ±595.82	1919.37 ±1661.5	2519.04 ±1326.4	2630.35 ±1222.0	2564.24 ±235.39
Cobertura dosel (%)	80.06 ± 7.68	65.35 ± 7.14	31.25 ± 8.21	10.67 ± 4.95	84.33 ± 0.99	84.04 ± 3.37	83.20 ± 6.20	74.22 ± 5.82
Cobertura suelo (%)	73.92 ± 22.05	40.28 ± 48.95	25.57 ± 24.84	1.05 ± 0.93	77.87 ± 21.21	74.57 ± 12.53	73.36 ± 18.97	73.24 ± 8.32
Estrato sucesional	4	3	3	3	4	4	4	4
Altura dosel (m)	18.55 ± 4.82	9.2 ± 2.76	7.43 ± 0.79	6.5 ± 1.66	28.08 ± 2.83	29.13 ± 0.69	29.13 ± 2.43	28.45 ± 4.02
Densidad herbáceas y plántulas (ind/ha)	66979.2 ± 9618.8	104583.3 ± 15080.8	151146.0 ± 40455.1	241562.5 ± 109775.9	127083.3 ± 17772.4	150000.0 ± 49914.3	124583.3 ± 20567.5	144375.0 ± 45103.4
Densidad arbustiva (ind/ha)	2941.67 ±1591.5	2075.00 ± 319.0	891.67 ± 422.8	275.00 ± 241.0	2091.67 ± 419.3	2308.34 ± 824.3	2350.00 ± 1017.8	1925.00 ± 1095.7
Densidad arbórea (ind / ha)	1125.00 ± 253.2	1028.33 ± 336.0	356.67 ± 143.0	63.33 ± 34.6	1145.00 ± 81.0	1226.67 ± 118.8	1088.33 ± 33.3	835.00 ± 171.5
Área Basal (m ² /ha)	18.56 ± 4.50	12.94 ± 5.08	15.24 ± 5.81	4.79 ± 2.18	41.52 ± 18.10	85.08 ± 66.97	32.77 ± 3.96	25.31 ± 14.00

Se categorizó la abundancia con base en una simplificación de la escala de Tansley & Chip (1926) propuesta para moluscos terrestres por Guevara-Muñoz (1998) considerando las densidades acumuladas, resultando en cinco categorías: 5) dominantes o muy abundantes (> 80 individuos colectados para la especie), 4) abundante (de 61 a 80 individuos), 3) poco abundante (41 a 60), 2) ocasional o escasa (21 a 40) y 1) rara cuando menos de 20 individuos han sido colectados para la especie. Para estimar la frecuencia se adaptó la escala considerando los cuadrantes o parcelas de muestreo, resultando en cinco categorías: 5) dominantes o muy abundantes (> 31 cuadrantes

contienen la especie), 4) abundante (24 a 31), 3) poco abundante (16 a 23), 2) ocasional o escasa (8 a 15) y 1) rara cuando menos de ocho cuadrantes contienen a la especie.

La categorización de la asociación especie - grado de alteración antropogénica en las unidades por parte de los gasterópodos terrestres del ejido, se definió desde los que prefieren unidades conservadas (Cualquier combinación de las unidades RE_{AM}, RE_{AJ}, y RA_{PAD} o REL), ligeramente alteradas (unidades de RE más acahuales o cuando solo se encontró en REL), moderadamente alterados (Cualquier tipo de acahual), alteradas (MA en general, pero que incluya combinaciones de hábitats muy alterados con acahuales o una unidad de RE) hasta los que prosperan en unidades muy alteradas (cuando solo se registró en AL y/o PAD). Además se aplicó la categoría de cosmopolita (euribiontes) para aquellas especies que estuvieron presentes en todas o la mayoría de las unidades de ambos ambientes mayores. Las especies asociadas exclusivamente a cada unidad de paisaje fueron consideradas indicadoras de ese hábitat, constituyendo el grupo más efectivo para evaluar cambios en la biota a través de la heterogeneidad del paisaje.

Para analizar inicialmente la diversidad beta, comparando las unidades entre sí con base en su composición específica, se utilizó el análisis multivariado de cúmulos con el índice Bray-Curtis como medida de distancia por ser asimétrico y considerar el valor cuantitativo del dato (Zuur *et al.* 2007). También se utilizó el análisis de ordenación no métrica dimensional (NMD) y de correlación canónica (CCA) para mostrar relaciones entre ensamble de moluscos y variables estructurales y ambientales de las unidades (Araujo 2000, Legendre 2008). Para estos cálculos se utilizaron las aplicaciones ADE4 en ambiente R 2.5.1 (Venables *et al.* 2007), PAST 2.0 (Øyvind *et al.* 2001), CANOCO 5.0 (Lepš & Šmilaur 2005) y PRIMER 6.0 (Clarke & Gorley 2006).

RESULTADOS

Eficiencia de muestreo. Se capturaron 1,782 especímenes de moluscos terrestres, de 50 especies y 19 familias, alcanzando una eficiencia de 96 %, pues para el ejido se esperaban, según la ecuación de Clench (1978), una riqueza de 52 especies (asintota de la curva de acumulación). La captura de 41 spp. en ecosistemas de selva logra el 100 % de eficacia (Fig. 1 A), con base en la acumulación esperada. La mayor captura ocurrió en RE_{AJ} (32 especies, 82.05 %) y la menor en unidades RE_{AM} y REL (30 spp, 77 %). En la matriz agropecuaria se capturó el 100 % de las especies esperadas (45 spp.). En las unidades asociadas a este ecosistema, la captura fluctuó desde el 33.33 % (14 spp) en PAD hasta el 83.33 % (35 spp.) en AM (Fig. 1 B).

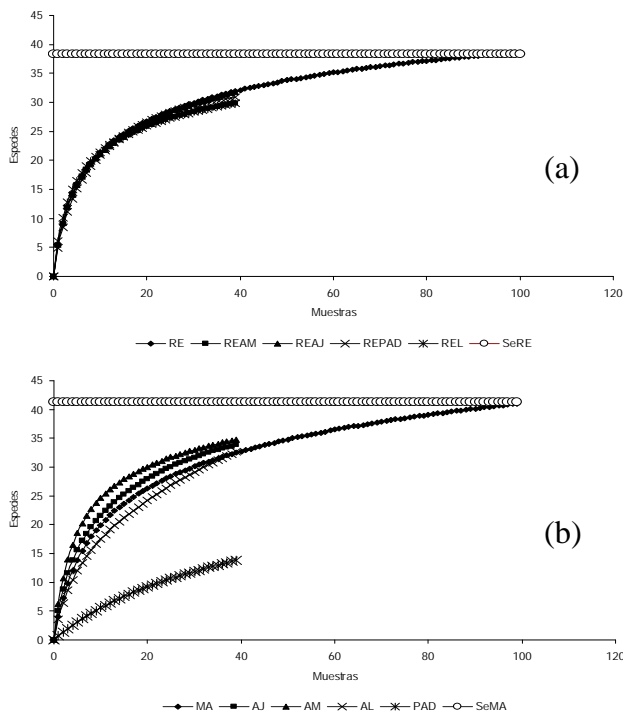


Figura 1. (a) Curva de acumulación de especies, utilizando el índice de Cole, para las comunidades de Gasterópodos asociadas a unidades del ecosistema de selva remanente (RE). (b) Acumulación de especies asociadas a cuatro unidades del ecosistema de matriz agropecuaria (MA) en NHC.
 Figure 1. (a) Species accumulation curves using Cole index, for communities of Gastropods associated to units of remnant forest ecosystems (RE). (b) Species accumulation associated to four units of agricultural matrix (MA) in NHC.

La asíntota, considerando la curva de acumulación de especies generada por la secuencia gráfica de los valores del índice de Cole para la intensidad de muestreo aplicada en este estudio (Fig. 2) indica que 52 especies de Gasterópodos terrestres pueden esperarse en todo el paisaje del ejido. De esta riqueza se capturó 50 especies (96 %). En los dos ecosmosaicos del ejido, RE y MA, la proporción de capturas alcanza el 100 % de lo que se esperaba respectivamente, constituyendo evidencia de la eficacia del muestreo bajo el método empleado.

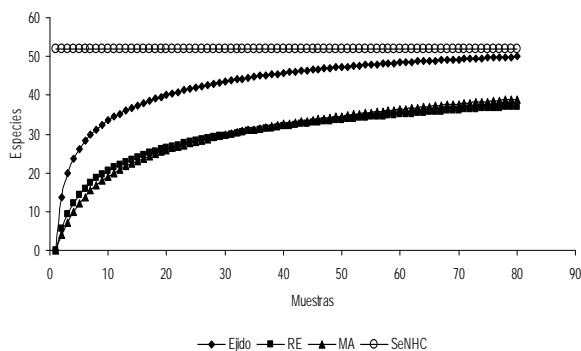


Figura 2. Curvas de acumulación de Gasterópodos terrestres esperados en cada ecosmosaico (RE y MA) y todo el paisaje de NHC. La asíntota muestra el número teórico de especies ($S_{eNHC} = 52$ spp) Figure 2. Accumulation curves of land Gastropods waited in each ecosmosaic (RE and MA), and entire NHC's landscape. The asymptote show the theoretical species number ($S_{eNHC} = 52$ spp)

Relaciones ecológicas. El ANDEVA demuestra que hay diferencias entre las unidades respecto al número de especies colectadas en cada unidad ($F=19.362$, $p < 0.001$, Anexo 1.1) y entre las densidades de moluscos colectados en ellas ($F=15.573$, $p < 0.001$, Anexo 1.2). La prueba Duncan ubica a las PAD como las unidades de menor diversidad en términos de colecta (dos especies por ecomunidad), inferior al registro de 9 especies que se encuentran en promedio en las unidades AL, y muy por debajo de las 12 a 15 que se encuentran en unidades de vegetación secundaria o de selva. Los AM registraron el mayor número promedio de especies (15 spp), probablemente debido al efecto de disturbio intermedio (Connell 1978) o efecto del dominio medio o MDE (Colwell *et al.* 2004) que,

entre extremos del paisaje, representa la vegetación secundaria. Las variables estructurales y ambientales se correlacionan de manera altamente significativa con la cantidad de individuos y con la cantidad de especies, pero las variables edáficas y de la superficie (densidad de herbáceas y plántulas) aparentemente no están influyendo significativamente en el número de especies e individuos colectados en las diferentes unidades. Las correlaciones de Pearson más relevantes ($p < 0.05$, anexo 2) demuestran que los hábitats con mayor número de estratos, cobertura y altura media de dosel, menor temperatura, mayor humedad relativa y altitud sobre el nivel del mar (RE y Acahuales) tienden a presentar mayores promedios de especies y de individuos colectados, contrario a lo que ocurre conforme el hábitat es más abierto, caluroso y seco (AL, PAD). Debido a que la mayoría de las especies de gasterópodos terrestres habitan en el sustrato superficial o mantillo (en su interior o debajo), y que esta condición es característica de la selva y los acahuales debido a la acumulación abundante de hojarasca, ambos conjuntos de hábitats proporcionan mejor refugio, protección y alimento para estos organismos (Rangel y Gamboa 2006), por lo cual incrementan su número y diversidad. Lo contrario ocurre hacia condiciones de vegetación más abierta, con menor deposición de material al mantillo (p.e. PAD).

Índices de diversidad. La riqueza de especies muestra disimilitudes en cuanto al número de *taxa* que ocurren en las ocho diferentes unidades, fluctuando entre un total de 35 especies presentes en AM a 14 especies colectadas en PAD (Tabla 3). A través del gradiente de perturbación no se observó dominancia, y la alta equitatividad es una tendencia en las comunidades de moluscos terrestres de cada unidad. El índice de diversidad Shannon – Weiner muestra similitudes entre ensambles, con valores de medios a altos que van de 2.43 a 3.17 en el rango de 0 a 4 en los que comúnmente se expresa este índice.

Tabla 3. Índices de diversidad para las diferentes unidades del ejido NHC.

Table 3. Diversity index for the different units of ejido NHC

	AJ	AL	AM	PAD	RE _{AM}	RE _{AJ}	RE _{PAD}	REL
Taxa S	34a	33a	35a	14b	30a	32a	31 ^a	30a
Individuos	238	162b	291a	28c	255ab	267ab	239ab	302a
Dominancia	0.06a	0.07a	0.05a	0.11b	0.07a	0.07a	0.07 ^a	0.07a
Shannon H	3.04a	2.94a	3.17a	2.43b	2.98a	2.96a	2.95 ^a	2.94a
Simpson	0.94a	0.93a	0.95a	0.89a	0.94a	0.93a	0.93 ^a	0.93a
Equitatividad	0.86ab	0.84ab	0.89ab	0.92b	0.88ab	0.85ab	0.86 ^a	0.87ab

Categorías de abundancia. Utilizando el método de Guevara-Muñoz (1998) se estableció que a nivel de ecosistemas (Figura 5) hay una mayor proporción de especies no colectadas en RE (22 %) que en AM (11 %), manteniéndose similares aquellas especies consideradas raras (61 % y 71 % respectivamente), ocasionales (20 % y 16 %) o poco abundantes (5 % y 9 %). Variaciones relevantes se encuentran en las categorías abundantes y dominantes, que tienden a incrementarse hacia la RE mientras las categorizadas como abundantes destacan hacia la MA. A escala de todo NHC, las proporciones de raras destacan sobre las demás (28 spp, 56 %), mientras las dominantes obtienen nueve especies (18 %), similar proporción que las ocasionales (ocho especies, 16 %), patrón frecuente en las comunidades animales y vegetales en el trópico (Lamprecht 1990, Delgado y Finegan 1999, Hartshorn 2002). Las listas de estas especies por unidad y ecosistema se detallan en el anexo 3.

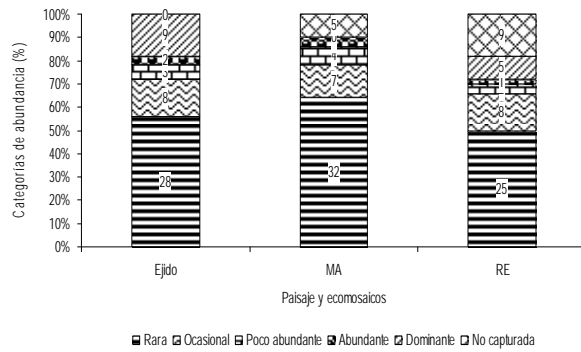


Figura 5. Abundancias de gasterópodos para del ejido NHC en: Matriz agropecuaria, Referencia ecológica y el Ejido.
 Figure 5. Gastropods abundances to ejido NHC in: Agricultural matrix, Ecological reference, and the Ejido.

Análisis de diversidad beta. El análisis de cúmulos utilizando el índice de Bray-Curtis separa a las unidades con base en los ensambles de moluscos y agrupa a las unidades de vegetación secundaria junto a las de árboles en línea, y totalmente separados de las unidades de PAD, y compartiendo más proximidad con las unidades de remanentes de selva, aun cuando solamente compartan poco menos del 60 % del ensamble (Figura 6).

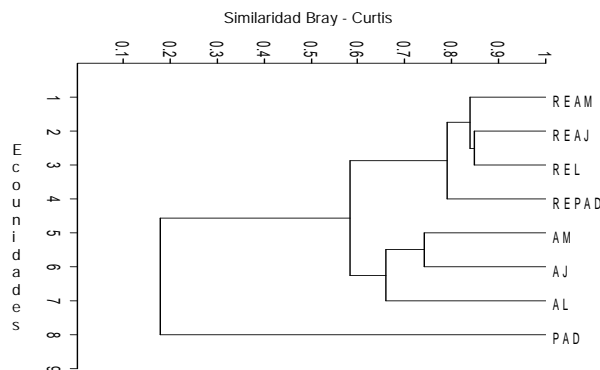


Figura 6. Análisis de cúmulos utilizando el índice de Bray-Curtis para los ensambles comunitarios de gasterópodos terrestres en NHC, Tenosique, Tabasco.
 Figure 6. Cluster analysis using Bray-Curtis index to the communitarian assemblages of land Gastropods in NHC, Tenosique, Tabasco.

El NMD resulta útil para describir el comportamiento de los datos, previamente sometidos a la prueba Box & Cox (1964), y transformados por raíz cuadrada, siguiendo la Ley de Taylor (Herrando-Pérez 2002). El ordenamiento resultante es congruente con los resultados anteriores y demuestra que existe un impacto importante sobre los ensambles, provocado por el manejo del paisaje del ejido (Fig. 7). Ciertas especies de moluscos se encuentran en ambientes muy alterados como PAD o AL, y un número importante de especies aparentemente prefiere los sitios de vegetación secundaria (AM y AJ) mientras un grupo ligeramente menos diverso se asocia más con los remanentes de selva mediana subperennifolia (RE).

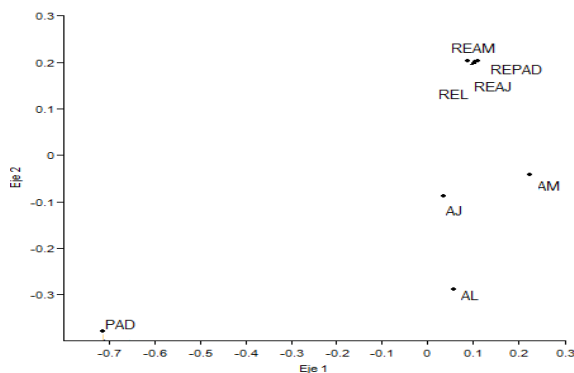


Figura 7. Ordenamiento Dimensional No Métrico (NMDS, estrés 0.048) para los ensambles de moluscos terrestres y unidades de paisaje de NHC
 Figure 7. Non Metric Dimensional Analysis (NMDS, stress 0.048) for the land molluscan assemblages and land units of NHC.

El análisis de correlación canónica CCA (Fig. 8) muestra la separación de las unidades debidas a la influencia de las variables estructurales y biofísicas, que sigue un patrón similar a los análisis multivariados anteriormente aplicados. Todas las unidades del ecosistema RE se agrupan bajo condiciones similares para ambas categorías de variables. Los AL y PAD se presentan más

próximos. Tanto los ensambles de gasterópodos de AM como los AJ se separan de las demás unidades de la matriz, aproximándose a las de RE.

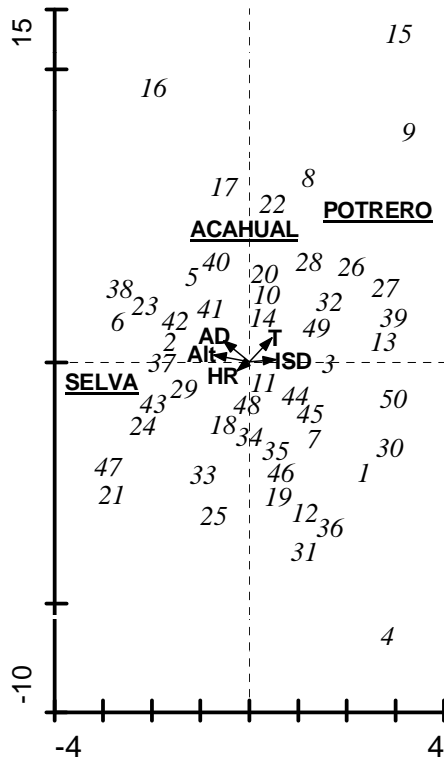


Figura 8. Análisis de correlación canónica para unidades de paisaje según especies de gasterópodos, variables estructurales y biofísicas de las unidades de paisaje en NHC. Los números representan a las especies.

Figure 8. Canonical correlation analysis for the land units in relations with gastropods species, structural and biophysical variables in NHC. Species represent by numbers.

Las especies afines hacia hábitat conservados (zona izquierda de la figura 8) incluyen especies con conchas muy traslúcidas (*Glyphyalinia* spp., *Carychium exiguum*) que están mencionadas como indicadores de estabilidad de los sistemas forestales del trópico. Las variables ambientales vinculadas a la condición de “selva” tales como el mayor número de estratos o la mayor altura en el dosel o del área basal, claramente están influyendo al mayor número de especies y, en el caso de los hábitat más alterados, la altitud sobre el nivel del mar, la densidad de hierbas y plántulas (que

genera un microclima más húmedo) y la iluminación bajo el dosel (más sombra) pueden considerarse los más relevante para las comunidades de moluscos terrestres que ahí prosperan.

DISCUSIÓN

Eficiencia de muestreo: Si consideramos que se puede esperarse una comunidad teórica de 52 especies (según curvas de acumulación), de las cuales capturó el 96% para el ejido en la temporada de lluvias, que es cuando la humedad permite la más dinámica actividad de la malacofauna terretres, se puede asumir que el muestreo fue suficientemente exhaustivo como para hacer inferencias válidas sobre el ensamble del ejido, y representaría una fuerte evidencia tanto de la fortaleza de la referencia ecológica que representa el remanente de selva como de la sustentabilidad del manejo del paisaje de NHC por los ejidatarios. Los números de especies aportan esa misma evidencia cuando se comparan con otros estudios similares en Tabasco, en otros estados de México y de Mesoamérica. Así Rangel & Gamboa (2001) reportan respectivamente 17, 22 y 32 spp para las Reservas Boca del Cerro, Agua Blanca y el Parque Estatal La Sierra en Tabasco, mientras que para inventarios realizados a escalas geográficas mayores y con mayor tamaño muestral, algunos autores reportan comunidades bastante cercanas a las del ejido de Niños Héroe de Chapultepec (con un área aproximada de 19 km²). Así Correa-Sandoval (2000) reporta 51 spp en el norte de Veracruz, 84 spp en el sur de Nuevo León (Correa-Sandoval *et al.* 2007), mientras un estudio biogeográfico de gran magnitud realizado por Pérez *et al.* (2008) registraron 79 especies para toda la región Pacífico de Nicaragua de 38,700 km².

Índice de diversidad: Con base en la diversidad, el efecto de dominio medio (MDE), no pierde su validez, como lo sugieren Kerr *et al.* (2006), sino que refuerza la base de evidencia sobre la teoría de

que un sistema sometido a régimen de perturbación intermedio puede mantener una alta riqueza de especies, tal como lo establece Connell (1978). Los acahuales, especialmente los AM, aportan un fuerte aporte biológico a todo el paisaje, y enriquecen al ecosistema de MA de forma tal, que en suma con las demás unidades de este, superan al ensamblaje identificado dentro del ecosistema de remanente de la selva mediana subperennifolia, que funciona como la referencia ecológica propia de esa zona de Tabasco, y aceptada como tal por los ejidatarios, tal como sugiere Higgs (1995). Los resultados obtenidos difieren contrastantemente de Pérez *et al.* (2006) quienes encontraron mayor riqueza de especies en zonas conservadas de bosque que en los de vegetación secundaria.

Categorías de abundancia: Destaca el hecho de que las diferencias en los ensamblajes favorecen a la MA como ambiente de mayor diversidad, y que esta se deba a la ocurrencia de acahuales. Pero también es remarcable el hecho de que la diferencia este circunscrita a un número de especies muy reducido, cinco organismos que solo fueron encontrados en RE, que, para el caso funciona como el punto de referencia del ensamblaje original del ejido. Al menos uno de ellos, *Carychium exiguum*, aparece exclusivamente asociado a la selva, y se comprueba su valor como indicador de este tipo de condición tal como lo aseguran López y Pérez (sf). Este dato, junto con la mayor riqueza de MA, induce a considerar que la heterogeneidad de la matriz agropecuaria es capaz de sostener un importante componente de la comunidad de gasterópodos terrestres asociado a hábitats menos perturbados, y aún aportar más a este grupo indicador.

Análisis de diversidad beta: Todas las técnicas de análisis multivariado empleadas describen un marcado efecto sobre las comunidades de moluscos, que puede ser debido al tipo de ambiente biofísico y a la diferenciación estructural de la vegetación que existe a lo interno de cada tipo de unidad de paisaje, a la cual responden las especies por sus respectivos potenciales adaptativos, tendencia que puede considerarse como preludio de especiación inducida por los cambios climáticos

(Chiba 1998), esta vez por la acción del hombre. Los remanentes de selva contienen ensamblajes muy similares entre sí, independientemente de la posición de las unidades que se anidan en ellos. Las unidades de la matriz tienden a diferenciarse más entre sí. No obstante, los acahuales, especialmente aquellos con edades mayores a los 15 años, AM, contienen una mayor diversidad que cualquier otra unidad del paisaje, manteniendo diferencias consistentes respecto a la composición de especies que ocurre en otras unidades. Esto puede deberse al "efecto de ecotono" que se genera en tales unidades de paisaje y que tiende a incrementar las condiciones edáficas que favorecen a los moluscos terrestres, combinando una probable mayor cantidad de mantillo fresco, su alimento (Solem 1974) con condiciones similares a la selva en humedad relativa, temperatura y luminosidad.

Los ecosistemas, aún cuando difieren entre sí en sus ensamblajes de malacofauna, se complementan de manera que la diversidad total del paisaje del ejido NHC resulta bastante aproximada a aquella de otras áreas, incluso más conservadas, como reservas naturales y parques estatales (Rangel & Gamboa 2001, 2006, Rangel *et al.* 2004), representando una oportunidad para revertir el proceso de destrucción de la biodiversidad del estado de Tabasco (Rangel & Gamboa 2000), sin eliminar los objetivos económicos del componente humano.

CONCLUSIONES

El ensamblaje de Gasterópodos terrestres cambia en función de las modificaciones inducidas por el manejo de los ejidatarios a través del paisaje. Esta alteración puede ser medida tanto por análisis multivariado de tipo cúmulo, como por técnicas multivariadas (NMD, CCA), pero además puede ser verificado con base en los índices de diversidad y análisis descriptivos que las relacionan a las

especies con el grado de alteración estructural y físico-ambiental de las unidades. Se observa una mayor diversidad de moluscos en la matriz agropecuaria que en el referente ecológico, cuyo ensamblaje es casi en su totalidad similar al de MA, manteniendo diferencias con base en solo cinco especies. La matriz por su parte, presenta nueve especies que no fueron encontradas en remanentes de selva. El 72% del ensamblaje es compartido en ambos ecosistemas, y al menos una especie, *Carychium exiguum*, es indicadora de la estabilidad ecológica de la selva remanente, pues esta especie parece no poder sobrevivir en otro tipo de condición. Con base en esto, puede afirmarse que el manejo del paisaje del ejido Niños Héroes de Chapultepec, Tenosique, Tabasco es ecológicamente sustentable, al menos para este grupo de fauna indicadora, y que este estatus se debe en gran medida a la heterogeneidad de unidades que logran, mediante el manejo local, conferido a todo el paisaje, manteniendo remanentes de selva adyacentes a una matriz muy diversa estructuralmente. Por otro lado, el hecho de que el ejido NHC maneje un paisaje heterogéneo, con áreas de reserva al lado de la matriz heterogénea permite aseverar que hay un modelo sustentable potencial en ese ejido.

AGRADECIMIENTO

A los ejidatarios de Niños Héroes de Chapultepec, Tenosique por su colaboración. A FOMIX-CONACYT, que con su respaldo permitió que se hiciese todo el trabajo de campo necesario para producir este artículo. A ECOSUR, por el respaldo científico, y el apoyo directo en campo. A UJAT, especialmente al personal del Laboratorio de Malacología de la DACBIOL, Villahermosa, Tabasco, que posibilitaron el éxito de este esfuerzo investigativo. A la DIA-SRE y al Gobierno de México por el apoyo financiero para mis estudios de doctorado.

Referencias

- Álvarez J, Willig MR (1993) Effects of treefall gaps on the density of land snails in the Luquillo Experimental Forest of Puerto Rico. *Biotropica*, 25(3): 100-110
- Anonymous (1999) SPSS Advanced Statistic™ 10.0 SPSS, Inc., Chicago, Illinois.
- Araujo F (2000) Nymphalid butterfly communities in an amazonian forest fragment. *Journal of Research on the Lepidoptera*, 35: 29-45
- Atauri J, De Lucio J (2001) The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, 16: 147-159
- Baqueiro-Cárdenas ER, Borabe L, Goldaracena-Islas CG, Rodríguez-Navarro J (2007) Los moluscos y la contaminación. Una revisión. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78: 1-7
- Barker GM (2001) The biology of terrestrial mollusc. CAB International 2001. G. M. Barker (ed.). Landcare Research, Hamilton, New Zealand. 540 p.
- Barrientos Z (2003) Lista de especies de moluscos terrestres (Archaeogastropoda, Mosogastropoda, Archaeopulmonata, Stylommatophora, Soleolifera) informadas para Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 51(3): 293-304
- Berger B, Dallinger R (1993) Terrestrial snails as quantitative indicators of environmental metal pollution. *Environmental Monitoring and Assessment*, 25: 65-84
- Berkes F, Colding J and Folke C (2000) Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Application*, 10(5): 1251-1262
- Box GEP, Cox DR (1964) An analysis of transformations. *Journal of Research of the Statistical Society*, 26: 211-243
- Chiba S (1998) Synchronized evolution in lineages of land snail in oceanic islands. *Palaeobiology*, 4(1): 99-108
- Clarke, KR, Gorley RN (2006) PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Clench HK (1978) To make regional lists of butterflies some thoughts. *Lepidopterists' Society*, 33(4): 216-231
- Clewell A, Aronson J (2006) Motivations for the restoration of ecosystems. *Conservation Biology*, 20(2): 420-428
- Colwell RK, Rahbek C, Gotelli NJ (2004) The mid-domain effect and species richness patterns: What have we learned so far?. *The American Naturalist*, 163: 1 – 23
- Colwell RK (2006) EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>
- Connell JH (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310
- Connell JH, Sousa WP (1983) On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *The American Naturalist*, 121(6): 789-824
- Correa-Sandoval A (2000) Gastrópodos terrestres del norte de Veracruz. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)* 79: 1-9
- Correa-Sandoval A (2003) Gastrópodos terrestres del noreste de México. *Revista de Biología Tropical*, 51(3): 507-522
- Correa-Sandoval A, Strenth NE & Salazar-Rodríguez MC (2007) Zoogeografía de los Gastrópodos terrestres del sur de Nuevo México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*, 23: 143-162.

- Dallinger R (1994) Invertebrate organisms as biological indicators of heavy metal pollution. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 48(1): 27-31.
- Davies N, Smith DS (1997) Munroe revisited: a survey of West Indian butterfly faunas and their species-area relationship. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7: 285-294
- Delta-T Devices, Ltd. (1999) HemiView Manual Revision Number 2.1. Delta-T Devices, Ltd., Cambridge, U.K.
- Delgado D. y Finegan B (1999) Biodiversidad vegetal en bosques manejados. *Revista Forestal Centroamericana*, 25: 14-20
- Dobson AP, Bradshaw AD, Baker JM (1997) Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology. *Science*, 277: 515-522
- Forman R, Godron M (1986) *Landscape ecology*. John Wiley and Sons, New York, New York, USA. 619 p.
- Guevara-Muñoz Z (1998) Estudio faunístico de los moluscos continentales del departamento de Managua. Tesis de Licenciatura en Ecología y Recursos Naturales, UCA, Managua, Nicaragua. 138 p.
- Habit E, Victoriano P, Rodríguez-Ruiz A (2003) Variaciones espacio-temporales del ensamble de peces de un sistema fluvial de bajo orden del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76: 3-14
- Hamer KC, Hill JK, Lace LA, Langan AM (1997) Ecological and biogeographical effects of forests disturbance on tropical butterflies of Sumba, Indonesia. *Journal of Biogeography*, 24: 67-75
- Hartshorn GS (2002) Biogeografía de los bosques neotropicales. In: Gariguata MR, Kattan GH (eds.). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. EULAC/GTZ. 1 ed. Ediciones LUR, Cartago, Costa Rica. 692 p.
- Herrando-Pérez S (2002) Manual de ecología matemática. Un enfoque práctico al análisis multivariado (PCA, CLUSTER y MDS) para detectar patrones en ecología. Manual de Referencia, 2ª Ed. ECOSUR, Chetumal, Quintana Roo. 60 p.
- Higgs E (2003) *Nature for design: People, natural processes and ecological restoration*. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, EU. p 131-177
- Holl KD, Crone EE, Schultz CB (2003) Landscapes restoration: Moving from generalities to methodologies. *BioSciences*, 43: 491-502
- Holling CS (2001) Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. *Ecosystems*, 4(5): 390-405
- Horner-Devine M, Daily G, Ehrlich P, Boggs C (2003) Countryside biogeography of tropical butterflies. *Conservation Biology*, 17(1): 168-177
- Isaac-Márquez R, de Jon B, Ochoa S, Hernández S (2005) Estrategias productivas campesinas: un análisis de los factores condicionantes del uso de suelo en el Oriente de Tabasco, México. www.ujat.mx/publicaciones/uciencia 21(42): 56-72, 2005.
- Kerr JT, Perring M, Currie DJ (2006) The missing madagascan mid-domain effect. *Ecology Letters*, 9: 149-159
- Krauss J, Steffan-Dewenter I, Tschardt T (2003) How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies?. *Journal of Biogeography*, 30: 889-900
- Lamprecht H (1990) *Silvicultura en los trópicos*. GTZ, RFA. 335 p
- Legendre P (2008) Studying beta diversity: ecological variation partitioning by multiple regression and canonical analysis. *Journal of Plant Ecology*, 1(1): 3-8

- Lepš J, Šimilaur P (2005) Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press. UK. 269 p
- López A, Pérez M (sf) Nicaraguan maximum diversity of terrestrial molluscs enriched by fallen trees: "Seek a good tree and find a safe haven". 3 p. Consultado en línea el 25 de Mayo de 2009 en www.bio-nica.org
- Martens Ev (1890-1901) Land and Freshwater Mollusca. *In* Godman & Salvin (eds.) Biología Central-Americana. Zoología 9(i-xxviii): 1-706. Taylor & Francis, London, England.
- Monge-Najera J (2003) Introducción: Un vistazo a la historia natural de los moluscos. Revista de Biología Tropical, 51(3): 1-3
- Ochoa-Gaona S, Pérez-Hernández I, De Jong B (2008) Fenología reproductiva de las especies arbóreas del bosque tropical de Tenosique, Tabasco, México. Revista de Biología Tropical, 56: 657-673
- Øyvind H, Harper DAT, Ryan PD (2001) Past: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. Paleontología Electrónica, 4(1): 1-9 http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Pérez AM, Sotelo M, Arana I, López A (2008) Diversidad de moluscos gasterópodos terrestres en la región del Pacífico de Nicaragua y sus preferencias de hábitat. Revista de Biología Tropical, 56(1): 317-332
- Pérez AM, Sotelo M, Siria I, Alkemade R, Aburto L (2007) Developing a species based model for biodiversity assessment in an agricultural landscape in Nicaragua. Gaia, 8: 1-54
- Pérez AM, Sotelo M, Ramírez F, López A, Siria I (2006) Conservación de la biodiversidad en sistemas silvopastoriles de Matiguás y Río Blanco (Matagalpa, Nicaragua). Ecosistemas, 2006(3). http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=4298Id_Categoria=28tipo=portada
- Pérez AM, Sotelo M, Arana I (2004) Altitudinal variation of diversity in landsnail communities from Maderas Volcano, Ometepe Island, Nicaragua. Iberus, 22(1): 133-145
- Pérez, AM, López A (2002) Atlas de los moluscos Gasterópodos continentales del Pacífico de Nicaragua. 1ed. UCA, Managua, Nicaragua. 312 p.
- Pérez AM, Vilaseca J, Zione N (1996) Sinecología básica de moluscos terrestres en cuatro formaciones vegetales de Cuba. Revista de Biología Tropical, 44(1): 133-146
- Pilsbry HA, Lowe HN (1932) West mexican and central american mollusk. Proceeding of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia 84: 33-144
- Ramos Z (2004) Estructura y composición de un paisaje boscoso fragmentado: Herramienta para el diseño de estrategias de conservación de la biodiversidad. Tesis Magister Scientiae, CATIE, Turrialba, Costa Rica. 216 p
- Rangel-Ruiz LJ, Gamboa-Aguilar J (2006) Listado preliminar de Gasterópodos terrestres de "Boca del Cerro", Tenosique, Tabasco, México. Kuxulkab', 11(22): 51-57
- RangelRuiz LJ, Gamboa-Aguilar J, Alegría F (2004) Diversidad Malacológica en la Región Maya. II. "Parque Estatal Agua Blanca", Tabasco, México. Acta Zoológica Mexicana, 20(1): 55-62
- Rangel-Ruiz LJ, Gamboa-Aguilar J (2001) Diversidad malacológica en la Región Maya. I. "Parque Estatal de La Sierra", Tabasco, México. Acta Zoológica Mexicana (nueva serie), 82: 1-12
- Rangel-Ruiz LJ, Gamboa-Aguilar J (2000) Gasterópodos epicontinentales de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco. Universidad y Ciencias, 15(30): 129-140
- Ricketts TH, Daily GC, Ehrlich PR, Fay JP (2001) Countryside biogeography of moths in a fragmented landscape: Biodiversity in native and agricultural habitats. Conservation Biology, 15(2): 378-388

- Rundlöf M, Smith HG (2006) The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscapes context. *Journal of Applied Ecology*, 43(6): 1121-1127
- Schulze CH, Waltert M, Kessler PJA, Pitopang R, Shahabuddin-Veddeler D, Mühlberg M, Gradstein SR, Leuschner C, Steffan-Dewenter I, Tschardt T (2004) Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: Comparing plants, birds, and insects. *Ecological Applications*, 14(5): 1321-1333
- Secrest MF, Willig MR, Peppers LL (1996) The legacy of disturbance on habitat associations of terrestrial snails in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Biotropica*, 28(4): 502-514
- Solem A (1974) *The shell makers*. Wiley & Sons, 299 pp.
- Tansley A, Chip T (1926) *Aims and methods in the study of vegetation*. The British Empire Vegetation Committee, Whitefriars Press, London. 383 p.
- Turner M, Gardner R, O'Neill R (2001) *Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process*. Springer-Verlag, New York, USA. 401 p.
- Venables W, Smith D, R Development Core Team (2007) *An introduction to R. Notes on R: A programming environment for data analysis and graphics version 2.5.1*. 100 p
- Vera-Ardila ML, Linares EL (2005) *Gastrópodos de la región subxerofítica de La Herrera, Mosquera, Cundinamarca, Colombia*. *Revista de la Academia Colombiana de la Ciencia*, 29(112): 439-456
- Vieira IC, Silva A, Davidson E, Stone T, Reis C, Guerrero J (2003) *Classifying successional forests using Landsat spectral properties and ecological characteristics in eastern Amazonia*. *Remote Sensing of Environment*, 87: 470-481
- Weibull AC, Bengtsson J, Nohlgren E (2000) *Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity*. *Ecography*, 23: 743-750
- Willig MR, Camilo GR (1991) *The effect of Hurricane Hugo on six invertebrate species in the Luquillo Experimental Forest of Puerto Rico*. *Biotropica*, 23(4): 455-461
- Zuur A, Ieno E, Smith G (2007) *Analysing ecological data*. Pages 163-179. In: *Statistics for biology and health*. M. Gail, K. Krickeberg, J. Samet, A. Tsiatis and W. Wong, Series Eds. Springer Science + BusinessMedia, LLC, 233 Spring Street, New York, USA. 667 p

Anexo 1

Anexo 1.1. ANDEVA unifactorial para el número de especies de Gasterópodos terrestres por cada unidad de paisaje del NHC.

Appendix 1.1. Unifactorial ANOVA by land Gastropods´ species number in each one lands units from NHC.

Factor de Variación	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Unidades	1353.29	7	193.33	19.36	.000
Error	878.67	88	9.99		
Total	2231.96	95			

Anexo 1.2. ANDEVA unifactorial para el número de individuos colectado en cada ecosistema del paisaje de NHC.

Appendix 1.2. Unifactorial ANOVA by collected individuals number in each one land unit of NHC

Factor de Variación	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Ecosistema	4670.96	7	667.28	15.57	.000
Error	3770.67	88	42.85	2.84	
Total	8841.63	95			

Anexo 2. Correlaciones Pearson entre variables biológicas, variables estructurales y ambientales de las unidades de NHC, Tenosique, Tabasco, sureste de México.

Appendix 2. Pearson correlations between biological, structurals and environmental variables in the units of NHC, Tenosique, Tabasco, Southeast Mexico.

	Icap	DAr	Dar	Dhe	AB	Nest	CD	CS	AD	ISD	IBD	Tem	HR	HS	pH	Alti
Nsp	.91, .000 ***	.16, .112 Ns	.10, .332 ns	.05, .652 ns	.11, .304 ns	.291, .004 **	.228, .025 * ns	.16, .115 ns	.387, .000 ***	.334, .001 **	-.195, .057 ns	-.248, .015 * ns	.284, .005 **	.055, .592 ns	-.193, .060, ns	.347, .001, ** ns
Icap	-	.131, .204 ns	.034, .740 ns	.050, .629 ns	.087, .399 ns	.307, .002 **	.239, .019 *	.161, .117 ns	.398, .000 ***	.362, .000 ***	-.184, .072 ns	-.277, .006 **	.335, .001 **	.025, .808 ns	-.152, .139 ns	.400, .000 ***

Nsp: Número de especies, Icap: Individuos capturados, DAr: Densidad árboles DAP > 5 cm (ind ha⁻¹), Dar.: Densidad arbustos, Dhe: Densidad herbáceas, AB: Área Basal (m² ha⁻¹), Nest: Número de estratos sucesionales, CD: Cobertura del dosel %, CS: Cobertura del suelo %, AD: Altura media del dosel (m), ISD: Iluminación sobre dosel MJ año⁻¹ m⁻², IBD: Iluminación bajo dosel MJ año⁻¹ m⁻², Tem: Temperatura C°, TemS: Temperatura del suelo, HR: Humedad relativa (%), HS: Humedad el suelo, pH: Potencial de Hidrógeno, Alti: Altitud (msnm). El primer número es el coeficiente "r" y el siguiente la significancia probabilística (p).

* Correlación es significativa la 0.05 (bilateral)

ns Correlación no significativa

**Correlación significativa al 0.01 (bilateral)

- Correlación inversamente proporcional

Anexo 3. Especies de gasterópodos terrestres y su distribución en el paisaje del ejido NHC.

Appendix 3. Gastropods species and their distributions over NHC landscape.

Familia Helicinidae Lamarck, 1799	AJ	AL	AM	PAD	RE _{AM}	RE _{AJ}	RE _{PAD}	REL	Capt
1. <i>Helicina ghiesbreghti</i>	2	0	3	0	0	0	0	0	5
2. <i>Helicina oweniana</i>	14	2	21	0	32	32	41	40	182
3. <i>Lucidella lirata</i>	30	20	20	3	7	11	6	12	109
4. <i>Schasicchila nicoletii</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	2
Familia Cyclophoridae, 1847 (Poteriidae Gray, 1850)									
5. <i>Neocyclotus dysoni</i> var. <i>ambiguum</i>	2	1	4	0	9	4	10	7	37
Familia Carychiidae									
6. <i>Carychium exiguum</i>	0	0	0	0	8	16	9	17	50
Familia Vertiginidae Fitzinger, 1833									
7. <i>Bothriopupa tenuidens</i>	1	0	1	0	0	1	0	1	4
Familia Pupillidae Turton, 1831									
8. <i>Gastrocopta servilis</i>	0	1	0	1	1	1	0	0	4
Familia Ferussacidae Bourguignat, 1883									
9. <i>Geostilbia (Ceciliooides) aperta</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1
10. <i>Karolus (Ceciliooides) consobrinus</i>	23	23	15	6	20	23	17	26	153
11. <i>Karolus (Ceciliooides) iota</i>	13	9	15	1	8	8	12	6	72
Familia Subulinidae Crosse & Fischer, 1877 (Achatinidae Swainson, 1840)									
12. <i>Lamelaxis gracilis</i>	0	1	8	0	0	2	1	0	12
13. <i>Lamelaxis micra</i>	3	1	2	1	0	0	0	0	7
14. <i>Leptinaria exigua</i>	18	15	19	3	13	16	13	18	115
15. <i>Leptinaria tamaulipensis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Familia Oleacinidae (Spiraxidae Baker, 1955)									
16. <i>Euglandina cordovana</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1
17. <i>Euglandina cumingi</i>	0	1	1	0	1	0	1	3	7
18. <i>Myxastyla pycnota</i>	3	3	10	0	11	5	2	9	43
19. <i>Salasiella subcylindrica</i>	2	2	3	0	2	1	2	2	14
20. <i>Streptostyla meridana</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	2
21. <i>Streptostyla nigricans</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	2
Familia Spiraxidae Baker, 1955									
22. <i>Spiraxis</i> sp. 1	0	2	0	0	0	1	0	0	3
23. <i>Spiraxis</i> sp. 2	2	3	13	1	20	17	18	26	100
24. <i>Spiraxis</i> sp. 3	1	0	1	0	5	5	0	4	16
25. <i>Spiraxis</i> sp. 4	1	0	0	0	2	0	0	1	4
Familia Helicarionidae Bourguignat, 1888									
26. <i>Guppya gundlachi</i>	7	10	4	3	0	2	2	3	31
27. <i>Guppya orosciana</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	3
28. <i>Guppya</i> sp.	0	3	0	0	0	0	2	0	5
Familia Zonitidae Mörch, 1864									
29. <i>Glyphialinia</i> aff. <i>indentata</i>	2	1	10	0	19	24	16	24	96
30. <i>Glyphialinia paucilirata</i>	3	2	1	0	0	0	0	0	6

Anexo 3. Especies de gasterópodos terrestres y su distribución en el paisaje del ejido NHC.

Appendix 3. Gastropods species and their distributions over NHC landscape. (Cont.)

Familia Zonitidae Mörch, 1864									
31. <i>Glyphialinia</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	1
32. <i>Hawaia minuscula</i>	2	0	0	0	0	0	2	0	4
Familia Helminthoglyptidae Pilsbry, 1939									
33. <i>Averellia coactiliata</i>	0	0	1	0	1	0	0	1	3
Familia Charopidae Hutton, 1884									
34. <i>Chanomphalus pilsbryi</i>	7	3	17	0	10	8	4	12	61
Familia Pomatiasidae Gil									
35. <i>Choanopoma martesianum</i>	6	1	5	0	1	0	4	4	21
36. <i>Choanopoma terecostatum</i>	3	1	4	0	1	0	0	0	9
Familia Urocoptidae Pilsbry and Vanata									
37. <i>Coelocentrum turris</i>	2	1	6	0	4	7	3	13	36
38. <i>Epirobia morini</i>	0	0	2	0	0	2	4	1	9
Familia Bulimulidae Tryon, 1867									
39. <i>Drymaeus corneus</i> var. <i>nubeculatus</i>	10	12	5	3	0	1	2	0	33
40. <i>Drymaeus lilacinus</i>	0	1	5	0	3	1	5	6	21
Familia Systrophiidae Thiele, 1926									
41. <i>Miradiscops opal</i>	13	10	24	2	29	31	27	29	165
42. <i>Miradiscops panamensis</i>	1	1	2	0	3	2	0	5	14
Familia Orthalicidae Pilsbry, 1899									
43. <i>Orthalicus princeps</i>	1	0	0	0	6	3	3	1	14
Familia Thysanophoridae Pilsbry, 1926									
44. <i>Thysanophora caecoides</i>	17	11	17	1	11	9	11	7	84
45. <i>Thysanophora conspurcatella</i>	7	2	3	1	2	5	3	1	24
46. <i>Thysanophora crinita</i>	5	1	11	0	2	1	2	2	24
47. <i>Thysanophora hornii</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	3
48. <i>Thysanophora impura</i>	21	6	25	0	17	19	10	18	116
49. <i>Thysanophora plagiptycha</i>	12	10	11	1	5	5	5	3	52
50. <i>Thysanophora</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	1

AJ: Acahual Joven, AL: Árboles en Línea, AM: Acahual Maduro, PAD: Potrero con Árboles Dispersos, RE_{AM}: Remanente de Selva equivalente posicional de AM, RE_{AJ}: Remanente de Selva equivalente posicional AJ, RE_{PAD}: Remanente de Selva equivalente posicional de PAD, REL: Elementos Lineales dentro de la Selva (Senderos), Capt.: Total de individuos capturados en el muestreo.