



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Diversidad de artrópodos en sitios conservados y sujetos a
restauración en la Estación de Restauración Barranca del río
Tembembe, Cuentepec, Morelos**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

**B I Ó L O G A
P R E S E N T A:**

JIMENA ILLESCAS NÚÑEZ



**DIRECTOR DE TESIS:
DRA. MA. DEL CONSUELO BONFIL SANDERS**

2012



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

RESUMEN

La selva baja caducifolia (SBC) es el principal tipo de bosque tropical seco de México, y se caracteriza por su diversidad florística y alto nivel de endemismo. Sin embargo, la diversidad de varios grupos de organismos de este tipo de vegetación es aún poco conocida, y entre ellos destacan los artrópodos. Muchos taxones de artrópodos son sensibles a los cambios en la composición y estructura de la vegetación, por lo que pueden ser útiles para registrar el impacto de la degradación de los ecosistemas, así como para monitorear los cambios en su estructura y funcionamiento durante la restauración ecológica. Este trabajo tuvo como objetivo conocer y comparar las comunidades de artrópodos presentes en tres tipos de vegetación presentes en la Estación de Restauración Barrancas del río Tembembe, en el noroeste de Morelos: a) Selva Baja Caducifolia (SBC), b) Bosque de Quercus (BQ) y, c) Pastizal (P). Se realizaron muestreos 24h cada mes durante un año, utilizando cinco trampas de plástico con agua jabonosa, en dos sitios por cada tipo de vegetación. Se colectaron 309 morfoespecies y 1813 individuos pertenecientes a 17 órdenes y una clase. Los órdenes con mayor riqueza de especies fueron Hymenoptera, Diptera, Coleoptera, Araneae y Homoptera. Hymenoptera y Homoptera registraron la mayor abundancia y riqueza de especies durante la temporada seca, mientras que Diptera y Coleoptera presentaron un patrón opuesto. Los índices de diversidad y equitatividad fueron mayores en la SBC y menores en el Pastizal, y se presentaron diferencias significativas en el índice de Shannon-Wiener entre los tres tipos de vegetación. Las hormigas registraron mayor abundancia en el pastizal, mientras que en Diptera se encontró una mayor riqueza y abundancia en los dos tipos de vegetación boscosa. Coleoptera y Araneae fueron más ricos en especies y abundantes en los parches de SBC. Aunque muchas morfoespecies se comparten entre los tres tipos de vegetación, se encontraron 19 asociadas a la SBC, nueve al BQ y 11 al pastizal, que podrían ser utilizadas para monitorear cambios durante la restauración ecológica. El análisis de conglomerados de los seis sitios de muestreo mostró un fuerte efecto de la estacionalidad y una menor influencia del tipo de vegetación en la estructuración de las comunidades de artrópodos de la estación de restauración.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN

1.1 <i>Los bosques tropicales secos en México: su importancia y problemática</i>	1
1.2 <i>Estado actual del conocimiento de las comunidades de artrópodos en los BTS de México</i>	2
1.3 <i>La restauración ecológica de bosques tropicales secos y el uso de indicadores biológicos para el monitoreo de la restauración</i>	3
1.4 <i>La restauración ecológica en el noroeste de Morelos</i>	7

2. OBJETIVOS.....9

3. MÉTODOS

3.1 <i>La zona de estudio</i>	10
3.2 <i>Muestreo de artrópodos</i>	11
3.3 <i>Análisis de datos</i>	14
3.4 <i>Asociaciones entre especies y tipos de vegetación</i>	15
3.5 <i>Especies compartidas, recambio de especies y similitud de las comunidades de artrópodos</i>	15

4. RESULTADOS

4.1 <i>Riqueza y abundancia de especies</i>	17
4.2 <i>Fenología</i>	18
4.3 <i>Diversidad</i>	20
4.4 <i>Comunidades de artrópodos por tipo de vegetación</i>	25
4.5 <i>Asociaciones entre especies y tipos de vegetación</i>	30
4.6 <i>Especies compartidas y recambio de especies</i>	33
4.7 <i>Similitud de las comunidades de artrópodos</i>	34

5. DISCUSIÓN	
5.1 Método.....	40
5.2 Riqueza y abundancia de especies.....	40
5.3 Fenología.....	42
5.4 Diversidad.....	44
5.5 Riqueza de familias y grupos tróficos.....	46
5.6 Diversidad de artrópodos por tipo de vegetación.....	49
5.7 Tipo de vegetación y asociaciones de artrópodos.....	51
5.8 Similitud y agrupamiento de las comunidades de artrópodos.....	53
6. CONCLUSIONES.....	56
LITERATURA CITADA.....	58
APÉNDICE 1. Clasificación taxonómica de las familias del orden Hymenoptera.....	68
APÉNDICE 2. Curva de rango abundancia de los tipos de vegetación de la ERT.....	69
APÉNDICE 3. Índices de diversidad, dominancia y equitatividad calculados a nivel de Familia.....	70
APÉNDICE 4. Unidades taxonómicas reconocibles en los tres tipos de vegetación de la ERT.....	72

1. INTRODUCCIÓN

1.1 *Los bosques tropicales secos en México: su importancia y problemática*

Los bosques tropicales secos (BTS) tienen una amplia distribución a nivel mundial, y se ha estimado que aproximadamente el 42% de los bosques tropicales del mundo son estacionales. Durante el siglo pasado la comunidad científica prestó mayor atención a los bosques tropicales húmedos (o selvas húmedas) en comparación con los bosques tropicales secos (Meli, 2003), por lo que el conocimiento taxonómico y ecológico de diferentes grupos de animales es más reducido en estos últimos, aunque esta situación comienza a cambiar por la gran cantidad de estudios realizados en las últimas décadas en los BTS.

La selva baja caducifolia (o bosque tropical caducifolio) es el principal tipo de bosque tropical seco de México, y se caracteriza por presentar asociaciones de árboles de baja altura, entre 5 y 12 m, con copas extendidas y con un estrato arbustivo muy denso que se presenta sobre todo en zonas con una estacionalidad muy marcada en la distribución de la precipitación; en la temporada de lluvias la vegetación luce un color verde brillante, mientras que en la época seca pierde el follaje y su aspecto es gris (Trejo y Hernández, 1996). Por lo general se establecen entre 0 y 1900 m de altitud (Rzedowski, 1978), más frecuentemente por debajo de los 1500 m s.n.m., y se localizan en laderas de cerros con suelos someros (Trejo y Hernández, 1996).

La flora de la selva baja caducifolia (SBC), aunque menos diversa que la de las selvas húmedas, tiene una gran riqueza florística y alberga un número importante de especies endémicas, que pueden constituir hasta el 60% del total (Rzedowski, 1991a, b). La alta concentración de especies endémicas locales produce asociaciones florísticas muy diversas, por lo que el recambio de especies o diversidad β es muy alta (Trejo y Dirzo, 2002; Trejo, 2005; Williams-Linera y Lorea, 2009).

La distribución de la SBC en el territorio nacional abarca desde el sur de Sonora y el suroeste de Chihuahua hasta Chiapas, además de algunas porciones del golfo de México y la península de Yucatán; fuera del territorio nacional se expande hasta Centroamérica (Rzedowski, 1978). Se estima que la SBC cubría aproximadamente 14% del total del territorio nacional, pero alrededor de un 70% de esta superficie se ha perdido en las

últimas décadas debido a que este tipo de vegetación es propicio para el establecimiento de asentamientos humanos, así como para realizar actividades productivas como la agricultura y la ganadería (Trejo y Dirzo, 2000). En la actualidad muchos matorrales tropicales y sabanas son resultado de la transformación de las selvas bajas caducifolias (Trejo y Dirzo, 2000). En 1989 en el estado de Morelos se calculaba que el área remanente de SBC era 38% del área original, pero de estas zonas sólo 19% se consideraba como selva conservada, y el resto del área presentaba diferentes niveles de degradación (Trejo y Dirzo, 2000).

Los procesos de cambio que han deteriorado y fragmentado las selvas tienen diversas consecuencias, como la pérdida de biodiversidad (aumento de la tasa de extinción de muchas especies) (Bustamante y Gerez, 1995; Didham *et al.*, 1996). También inducen cambios en la estructura de los ecosistemas, lo que puede causar que muchos procesos biológicos importantes (como la polinización, la dispersión de semillas y el reciclaje de nutrientes), se vean interrumpidos o se modifiquen (Bustamante y Grez, 1995). En muchas zonas degradadas los mecanismos naturales de recuperación al disturbio ya no funcionan, lo que lleva a que pierdan su capacidad de regenerarse e incluso su identidad, por lo que su restauración ecológica es necesaria (Bonfil y Trejo, 2010), ya que permite recuperar el funcionamiento de los ecosistemas y con ello muchos servicios ecosistémicos (Rey-Benayas *et al.*, 2009).

1.2 Estado actual del conocimiento de las comunidades de artrópodos en los BTS de México

El conocimiento actual acerca de la diversidad de artrópodos de México, y específicamente de los que se encuentran en los bosques tropicales secos, es aún bastante, y se ha centrado en algunas regiones y grupos taxonómicos. El sitio mejor estudiado de selva baja caducifolia en México es la estación biológica de Chamela (Noguera *et al.*, 2002) y por ello los estudios de diversos grupos de artrópodos realizados en ella son de los más completos del país para este tipo de vegetación (Pescador-Rubio *et al.*, 2002; Rodríguez-Palafox y Corona, 2002). Otras regiones con SBC en donde se han realizado estudios de algunos grupos de insectos son Acahizotla, Guerrero; Jojutla, Morelos; El Aguacero, Chiapas; la sierra de Huautla, Morelos; San Buenaventura, Jalisco y Dominguillo, Oaxaca (Zaragoza *et al.*, 2010).

En Chamela los trabajos de investigación iniciaron en 1971, por lo que la información reunida sobre el ambiente físico, la biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema, hacen de ésta una de las regiones mejor estudiadas del Neotrópico y un sitio obligado de comparación en cualquier estudio sobre SBC (Noguera *et al.*, 2002). En esta región se han realizado muchos estudios sobre la fauna de artrópodos durante los últimos 25 años, que incluyen trabajos taxonómicos, inventarios faunísticos, estudios de diversidad, fenología y de historia natural. Hasta 2002 se tenían registradas 1877 especies de artrópodos, de las cuales 1863 corresponden a la clase Hexapoda y 14 a la clase Arachnida. Las especies pertenecientes a la clase Hexapoda están agrupadas en 15 órdenes, 121 familias y 969 géneros, entre los que sobresale el orden Coleoptera, con 739 especies, seguido por Lepidoptera con 583 e Hymenoptera con 257 (Pescador-Rubio *et al.*, 2002).

A pesar de que Chamela es el sitio de SBC mejor estudiado del país, el conocimiento acumulado sobre los artrópodos es aún muy pobre y los esfuerzos han sido aislados, por lo que las investigaciones sobre artrópodos en este y otros sitios de SBC son de suma importancia para lograr un mejor entendimiento de la biodiversidad de este tipo de vegetación, así como de su funcionamiento y conservación (Pescador-Rubio *et al.*, 2002).

Además de los estudios sobre diversos grupos de artrópodos en Chamela, existen otros realizados en sitios con selva baja caducifolia que se mencionan a continuación: Ayala (1988), Chemsak y Noguera (1996), González *et al.* (2004), Ramírez-García y Sarmiento Cordero (2004) y Rodríguez-Palafox (no publicados), en Huautla, Morelos (Rodríguez-Vélez y Woolley, 2005), San Buenaventura, Jalisco (Rodríguez-Vélez *et al.*, 2011), y Dominguillo, Oaxaca (Zaragoza *et al.*, 2010).

1.3 La restauración ecológica de bosques tropicales secos y el uso de indicadores biológicos para el monitoreo de la restauración

La restauración ecológica es una actividad que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, integridad y sostenibilidad. El ecosistema que requiere ser restaurado se ha degradado, dañado, transformado o se ha destruido totalmente como resultado directo o indirecto de las actividades del hombre (SER, 2004). La restauración de los BTS, y más específicamente de la SBC, presenta muchas

limitantes derivadas en buena medida del limitado conocimiento de los procesos de regeneración natural de las diversas especies que lo componen, de su propagación (Bonfil y Trejo, 2010), así como del proceso de sucesión natural que se produce después de un disturbio, aunque esta situación comienza a cambiar con los estudios realizados en diversas regiones, en especial en Nizanda, en Oaxaca y en Chamela (Lebrija-Trejos *et al.*, 2008). La falta de conocimiento adecuado para la restauración de SBC puede llevar a que se utilicen estrategias de manejo y restauración inapropiadas que principalmente están basados en estudios realizados en bosque tropicales húmedos (Vieira y Scariot, 2006).

En un proceso de restauración ecológica se deben considerar no sólo características estructurales del ecosistema, sino diversos aspectos de su funcionamiento, de forma que sea posible restaurar los procesos y las interacciones entre sus componentes biológicos. Actualmente la relación entre la biodiversidad y los procesos ecosistémicos no se comprende totalmente, pero se sabe que la riqueza de especies desempeña un papel importante en el mantenimiento de procesos básicos como la retención y el reciclaje de nutrientes, la purificación del agua y el aire, la desintoxicación y descomposición de desechos y la polinización y dispersión de semillas (Pik *et al.*, 2002). Estos procesos e interacciones que se intenta recuperar a través de la restauración, dependen en buena medida de los artrópodos presentes en el ecosistema (Majer *et al.*, 2002; Pik *et al.*, 2002).

El monitoreo es una parte fundamental de la restauración ecológica, y se define como un sistema continuo de observación y registro de medidas para evaluar propósitos definidos (Sors, 1987). Con los datos obtenidos con el monitoreo se busca caracterizar los cambios ambientales y señalar sus consecuencias ecológicas; su objetivo es medir diversas respuestas al manejo en el mediano y largo plazo, lo que permite evaluar periódicamente si un ecosistema sigue una trayectoria correcta de recuperación (Holl y Cairns, 2002; SER, 2004). Durante el monitoreo pueden registrarse diversos aspectos del ambiente a los que se les asigna valores, como por ejemplo parámetros poblacionales, procesos ecológicos (como fotosíntesis o tasas de crecimiento), variables asociadas a las comunidades (como diversidad de especies) y diversos elementos del hábitat (Noon, 2003); todos ellos se consideran indicadores.

Los indicadores se definen como medidas, variables o índices que representan la estructura y funcionamiento de procesos y sistemas ecológicos a través de un gradiente de disturbio (Carignan y Villard, 2004). Los indicadores biológicos son muy valiosos, ya que permiten integrar tanto las condiciones abióticas como las de ecología e historia (Pik *et al.*, 2002). Un buen indicador debe cumplir con las siguientes características: debe permitir detectar cambios en los procesos ecológicos y ser sensible a cambios en el nivel de estrés; dar información del estado de los recursos y procesos del ecosistema que no se pueden medir directamente; su medición debe ser fácil y costeable; mostrar de manera gradual pero constante los cambios en el ambiente; mostrar la variación natural y los cambios que puedan ser distinguidos en ella (Noon, 2003; Carignan y Villard, 2004).

Históricamente el manejo de los ecosistemas y su monitoreo han estado enfocados en los vertebrados y las plantas con flor, a pesar de que los grupos hiperdiversos, como los invertebrados, los hongos y los microorganismos (bacterias, protozoarios, algas), representan una mayor proporción de la diversidad e intervienen en procesos ecosistémicos fundamentales, por lo que son mucho más útiles como indicadores que otros grupos de organismos (Rohr *et al.*, 2007). Entre estos grupos hiperdiversos destacan los artrópodos, que constituyen aproximadamente el 90% de todas las especies no microbianas (Pik *et al.*, 2002; Rohr *et al.*, 2007), tienen una inmensa variedad de formas y ocupan muchos niveles tróficos, por lo que dominan en muchas funciones y procesos de los ecosistemas, y tienen valores económicos directos como polinizadores, ingenieros de suelo y supresores de plagas (Majer, 1997; Dangerfield *et al.*, 2003).

En los artrópodos se incluyen diversos grupos tróficos, y participan en diversas interacciones; encontramos herbívoros, detritívoros, depredadores, parásitos y presas de reptiles, aves y mamíferos (Williams, 1997). Los artrópodos del suelo forman los poros que favorecen el drenaje del agua y la penetración de las raíces; también tienen un papel relevante en la descomposición de material orgánico y la devolución de nutrientes al suelo, haciéndolos más accesibles para las plantas (Majer, 1997). En los suelos perturbados los artrópodos actúan como vectores distribuyendo las micorrizas, lo cual favorece el crecimiento de las plantas durante la restauración. Otra función importante que desempeñan los artrópodos es la herbivoría, la cual puede incrementar la diversidad vegetal, al reducir la dominancia de las especies competitivas, y brindar oportunidades

para especies menos aptas para la competencia. También dispersan las semillas, las alejan de depredadores y las reubican en sitios seguros, favoreciendo su germinación (Majer *et al.*, 2002). Finalmente la polinización es una de las funciones más importantes realizadas por los insectos. Más del 90% de las angiospermas son polinizadas por animales (Majer *et al.*, 2002). Sin la existencia de los polinizadores la mayoría de las plantas no se podría reproducir de forma sexual. Este tipo de polinización es más eficiente que otras (por viento o agua), reduce el desperdicio de polen y se puede realizar en condiciones donde no se logra la polinización por viento (Majer *et al.*, 2002). También incrementa el número de especies polinizadas en un sitio: incluso las plantas raras pueden recibir polen conespecífico transportado por insectos (Kearns *et al.*, 1998; Kevan, 1999).

La estructura y composición de las comunidades de artrópodos dependen de múltiples factores, como la estructura física y composición de la vegetación, el tipo de suelo, el clima local y la diversidad de microhábitats por consecuencia estos responden a los cambios ambientales tanto en su diversidad como en la densidad (Dias *et al.*, 2006). Su distribución en la vegetación no es uniforme, ya que pueden encontrarse en árboles, vegetación herbácea, suelo y ambientes subterráneos, dependiendo de sus requerimientos específicos (Majer *et al.*, 2002). Debido a que participan en una gran variedad de procesos ecosistémicos, la interpretación de sus patrones característicos y la presencia o ausencia de un taxón particular permite entender mejor su impacto y manejo (Pik *et al.*, 2002; Dangerfield *et al.*, 2003).

Diversos grupos de artrópodos pueden ser buenos indicadores de los cambios ecológicos gracias a su abundancia, diversidad, facilidad para coleccionar, rápida respuesta a la perturbación ambiental y su importancia ecológica, los grupos que hasta ahora han sido más utilizados como indicadores son las hormigas y los escarabajos peloteros (Williams, 1997; Pik *et al.*, 2002). Comparados con las plantas, los invertebrados son mucho más sensibles a los cambios ambientales (Majer *et al.*, 2002; Pik *et al.*, 2002). El corto tiempo generacional de muchos taxones puede causar fluctuaciones dramáticas del tamaño de las poblaciones como resultado de las variaciones en la calidad del hábitat y de la manera en que se llevan a cabo los procesos ecosistémicos (Williams, 1997). Una evaluación de la composición de artrópodos en respuesta a los esfuerzos de restauración pueden brindarnos un buen indicador de los procesos los ecosistemas

restaurados (Pik *et al.*, 2002); no obstante, para lograr eficiencia en el monitoreo es necesario establecer qué taxones deben ser monitoreados y cómo hacerlo de forma efectiva en términos económicos, por lo que se ha propuesto usar las relaciones funcionales del tipo de gremios o grupos tróficos (Williams, 1997).

Los fuertes procesos de cambio y degradación que experimentan muchas áreas naturales como resultado de las perturbaciones antropogénicas, aunados al hecho de que en gran parte del mundo no hay recursos o tiempo suficientes para realizar inventarios faunísticos detallados, han llevado a que los parataxónomos desempeñen un papel fundamental en la implementación de evaluaciones rápidas de la biodiversidad (rapid biodiversity assessment, RBA). Este tipo de evaluación está ligada principalmente al reconocimiento de unidades taxonómicas reconocibles o morfoespecies, lo cual no implica la identificación de la especie *per se*, sino que en su lugar se separan los taxones con base en características morfológicas fáciles de observar, y se asume que el uso de estos caracteres permite una distinción de taxones relativamente buena (Derraik *et al.*, 2002). Debido a que el principal problema del uso de artrópodos en el monitoreo de ecosistemas es que los métodos generalmente son lentos y requieren de taxónomos para cada grupo, el uso de morfoespecies en lugar de especies ha hecho mucho más factible la identificación de gran número de especímenes (Pik *et al.*, 2002). Kremen *et al.* (1992) proponen que las morfoespecies se utilicen como sustitutos de las especies taxonómicas en el monitoreo ambiental y de conservación, ya que los inventarios de éstas permiten caracterizar y diferenciar los sitios de monitoreo y evaluación (ver Pik *et al.*, 2002).

1.4 La restauración ecológica en el noroeste de Morelos

En respuesta a la problemática de la degradación y fragmentación de la SBC en el estado de Morelos, en 2005 se inició un proyecto que llevó al establecimiento de la Estación de Restauración Ecológica Barrancas del río Tembembe (ERT), ubicada en terrenos de la comunidad indígena de Cuentepec, en el noroeste del Estado. La estación comprende ~95 ha de tierras degradadas, en su mayor parte cubiertas por pastizales, pero también existen parches remanentes de bosque. La comunidad cedió el manejo de dicha zona a la Universidad Nacional Autónoma de México en comodato por un periodo de 30 años, y en ella se están realizando diversos estudios e intervenciones tendientes a su restauración ecológica (Bonfil *et al.*, 2004).

En este contexto, los principales objetivos que se plantearon al establecer la Estación de Restauración Barranca del río Tembembe (ERT) fueron llevar a cabo las investigaciones que permitan la recuperación de los servicios ambientales y productivos que se han perdido, a través de la restauración ecológica; implementar programas multidisciplinarios que impulsen y generen condiciones de educación ambiental y calidad de vida y, a largo plazo, establecer un área natural protegida (Bonfil *et al.*, 2009).

En la ERT se han establecido diversas especies vegetales para la restauración, pero hasta ahora no se han realizado inventarios ni evaluaciones del estado de las especies animales. Por ello, el presente trabajo busca tanto hacer un aporte al conocimiento de la diversidad de artrópodos de la zona, como comparar las comunidades de artrópodos de tres tipos de vegetación presentes: pastizales y parches remanentes de selva baja caducifolia y de bosque de *Quercus*. Asimismo, busca establecer si existen especies características de cada tipo de vegetación que puedan usarse en el futuro como indicadores para monitorear los cambios que se produzcan como resultado de la restauración.

2. Objetivos

El objetivo general de este trabajo es describir y comparar la composición y diversidad de artrópodos en tres tipos de vegetación: bosque de *Quercus*, selva baja caducifolia y pastizal, en la estación de restauración Barrancas del río Tembeme (ERT), Morelos.

Los objetivos particulares son los siguientes:

1. Conocer y estimar la diversidad y abundancia de los artrópodos presentes en la ERT
2. Comparar las comunidades de artrópodos presentes en dos sitios de cada uno de los tipos de vegetación presentes en la ERT: bosque de *Quercus*, selva baja caducifolia y pastizal.
3. Analizar los cambios estacionales en las comunidades de artrópodos.
4. Profundizar en el conocimiento de los órdenes más importantes, al identificar a nivel de familia a las morfoespecies que los componen, y comparar los resultados obtenidos con los reportados en otros bosques tropicales secos de México.
5. Identificar a las morfoespecies asociadas a los diferentes tipos de vegetación que pudieran servir de indicadores de la restauración a mediano plazo.

3. Métodos

3.1 Zona de estudio

La zona de estudio se localiza en el noroeste del estado de Morelos, 10 km al oeste de la ciudad de Cuernavaca, en el municipio de Temixco ($18^{\circ}55'07''$ - $18^{\circ}53'56''$ N y $99^{\circ}20'17''$ - $99^{\circ}20'39''$ O). La Estación de Restauración Barrancas del río Tembembe (ERT) es parte de las tierras comunales de la comunidad indígena de Cuentepec, y se localiza en la parte alta de la barranca del río Tembembe abarcando un gradiente altitudinal entre 1700 m (al norte) y 1500 m (al sur). La superficie de la estación es de alrededor de 95 ha y consiste de terrenos inclinados, fuertemente degradados, con problemas de erosión, ubicados a ambos lados del río, por lo que predominan las laderas con exposición al este y al oeste (Bonfil *et al.*, 2004; Figura 1).

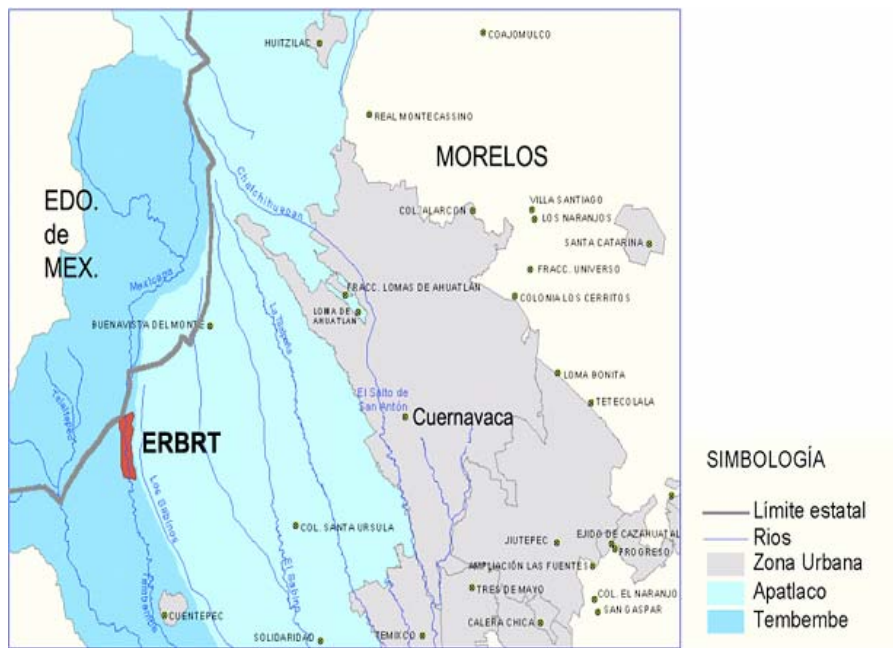


Figura 1. Ubicación de la ERT (abreviatura de ERBRT como aparece en el mapa) en el estado de Morelos. La zona marcada en rojo es el área que comprenden las dos laderas de la estación a cada lado del río.

Aunque no se tienen los datos precisos para la ERT, la temperatura media anual se encuentra entre 17.4 y 21.6 °C y la precipitación anual varía entre 1,055 y 1,160 mm. Esta última tiene un carácter altamente estacional, con dos temporadas claramente diferenciadas: la de lluvias, entre junio y octubre, y la de secas que abarca de noviembre a mayo. La estación meteorológica del poblado de Ahuatenco, al N de la ERT, registra un clima templado subhúmedo [Cb(w₂)(w)(i)g], mientras que al sur, en la estación

meteorológica de Cuentepec, se reporta un clima semicálido subhúmedo [A(C)w₀(w)w^{''}(i')g], ambos con lluvias en verano (Camacho, 2004).

Los suelos de la zona se derivan de la erosión de material volcánico terciario, y predomina el phaeozem háplico, con un pH ácido (4.3-5) y texturas arcillosa o franco-arcillosa. Los niveles de materia orgánica y nitrógeno son adecuados, mientras que los de K y P son bajos (Ayala-García, 2008).

Por su ubicación altitudinal, la ERT se encuentra en una zona de transición entre un bosque de *Quercus* y la selva baja caducifolia, pero actualmente la mayor parte de la superficie de la estación (~ 70%) está cubierta por pastizales (García-Flores, 2008), que se establecieron desde el siglo XVII para la cría de ganado vacuno y equino (Alavéz, 2010). El sobrepastoreo de ganado vacuno y equino ha producido problemas de compactación y erosión del suelo. Los parches remanentes de vegetación consisten de bosques de *Quercus glaucoides* y de selva baja caducifolia, que por lo general se encuentran en zonas de difícil acceso, en pendientes muy pronunciadas y alejadas de los caminos principales (Bonfil *et al.*, 2004). Actualmente los pastizales abarcan aproximadamente del área de la ERT, y en ellos predominan las familias Poaceae, Fabaceae, Asteraceae y Cyperaceae (Sánchez-Battenberg J., en prep.). Los terrenos de la ERT fueron cercados para excluir al ganado durante el 2007 (en la parte al O del río) y 2008 (en la parte E).

3.2 Muestreo de artrópodos

Se realizaron muestreos sistemáticos mensuales de los artrópodos a lo largo de un año (marzo 2008 - febrero 2009) en los tres principales tipos de vegetación en la ERT: la selva baja caducifolia (SBC), el bosque de *Quercus* (BQ) y el pastizal (P). Se eligió la porción de la estación al O del río para realizar los muestreos debido a que se encuentra alejada de los caminos principales y por ello había mayor seguridad de que las trampas no fueran removidas. En estos terrenos predominan laderas con exposición al E y una inclinación promedio de 20 a 30°.

En cada tipo de vegetación se eligieron dos sitios, que se seleccionaron usando un mapa de la vegetación de la ERT (García-Flores, 2008) y realizando recorridos para verificar el estado de los parches remanentes de bosque. Una vez seleccionados los sitios, en cada

uno se colocaron cinco trampas jabonosas (tres amarillas y dos moradas), con un total de 10 trampas por tipo de vegetación y 30 en total (Figura 2). Las 30 trampas permanecieron en el suelo durante 24 h cada mes con el fin de abarcar todas las horas de luz (es decir aproximadamente de 12 h de luz de día) (que es cuando la mayoría de los insectos tienen más actividad; Dennis *et al.*, 2005) y tener el mismo esfuerzo de muestreo en cada sitio y fecha, lo que facilita las comparaciones entre tipos de vegetación y temporadas del año.

Cada trampa jabonosa consiste de un recipiente de plástico, con un diámetro aproximado de 18.5 cm, que se le agregó ~125 ml de agua con un poco de jabón para manos. El objetivo del jabón es romper la tensión superficial del agua, así los insectos y demás artrópodos que se acercan al agua se hunden (Leong y Thorp, 1999; Gibb y Oseto, 2006). Se usaron trampas amarillas, que atraen principalmente a insectos voladores (Gibb y Oseto, 2006; McGavin, 2002) y también moradas, ya que pueden atraer a un conjunto distinto de especies (Domínguez, 2009; Figura 3).

Los especímenes colectados se sacaron de las trampas con ayuda de una coladera muy fina y pinzas y se preservaron en frascos con etanol al 70% (McGavin, 2002). Las muestras se procesaron en el laboratorio, en donde los especímenes se identificaron a nivel de orden y se separaron por morfoespecies, registrando el día, el sitio y el tipo de vegetación donde se colectaron. Posteriormente, se tomaron fotografías al microscopio de cada morfoespecie para formar un catálogo que hiciera más fácil la identificación de las nuevas muestras. Este es un método barato y rápido para estimar el número de especies presentes en una zona (Majer, 1997). Se elaboró una base de datos con la información de las morfoespecies y el número de individuos de cada morfoespecie por muestra.

Posteriormente, con ayuda de taxónomos especialistas se identificaron las familias de algunos de los órdenes más importantes: Hymenoptera, Coleoptera, Diptera, Homoptera, Heteroptera y Araneae. La identificación a este nivel se hizo con base en las fotografías tomadas, por lo que no todas las morfoespecies pudieron ser asignadas a una familia.

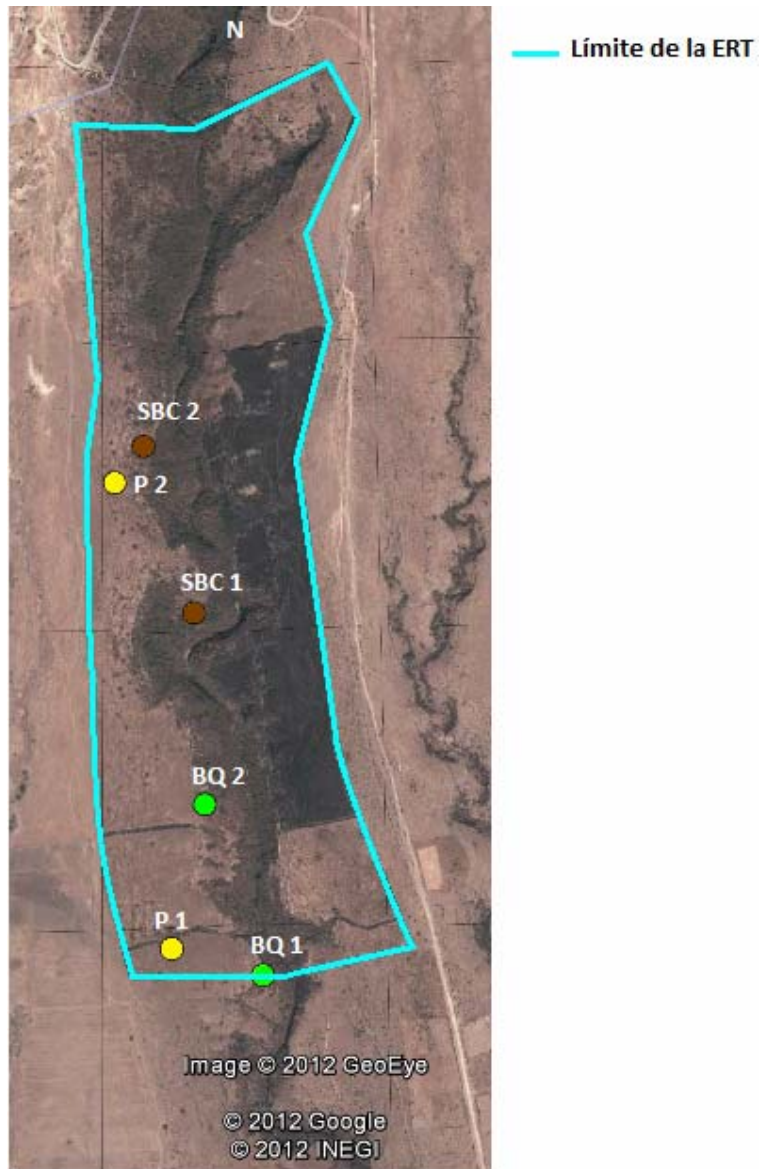


Figura 2. Imagen aérea de la ERT con los sitios de muestreo por tipo de vegetación; P- pastizal, BQ – bosque de Quercus y SBC- selva baja caducifolia



Figura 3. Trampas jabonosas utilizadas en la ERT para muestrear artrópodos.

3.3 Análisis de datos

Los valores de riqueza y abundancia corresponden respectivamente al número de morfoespecies e individuos colectados en la ERT. Las morfoespecies que se identificaron a nivel de familia se contabilizaron y analizaron de forma independiente.

Para analizar la riqueza y abundancia a nivel de morfoespecies, como las correspondientes a las familias de los principales órdenes, se calcularon los índices de diversidad de Simpson ($1-D$) y de Shannon-Wiener (H'), usando el logaritmo natural. El índice de Simpson es más sensible a cambios en las especies más abundantes y el de Shannon a cambios en las especies raras (Magurran, 2004). También se usaron dos índices de dominancia, el de Simpson (D) y el de Berger-Parker (B); por último, se utilizó el valor de H' para calcular la equitatividad o índice de equitatividad de Pielou (J'). Estos valores se calcularon con el programa Past, que utiliza las fórmulas señaladas en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Índices de diversidad y dominancia calculados para las comunidades de artrópodos presentes en la ERT.

Índice	Fórmula	Donde
Índice de dominancia de Simpson (D)	$D = \sum_i \left(\frac{n_i}{n} \right)^2$	n_i es el número de individuos de la especie i
Índice de diversidad de Simpson* ($1-D$)	$D = 1-D$	
Índice de Shannon o función de Shannon-Wiener (H')	$H = - \sum_i \frac{n_i}{n} \ln \frac{n_i}{n}$	n_i es el número de individuos de la especie i
Índice de Shannon como medida de equitatividad (J')	$J' = H' / H \max$ $H \max = H' / \ln S$	S es la riqueza de especies
Índice de Berger-Parker (d)	$d = N \max / N$	$N \max$ = número de individuos en la especie más abundante N = número total de individuos de la muestra

*Aunque este índice también se puede expresar como $1/D$, Lande (1996) recomienda utilizar la fórmula $1-D$ para estimar la diversidad de un grupo de comunidades (Magurran, 2004).

Se realizaron también pruebas de t para comparar los índices de diversidad de Shannon entre los tipos de vegetación, con el programa Past. En este se modifica el cálculo del índice de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$H' = \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i - \frac{S-1}{2N}$$

y el estadístico t se calcula con la siguiente fórmula (Hammer, 1999):

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{\sqrt{\text{var } H'_1 + \text{var } H'_2}}$$

3.4 Asociaciones entre especies y tipo de vegetación

Para determinar las posibles asociaciones entre las especies de artrópodos y los tipos de vegetación presentes en la estación se estableció un criterio similar al utilizado por Chazdon *et al.* (2011), quienes proponen que cuando la abundancia total de una especie en un tipo de vegetación, relativa al total de la misma especie, sea $\geq 2/3$, entonces se reconozca como una especie asociada a ese tipo de vegetación. Además de hacer este análisis para cada tipo de vegetación (SBC, BQ, P), se realizó otro análisis similar establecer qué especies estaban asociadas a los sitios con vegetación boscosa (SBC + BQ).

3.5 Especies compartidas, recambio de especies y similitud de las comunidades de artrópodos

Con el fin de comparar la composición y el recambio de especies entre los sitios, se calculó el coeficiente de similitud de Sørensen (CS) con la siguiente fórmula:

$$CS = \frac{2S}{N_1 + N_2}$$

Donde S es el número de especies compartidas, N_1 es el número de total de especies del primer sitio y N_2 es el número total de especies del segundo sitio.

Por otro lado, con el fin de analizar la similitud o cercanía entre las comunidades de los seis sitios muestreados, se realizaron diversos análisis de conglomerados (cluster analysis), utilizando tanto los datos de abundancia como los de presencia-ausencia de los seis sitios de muestreo (BQ1, BQ2, SBC1, SBC2, P1, P2). Estos mismos análisis se

realizaron también separando las muestras de cada sitio correspondientes a la temporada de lluvias (junio a octubre de 2008) y de secas (mayo y noviembre a diciembre de 2008 y enero-febrero de 2009). Este análisis se realizó con ayuda del programa Statistica, utilizando el método de Ward o de varianza mínima con distancias euclidianas.

4. Resultados

4.1 Riqueza y abundancia de especies

Se recolectaron un total de 1813 ejemplares de artrópodos, agrupados en 309 morfoespecies, que pertenecen a 17 órdenes y una clase (Collembola). Los himenópteros fueron el grupo con mayor abundancia. En orden descendente destacan los homópteros y los dípteros. También presentaron una abundancia alta los coleópteros, los heterópteros y las arañas, seguidos por lepidópteros, ortópteros y psocópteros. El resto de los órdenes y los colémbolos tuvieron una abundancia baja (Cuadro 2).

En cuanto a la riqueza, los himenópteros registraron el mayor número de morfoespecies (85), seguidos de los dípteros (53) y los coleópteros (47). Los órdenes Araneae, Homoptera y Heteroptera registraron ~20 morfoespecies y el resto de los órdenes no registraron más de doce (Figura 4).

Cuadro 2. Número de ejemplares y abundancia relativa de órdenes de artrópodos colectados entre marzo de 2008 y febrero de 2009 en la ERT, Morelos.

Orden	Abundancia	%
Hymenoptera	798	44.0
Homoptera	330	18.0
Diptera	275	15.1
Coleoptera	92	5.0
Heteroptera	52	2.8
Collembola (clase)	48	2.4
Araneae	44	2.6
Thysanoptera	41	2.2
Lepidoptera	34	1.8
Orthoptera	32	1.7
Psocoptera	26	1.4
Blattodea	13	0.7
Opiliones	12	0.6
Trichoptera	8	0.4
Solifugae	4	0.2
Ephemeroptera	2	0.1
Mantodea	1	0.05
Odonata	1	0.05
Total	1813	100

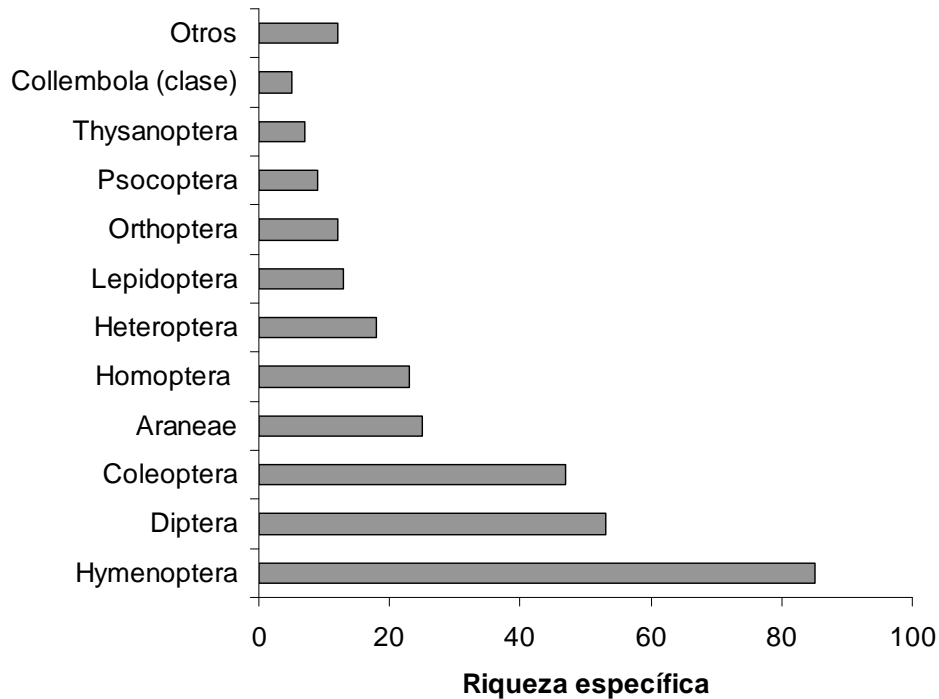


Figura 4. Número de morfoespecies registradas por grupo en la ERT entre marzo de 2008 y febrero de 2009. En “Otros” se incluyen los órdenes Opiliones, Trichoptera, Solifugae, Ephemeroptera, Mantodea y Odonata.

4.2 Fenología

En total se colectaron 1240 ejemplares en la temporada seca y 573 en la de lluvias. La mayor abundancia se presentó entre los meses de diciembre y abril y disminuyó posteriormente.

A pesar de que se detectó esta tendencia general no fue posible hacer análisis estadístico sobre las variaciones temporales en la abundancia y la densidad (número de organismos por trampa) mensuales debido a algunas complicaciones surgidas durante el trabajo, y que se deben a que: (a) en los muestreos iniciales se mezclaron los ejemplares del mismo sitio de muestreo, es decir no se mantuvieron separados los de cada trampa, (b) el primer mes sólo se registró un sitio de pastizal, (c) se perdieron algunas muestras durante el almacenaje y, (d) algunos ejemplares sufrieron descomposición. Estos problemas impidieron una estimación precisa de la abundancia mensual (por trampa y sitio).

La mayor abundancia (absoluta y relativa) registrada durante la temporada seca se debió en gran medida a los himenópteros, que fue el orden más abundante (Figura 5A). Aunque las hormigas contribuyeron mucho a este patrón (con 545 ejemplares registrados en la temporada seca, Figura 5A), incluso si se excluyen se mantiene la tendencia hacia una mayor abundancia de los himenópteros durante la temporada seca (Figuras 5A). Otros grupos que tuvieron una mayor abundancia y número de morfoespecies durante la temporada seca fueron los homópteros, los tisanópteros, los psocópteros, los lepidópteros y las cucarachas (Blattodea); éstas no tuvieron un sólo registro durante la temporada de lluvias (Figura 5 A).

En el caso de los dípteros la abundancia aumentó durante la época de lluvias (Figura 5); un patrón similar, aunque menos marcado, se registró en los coleópteros, heterópteros y colémbolos. Las arañas presentaron una abundancia similar en las dos temporadas, al igual que los ortópteros (Figura 5). Los órdenes Opiliones, Trichoptera, Solifugae, Ephemeroptera, Mantodea y Odonata en conjunto registraron una abundancia de 28 individuos en ambas temporadas, y conforman el grupo denominado “otros” en las Figura 5.

En cuanto a la diversidad de especies, se presentó un número de especies ligeramente mayor en la temporada seca en Hymenoptera, Formicidae y Homoptera, y este mismo patrón, aunque más marcado, se registró en tisanópteros, psocópteros, lepidópteros y especialmente en Blattodea (Figura 5B). Por el contrario en Diptera, Coléoptera, Heteroptera, Ortóptera y, en menor medida Araneae, se presentaron más morfoespecies en la época de lluvias. En los colémbolos no se registraron diferencias en el número de especies entre estaciones.

En resumen, en la temporada seca registraron una mayor diversidad de especies y abundancia Hymenoptera, Homoptera, Thysanoptera, Psocoptera, Blattodea, y Lepidoptera. En la temporada de lluvias sobresalió Diptera, y en menor medida Coleoptera y Heteroptera. En el resto de los grupos las diferencias no fueron muy marcadas.

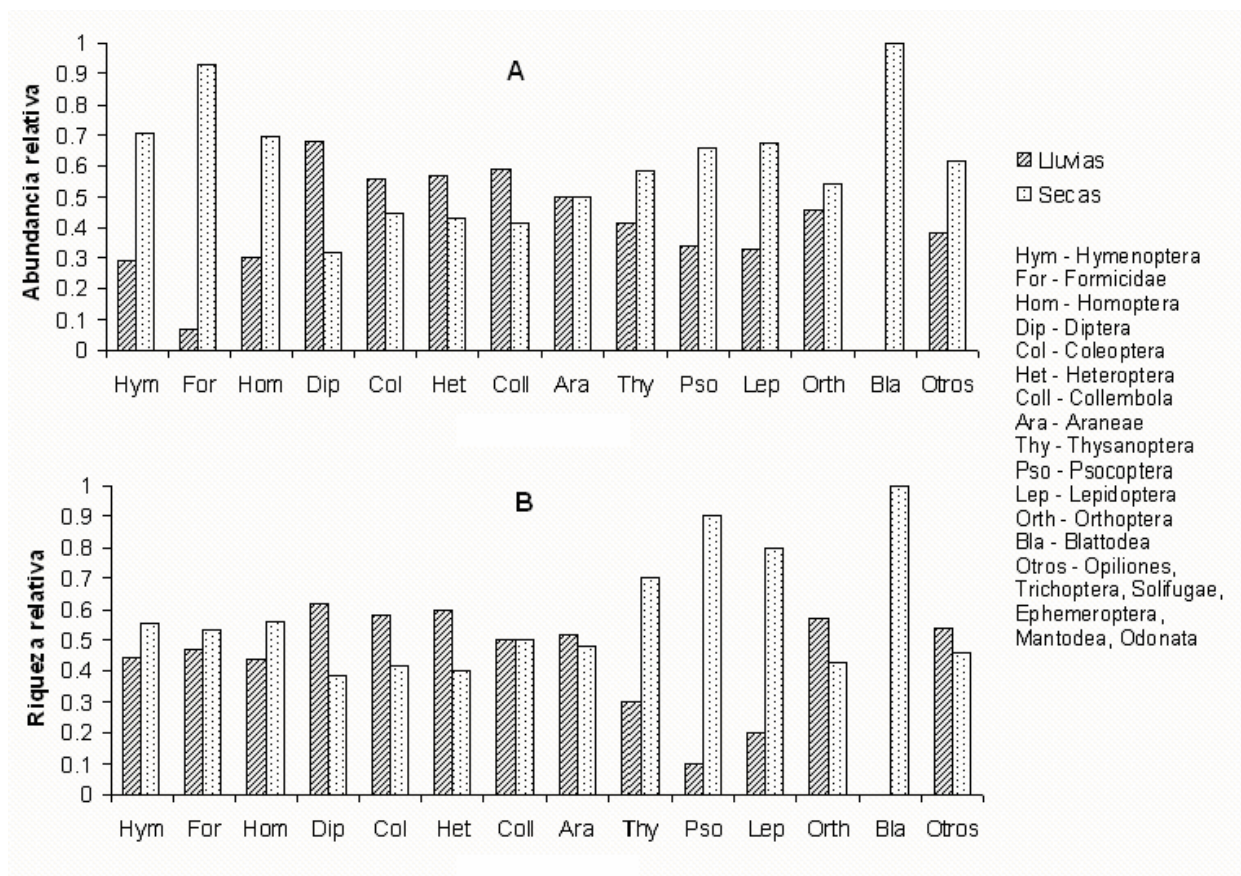


Figura 5. Abundancia proporcional de individuos (A) y morfoespecies (B) de cada grupo de artrópodos de la ERT durante las épocas de lluvias (junio a octubre de 2008) y de secas (mayo y noviembre a diciembre de 2008 y enero-febrero de 2009). Se presenta por separado a la familia Formicidae y la clase Collembola

4.3 Diversidad

El alto número de morfespecies colectadas corresponde con valores relativamente altos de los índices de diversidad para la comunidad de artrópodos, tanto el de Simpson como el de Shannon. Los valores de dominancia (índices de Simpson y de Berger-Parker) fueron relativamente bajos, y el de equitatividad alto (Cuadro 3).

Cuadro 3. Diversidad, dominancia y equitatividad de los artrópodos de la ERT colectados entre marzo de 2008 y febrero de 2009.

Riqueza <i>S</i>	Dominancia <i>D</i> Simpson	Diversidad <i>1-D</i>	Diversidad <i>H'</i>	Equitatividad <i>J'</i>	Dominancia Berger-Parker
309	0.053	0.947	4.231	0.738	0.148

Al analizar los datos de las morfoespecies destaca el que una alta proporción de los registros consistieron de un sólo ejemplar (singletons). Estos ejemplares representaron el 8% de los registros y el 46% de las morfoespecies (Cuadro 4). En Araneae, Diptera, Heteroptera, Hymenoptera, Opiliones y Orthoptera alrededor del 50% de las morfoespecies tuvieron un sólo ejemplar; esta cifra fue mayor en colémbolos y lepidópteros y menor en los homópteros y coleópteros (Cuadro 4).

Cuadro 4. Morfoespecies de artrópodos con un sólo registro (singletons) y su porcentaje respectivo colectados entre marzo de 2008 y febrero de 2009.

Orden	Morfoespecies con un sólo registro	Total morfoespecies	%
Hymenoptera	41	85	48
Diptera	27	53	50
Coleoptera	15	47	31
Araneae	13	25	52
Homoptera	7	23	30
Heteroptera	10	18	55
Lepidoptera	8	13	61
Orthoptera	6	12	50
Psocoptera	4	9	44
Thysanoptera	3	7	42
Collembola	4	5	80
Blattodea	0	3	0
Ephemeroptera	2	2	100
Opiliones	1	2	50
Trichoptera	0	2	0
Mantodea	1	1	100
Odonata	0	1	0
Solifugae	0	1	0
Total	143	309	46

Debido a la imposibilidad de identificar a todas las morfoespecies, en los seis órdenes más abundantes (Hymenoptera, Diptera, Coleoptera, Homoptera, Heteroptera y Araneae) se identificaron los ejemplares a nivel de familia con la ayuda de especialistas, obteniéndose un total de 81 familias. Se logró identificar a este nivel a 1504 individuos de 213 morfoespecies, lo que corresponde al 82% de los especímenes colectados y al 68% de las morfoespecies.

En los himenópteros, el grupo con mayor abundancia y número de especies, se registró también el mayor número de familias (24, Cuadro 5). Las familias Formicidae y Encyrtidae fueron las más diversas, con 11 y 12 morfoespecies respectivamente; sin

embargo la primera registró una gran abundancia (76% de los ejemplares de himenópteros), mientras que la segunda sólo contribuyó con el 3% de los individuos. Las familias Scelionidae y Diapriidae registraron una abundancia mayor (6.0 y 4.5%, respectivamente), pero su diversidad no fue particularmente alta (Cuadro 5).

El orden Diptera fue el segundo en importancia por su riqueza a nivel de familia (22, cifra muy similar a los himenópteros), y su abundancia fue también relativamente alta. Tres familias (Phoridae, Dolichopodidae y Mycetophilidae) representaron más del 60% del total de ejemplares, y las dos primeras fueron también las más diversas, con seis morfoespecies cada una.

En los coleópteros, en los que se registró un total de 14 familias, destacó por su riqueza Staphylinidae, con 10 morfoespecies (que corresponden al 17% del total), y su abundancia (27% de los individuos). Otras familias importantes por su número de morfoespecies y su abundancia relativa fueron Chrysomelidae, Coccinellidae, Curculionidae y Mordellidae (Cuadro 5).

En las arañas se registraron 11 familias, superando a los homópteros y heterópteros, que registraron una abundancia mayor. La familia Oxyopidae fue particularmente importante por su número de morfoespecies y su abundancia, seguida por Anyphaenidae. La mayor parte de las familias registraron una o dos morfoespecies.

Los homópteros y los heterópteros presentaron cinco familias cada uno, pero la abundancia de los homópteros fue mucho mayor que la de los heterópteros, pues en los primeros se registraron 324 individuos y en los segundos sólo 40. La familia más importante de los homópteros fue Cicadellidae, con el mayor número de morfoespecies y el 90% de los individuos (Cuadro 5). Esta fue la segunda familia más abundante (considerando todos los órdenes estudiados) después de Formicidae. En los heterópteros destacó la familia Lygaeidae, con el 60% de las morfoespecies (9) y una alta abundancia; ésta y la familia Tingidae comprenden el 80% de los ejemplares del orden.

Cuadro 5. Número de morfoespecies y abundancia de las familias identificadas de los seis órdenes de artrópodos más importantes de la ERT colectados entre marzo de 2008 y febrero de 2009. Se indica el tipo de vegetación en donde se encontraron: BQ – bosque de Quercus, SBC – selva baja caducifolia, P –pastizal.

Taxón	Riqueza específica	Abundancia	Tipo de vegetación
Orden: Hymenoptera 1			
Agaonidae*	1	1	SBC
Ampolicidae	1	4	BQ, SBC, P
Apidae	1	5	BQ, SBC, P
Argidae*	1	2	SBC
Bethylidae	3	12	BQ, SBC, P
Brachonidae	5	8	BQ,SBC
Ceraphronidae	3	5	BQ, SBC, P
Crabronidae	2	4	BQ, SBC, P
Diapriidae	4	34	BQ, SBC, P
Encyrtidae	12	22	BQ, SBC, P
Eulophidae	3	6	BQ,SBC
Eupelmidae	2	2	BQ, P
Euritomidae*	1	1	SBC
Evanidae*	1	1	SBC
Formicidae	11	583	BQ, SBC, P
Halictidae	2	4	SBC, P
Ichneumonidae	3	6	BQ, SBC
Megaspilidae*	1	1	BQ
Mymaridae	4	6	BQ, SBC
Perilampidae*	1	1	P
Pteromalidae	3	4	BQ, SBC
Scelionidae	5	45	BQ, SBC, P
Trichogrammatidae	1	2	BQ, SBC
Vespididae*	2	2	SBC
Total 24	73	761	
Orden: Diptera			
Asilidae	2	4	BQ, SBC
Aulacigastridae*	1	2	BQ
Cecidomyiidae	1	13	SBC, P
Ceratopogonidae	2	3	BQ, SBC
Chironomidae	4	12	BQ, SBC, P
Chloropidae	3	7	BQ, SBC, P
Dolichopodidae	6	52	BQ, SBC, P
Drosophilidae*	3	5	SBC
Empidae*	1	1	SBC
Muscilidae	1	2	BQ, P
Mycetophilidae	4	49	BQ, SBC, P
Otitidae*	1	1	BQ
Phoridae	6	62	BQ, SBC, P
Pipunculidae	1	7	BQ, SBC
Sarcophagidae	1	6	BQ, SBC, P
Sciaridae	1	6	BQ, SBC
Sepsidae	2	2	BQ, P

Simuliidae*	1	1	SBC
Syrphidae	1	6	BQ, SBC, P
Tachinidae	4	8	BQ, SBC, P
Tethinidae	1	8	BQ, SBC, P
Tipulidae*	1	9	BQ
Total 22	48	266	
Orden: Coleoptera			
Brentidae	1	7	BQ, SBC, P
Bruchidae	2	6	BQ, SBC, P
Carabidae	1	10	BQ, SBC, P
Chrysomelidae	7	11	BQ, SBC, P
Coccinellidae	4	4	BQ, SBC, P
Curculionidae	2	7	BQ, SBC
Erotilidae*	1	1	BQ
Meloidea*	1	1	SBC
Melolonthidae	1	4	SBC, P
Melyridae	1	4	SBC, P
Mordellidae	3	6	BQ, SBC, P
Nitiduridae*	1	2	BQ
Scarabidae	2	2	BQ, SBC
Staphylinidae	10	13	BQ, SBC, P
Total 14	37	78	
Orden: Homoptera			
Aphididae	2	4	BQ, SBC, P
Cercopidae	4	4	BQ, SBC
Cicadellidae	8	297	BQ, SBC, P
Fulgoridae	4	13	BQ, SBC, P
Membracidae	4	6	BQ, SBC, P
Total 5	22	324	
Orden: Heteroptera			
Alydidae*	1	1	SBC
Anthocoridae*	1	1	SBC
Lygaeidae	9	14	BQ, SBC, P
Pentatomidae	2	6	BQ, SBC, P
Tingidae	2	18	SBC, P
Total 5	15	40	
Orden: Araneae			
Anyphaenidae	2	5	BQ, SBC, P
Araneidae	1	1	SBC
Corinnidae*	1	1	BQ
Gnaphosidae*	1	2	BQ
Linyphiidae	1	3	BQ, SBC
Lycosidae	1	2	BQ, P
Miturgidae*	1	2	SBC
Oxyopidae	5	12	SBC, P
Pisauridae	1	2	SBC, P
Salticidae*	2	2	SBC
Thomisidae	2	3	SBC, P
Total 11	18	35	

* Familias exclusivas de un tipo de vegetación. 1 Clasificación taxonómica en el Apéndice 1

En el cuadro 5 se muestra, además del número de morfoespecies por familia y su abundancia, el tipo de vegetación en donde se registraron. De las 81 familias registradas, 22 (27%) se encontraron sólo en un tipo de vegetación. Los valores de los índices de diversidad, dominancia y equitatividad calculados a nivel de familia se presentan en el Apéndice 3.

4.4 Comunidades de artrópodos por tipo de vegetación

La abundancia total fue muy similar en los tres tipos de vegetación, sin diferencias importantes respecto a un valor equitativo de 1/3: la menor abundancia proporcional correspondió al BQ con 29%, seguido por el P con 34% y la SBC con 36%. En términos de riqueza de especies las diferencias fueron un poco mayores, y se analizan a continuación.

La SBC fue, de los tres tipos de vegetación, el que registró la mayor riqueza específica, ya que en ella se encontraron 185 de las 309 morfoespecies registradas (~60%). Tanto el índice de Shannon (H' , calculado a partir de las morfoespecies) como el índice de Simpson como medida de diversidad ($1-D$) tuvieron los valores más altos en este tipo de vegetación (Cuadro 6). En cuanto al índice de Simpson (D), su valor fue el menor, indicando una baja dominancia, lo que se confirma con el valor de equitatividad (J) más alto de los tres tipos de vegetación. Esta menor dominancia contribuye a que la diversidad sea mayor.

En el BQ se encontraron 158 morfoespecies (~50% del total); el valor del índice de Shannon (H') fue ligeramente menor al de la SBC (Cuadro 7). La dominancia calculada con los índices de Simpson (D) y el de Berger-Parker fue ligeramente mayor a la registrada en la SBC y la equitatividad (J) menor.

En el pastizal se registró el menor número morfoespecies (135, ~40% del total) y la diversidad tuvo también los valores más bajos, tanto evaluada con el índice de Shannon (H') como con el de Simpson ($1-D$) (Cuadro 6). La dominancia de especies, tanto evaluada con D como con el índice de Berger-Parker, fue mucho mayor que en los dos tipos de vegetación boscosa, a lo que se asocia un valor de equitatividad menor.

Cuadro 6. Riqueza, diversidad, dominancia y equitatividad de artrópodos en tres tipos de vegetación en la ERT colectados entre marzo de 2008 y febrero de 2009. Los valores más altos se indican con negritas.

Tipo de Vegetación	Riqueza <i>S</i>	Abundancia <i>N</i>	Dominancia <i>D Simpson</i>	Diversidad <i>1-D</i>	Diversidad <i>H'</i>	Equitatividad <i>J'</i>	Dominancia <i>Berger-Parker</i>
BQ	158	528	0.0678	0.932	3.964	0.783	0.233
SBC	185	660	0.047	0.953	4.189	0.802	0.174
Pastizal	135	625	0.141	0.859	3.35	0.683	0.354

Los resultados de las pruebas de *t* con las que se compararon los índices de diversidad de Shannon mostraron diferencias significativas en la diversidad de las tres comunidades de artrópodos (Cuadro 7).

Cuadro 7. Resultados de las pruebas de *t* para comparar los índices de diversidad de Shannon de los tres tipos de vegetación presentes en la ERT colectados entre marzo de 2008 y febrero de 2009. BQ = Bosque de Quercus, SBC = Selva Baja Caducifolia y P = Pastizal.

	<i>t</i>	g. l.	<i>P</i>
BQ – SBC	-2.321	1099.7	0.0205
BQ – P	7.703	1206.6	2.77 E-16
SBC – P	5.075	1152.3	4.516E-09

En los tres tipos de vegetación el orden con mayor número de morfoespecies fue Hymenoptera, seguido por Diptera (Figura 6). Sin embargo, la abundancia de los homópteros fue superior a la de los dípteros (particularmente en el pastizal, Cuadro 8). Los homópteros presentaron una gran abundancia pero un menor número de especies que los coleópteros (en los tres tipos de vegetación).

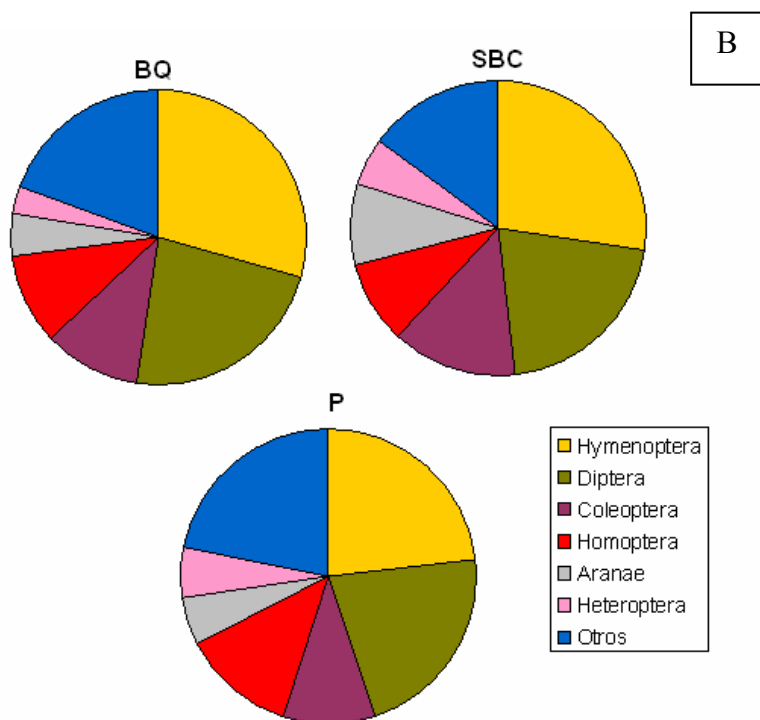
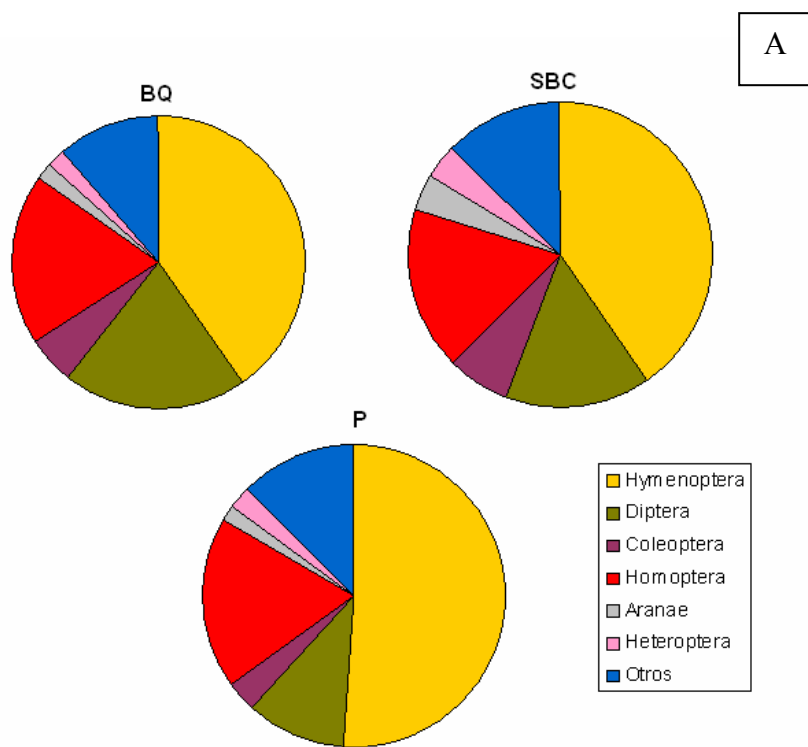


Figura 6. A. Abundancia proporcional de cada orden y, B. Proporción de morfoespecies de cada orden. Registradas en los tres tipos de vegetación de la ERT: BQ- bosque de *Quercus*, SBC- selva baja caducifolia, P- pastizal y recolectados entre marzo de 2008 y febrero de 2009. (Otros: Collembola (clase), Thysanoptera, Lepidoptera, Orthoptera, Psocoptera, Blattodea, Opilion, Trichoptera, Solifugae, Ephemeroptera, Mantodea, Odonota).

Aunque todos los órdenes se presentaron en los tres tipos de vegetación, destacan algunas particularidades:

1) En el pastizal los himenópteros tuvieron una mayor abundancia relativa que en los otros tipos de vegetación (40% vs 33 y 27% en SBC y BQ, respectivamente, Figura 6A). En él se registraron dos morfoespecies de hormigas particularmente abundantes (la sp. 12, con 221 especímenes y la sp. 21, con 30). Sin embargo la riqueza de especies de himenópteros fue menor en el pastizal (26 morfoespecies excluyendo a Formicidae, Figura 6B) que en los otros tipos de vegetación, con un contraste notable entre este y la SBC (Cuadro 8). La riqueza de especies de hormigas fue similar en ambos tipos de vegetación.

2) Tanto el número de morfoespecies como la abundancia de los himenópteros y dípteros fueron muy similares en la SBC y el BQ, con valores más bajos en el pastizal (excepto por las hormigas; Cuadro 8).

3) La SBC destacó por su alta riqueza específica y por su abundancia de coleópteros, heterópteros y arañas (Figuras 6A y B, Cuadro 8). En total, en este tipo de vegetación se registró una riqueza de especies 37% mayor que en el pastizal, a pesar de que la abundancia total fue muy similar (5.6% mayor en la SBC).

4) Los homópteros registraron valores similares de riqueza específica y de abundancia en los tres tipos de vegetación, mientras que los lepidópteros registraron un mayor número de especies en el pastizal que en la vegetación boscosa (Cuadro 8).

Cuadro 8. Abundancia y riqueza específica de los grupos de artrópodos registrados en los tres principales tipos de vegetación en la ERT colectados entre marzo de 2008 y febrero de 2009. Para detalle de las unidades taxonómicas reconocibles revisar el Apéndice 4.

	Abundancia			Riqueza específica		
	BQ	SBC	P	BQ	SBC	P
Hymenoptera	77	82	56	38	42	26
Formicidae	136	184	263	9	7	7
Homoptera	100	116	114	14	14	13
Diptera	107	101	67	34	35	24
Coleoptera	28	43	21	18	28	16
Heteroptera	11	25	16	6	11	8
Collembola	11	26	11	3	5	4
Araneae	9	25	10	8	17	9
Thysanoptera	9	9	23	7	3	3
Lepidoptera	15	10	9	5	4	9
Othoptera	8	16	8	5	6	4
Psocoptera	5	11	10	4	6	6
Blattodea	5	5	3	3	2	1
Trichoptera	4	1	3	2	1	2
Solifugae	0	1	3	0	1	1
Efemeroptera	1	1	0	1	1	0
Mantodea	0	0	1	0	0	1
Odonota	1	0	0	1	0	0
Opilion	1	4	7	0	2	1
Total	528	660	625	158	185	135

No se registraron diferencias importantes entre los tipos de vegetación en el número de singletons; el intervalo de variación fue de 23 a 28% para los sitios con vegetación boscosa (SBC y BQ), mientras que en el pastizal esta cifra fue más baja en un sitio que en el otro (13 y 25% en P1 y P2 respectivamente).

Los patrones de distribución de las abundancias, ya sea evaluadas a nivel de órdenes, familias o morfoespecies, fueron muy similares en los tres tipos de vegetación, ya que la

abundancia decayó de manera similar, con una distribución parecida a una log-normal, comúnmente reportada en las comunidades naturales. Las gráficas correspondientes pueden encontrarse en el Anexo 1. En análisis de la diversidad, dominancia y equitatividad a nivel de familia por tipo de vegetación se presentan en el Anexo 3.

4.5 Asociaciones entre especies de artrópodos y vegetación

El criterio usado para establecer si existe una asociación entre una morfoespecie y un tipo de vegetación fue que la abundancia relativa de dicha especie en ese tipo de vegetación fuera $\geq 2/3$ (criterio similar al utilizado Chazdon *et al.*, 2011) (ver Métodos). Se encontraron nueve morfoespecies con un grado alto de asociación al bosque de *Quercus* (Cuadro 9). Entre ellas destacan cuatro morfoespecies del orden Diptera, sobre todo la morfoespecie 28 (Tipulidae), por su abundancia, seguida por dos morfoespecies de himenópteros. También fueron especies exclusivas de este tipo de un lepidóptero y un coleóptero.

Cuadro 9. Morfoespecies asociadas al bosque de *Quercus* en la ERT colectados entre marzo de 2008 y febrero de 2009 (en orden alfabético). Sólo se indica la familia cuando se pudo identificar.

Morfoespecie	Orden	Familia	Abundancia			Cociente de abundancia
			BQ	SBC	P	
35	Coleoptera	-	3	0	0	1
36	Diptera	Phoridae	4	0	1	0.80
10	Diptera	Pipunculidae	5	2	0	0.71
21	Diptera	Tethinidae	6	1	1	0.75
28	Diptera	Tipulidae	9	0	0	1
36	Hymenoptera	Diapriidae	3	0	0	1
77	Hymenoptera	Scelionidae	3	0	1	0.75
10	Lepidoptera	-	5	0	0	1
1	Trichoptera	-	4	1	1	0.66

El mayor número de morfoespecies exclusivas o con una fuerte asociación a un tipo de vegetación se encontró en la SBC (19; Cuadro 10). Destacan seis morfoespecies de Diptera (con tres de la familia Phoridae), cuatro morfoespecies de heterópteros y tres de

coleópteros con tres. Además, se encontraron dos morfoespecies de himenópteros (una especie parásita y una hormiga), una araña, un colémbolo, un tisanóptero y un ortóptero.

Cuadro 10. Morfoespecies asociadas a la selva baja caducifolia en la ERT colectados entre marzo de 2008 y febrero de 2009 (en orden alfabético). Sólo se indica la familia cuando se pudo identificar.

Morfoespecie	Orden	Familia	Abundancia			Cociente de abundancia
			BQ	SBC	P	
3	Araneae	Oxyopidae	0	4	0	1
2	Coleoptera	Carabidae	2	7	1	0.70
10	Coleoptera	Curculionidae	1	5	0	0.83
21	Coleoptera	Melyridae	0	3	1	0.75
2	Collembola	-	0	12	1	0.92
16	Diptera	Cecidomyiidae	0	9	4	0.69
25	Diptera	Chironomidae	0	3	0	1
35	Diptera	Phoridae	1	4	0	0.80
19	Diptera	Phoridae	1	3	0	0.75
9	Diptera	Phoridae	4	12	2	0.67
52	Diptera	-	0	3	0	1
7	Heteroptera	Lygaeidae	0	3	0	1
5	Heteroptera	Pentatomidae	0	4	1	0.80
12	Heteroptera	Tingidae	0	10	1	0.90
8	Heteroptera	-	2	7	0	0.78
23	Hymenoptera	Eulophidae	0	4	0	1
22	Hymenoptera	Formicidae	1	15	1	0.88
1	Orthoptera	-	2	9	2	0.69
5	Thysanoptera	-	1	6	0	0.85

Se encontraron 11 morfoespecies asociadas al pastizal; entre las que destacaron cuatro de Hymenoptera (dos de ellas de la familia Bethyilidae) (Cuadro 11). Una hormiga (la morfoespecie 13) presentó la mayor abundancia registrada en este estudio (221 ejemplares), aunque también fue medianamente abundante en la selva baja y se registró

en el bosque de *Quercus*. También sobresalieron tres morfoespecies de tisanópteros y una morfoespecie de díptero (16), esta última con una asociación relativamente débil.

Cuadro 11. Morfoespecies asociadas al pastizal en la ERT colectados entre marzo de 2008 y febrero de 2009 (en orden alfabético). Sólo se indica la familia cuando se pudo identificar.

Morfoespecie	Orden	Familia	Abundancia			Cociente de abundancia
			BQ	SBC	P	
13	Diptera	Dolichopodidae	0	4	8	0.67
18	Heteroptera	Tingidae	0	2	5	0.71
20	Hymenoptera	Bethylidae	0	1	5	0.83
4	Hymenoptera	Bethylidae	0	1	4	0.80
63	Hymenoptera	Encyrtidae	0	1	6	0.86
13	Hymenoptera	Formicidae	2	32	221	0.87
20	Homoptera	Membracidae	0	0	3	1
6	Orthoptera	-	0	0	4	1
4	Thysanoptera	-	1	0	7	0.88
2	Thysanoptera	-	1	1	5	0.71
1	Thysanoptera	-	3	2	11	0.69

Se encontraron además 15 morfoespecies asociadas exclusivamente a la vegetación arbórea, es decir presentes sólo en el BQ y la SBC, pero no en el P (Cuadro 12). Entre ellas destacan cinco morfoespecies del orden Hymenoptera con cinco morfoespecies y cuatro de dípteros con cuatro. Hubo también dos especies de cucarachas, un coleóptero, un heteróptero y una araña. Sin embargo, nueve de estas morfoespecies sólo contaron con tres ejemplares en total, lo que indica que es necesario reunir mayor evidencia para sustentar la posible asociación. Considerando una abundancia ≥ 6 individuos, se encontraron dos morfoespecies de himenópteros (18 y 41), un homóptero y un díptero como indicadores de vegetación arbórea relativamente confiables.

Cuadro 12. Morfoespecies asociadas exclusivamente a la vegetación arbórea de la ERT (Bosque de *Quercus* y Selva Baja Caducifolia) colectados entre marzo de 2008 y febrero de 2009. Sólo se indica la familia cuando se pudo identificar.

Morfoespecie	Orden	Familia	Abundancia SBC+BQ
12	Aranae	Linyphiidae	3
3	Blattodea	-	5
1	Blattodea	-	4
19	Coleoptera	Mordellidae	3
3	Diptera	Asilidae	3
33	Diptera	Mycetophilidae	3
48	Diptera	Sciaridae	6
37	Diptera	-	3
13	Heteroptera	Lygaeidae	3
1	Homoptera	Cicadellidae	6
10	Hymenoptera	Crabronidae	3
18	Hymenoptera	Diapriidae	15
41	Hymenoptera	Formicidae	9
27	Hymenoptera	Ichneumonidae	3
28	Hymenoptera	-	3

4.6 Especies compartidas y recambio de especies

Los dos sitios de selva baja (SBC 1 y SBC 2) compartieron casi el 50% de las morfoespecies. Los dos sitios de pastizal y los dos de bosque de *Quercus* compartieron alrededor del 30% de las especies, y sus valores de similitud se encuentran entre los más bajos registrados. Los valores más bajos se presentaron entre los dos sitios de pastizal y el BQ 1 (Cuadro 13), y los dos sitios de bosque de *Quercus* fueron más similares a los de SBC que entre sí. Un patrón similar se presentó entre los sitios de pastizal y la SBC, destacando la alta similitud entre P 2 y SBC 2 (Cuadro 13).

Cuadro 13. Valores del coeficiente de similitud de Sørensen entre los sitios de muestreo de la ERT. Datos de los especímenes colectados entre marzo de 2008 y febrero de 2009. Se muestran en negritas los valores más altos y en itálicas los valores más bajos.

	BQ1	BQ2	SBC1	SBC2	P1
BQ2	0.29	-	-	-	-
SBC1	0.38	0.39	-	-	-
SBC2	0.37	0.37	0.48	-	-
P1	<i>0.24</i>	0.32	0.34	0.35	-
P2	<i>0.23</i>	0.31	0.37	0.43	0.30

4.7 Similitud de las comunidades de artrópodos

El análisis de conglomerados o cluster elaborado con los datos de la abundancia total de artrópodos, agrupó a los dos sitios de selva baja (SBC 1 y SBC 2) y al BQ 2 con el P 2 (Figura 7A). Estos dos grupos se unen secundariamente con BQ 1. El sitio más distinto a los demás fue P1, que se mantuvo como un grupo independiente. Destaca el hecho de que este dendograma (que incluye los datos de todos los meses) es parecido al que se obtiene si se usan solamente los datos de los meses de la temporada seca (Figura 7B).

Con el objeto de eliminar el efecto que pudiera tener en la formación de grupos la alta abundancia de la familia Formicidae (que aportó 583 ejemplares y 11 morfoespecies y por tanto podría producir un sesgo en los análisis), se elaboró un dendograma en el que se excluyó a esta familia (Figura 8A). En él se observa que los grupos más cercanos entre sí no corresponden al mismo tipo de vegetación. Los dos sitios con pastos son más cercanos, uno a un bosque de Quercus (BQ 2) y el otro se une a un grupo conformado por los anteriores y la SBC2. Destaca que los dos sitios de SBC no se unen en un grupo y que ya no se presenta la gran distancia que separó al pastizal en los dendogramas anteriores. En la Figura 8B se muestra el dendograma elaborado sólo con los datos de abundancia de la familia Formicidae, que muestra un patrón de agrupamiento de los sitios igual al que se obtuvo al considerar la abundancia de todos los grupos de artrópodos (Figura 7A).

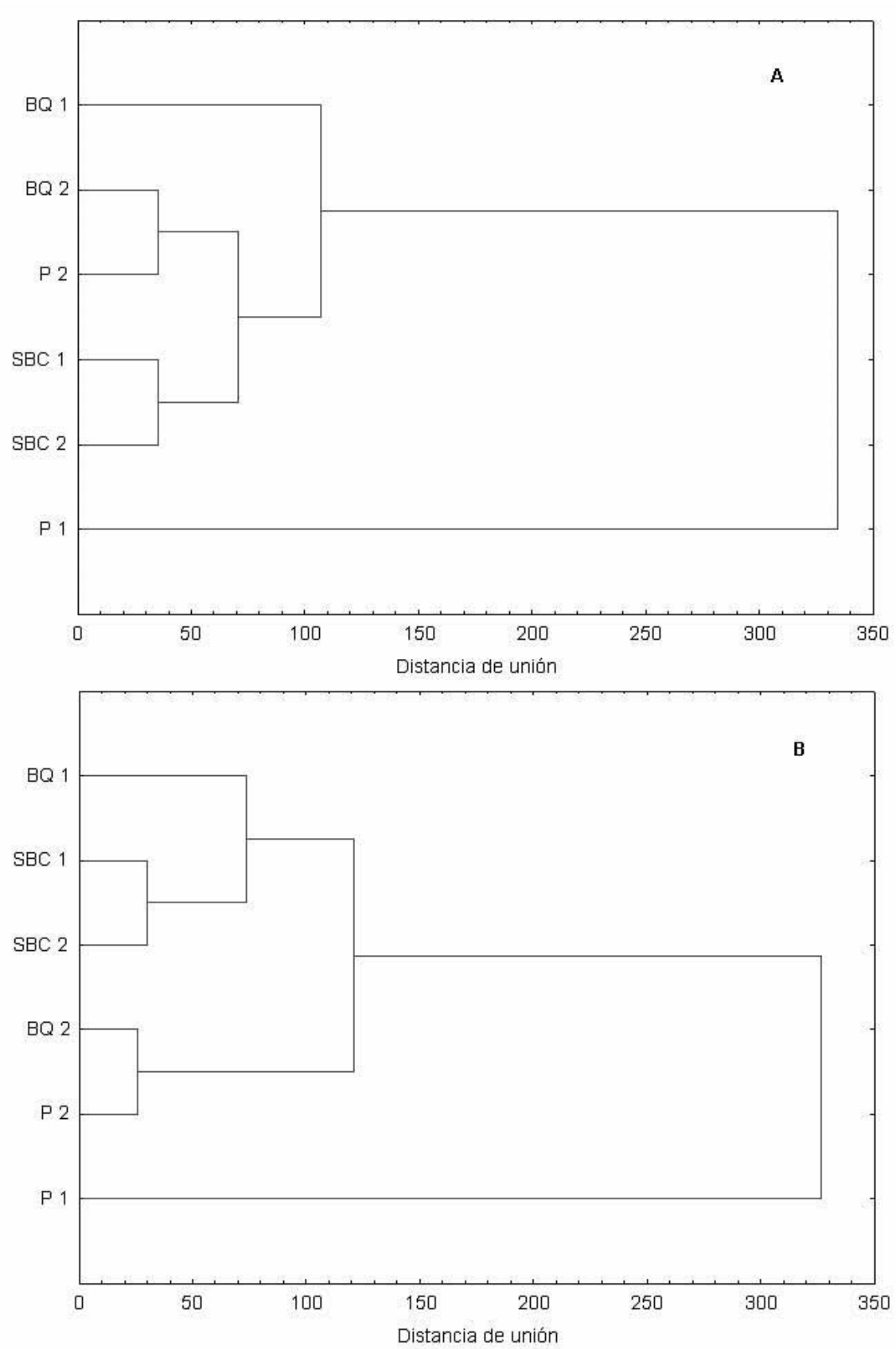


Figura 7. Dendrogramas de los sitios de muestreo de la ERT realizados con los datos de abundancia de morfoespecies y usando el método de Ward con distancias euclidianas. A) Todas las muestras, B) Sólo las muestras de la temporada seca.

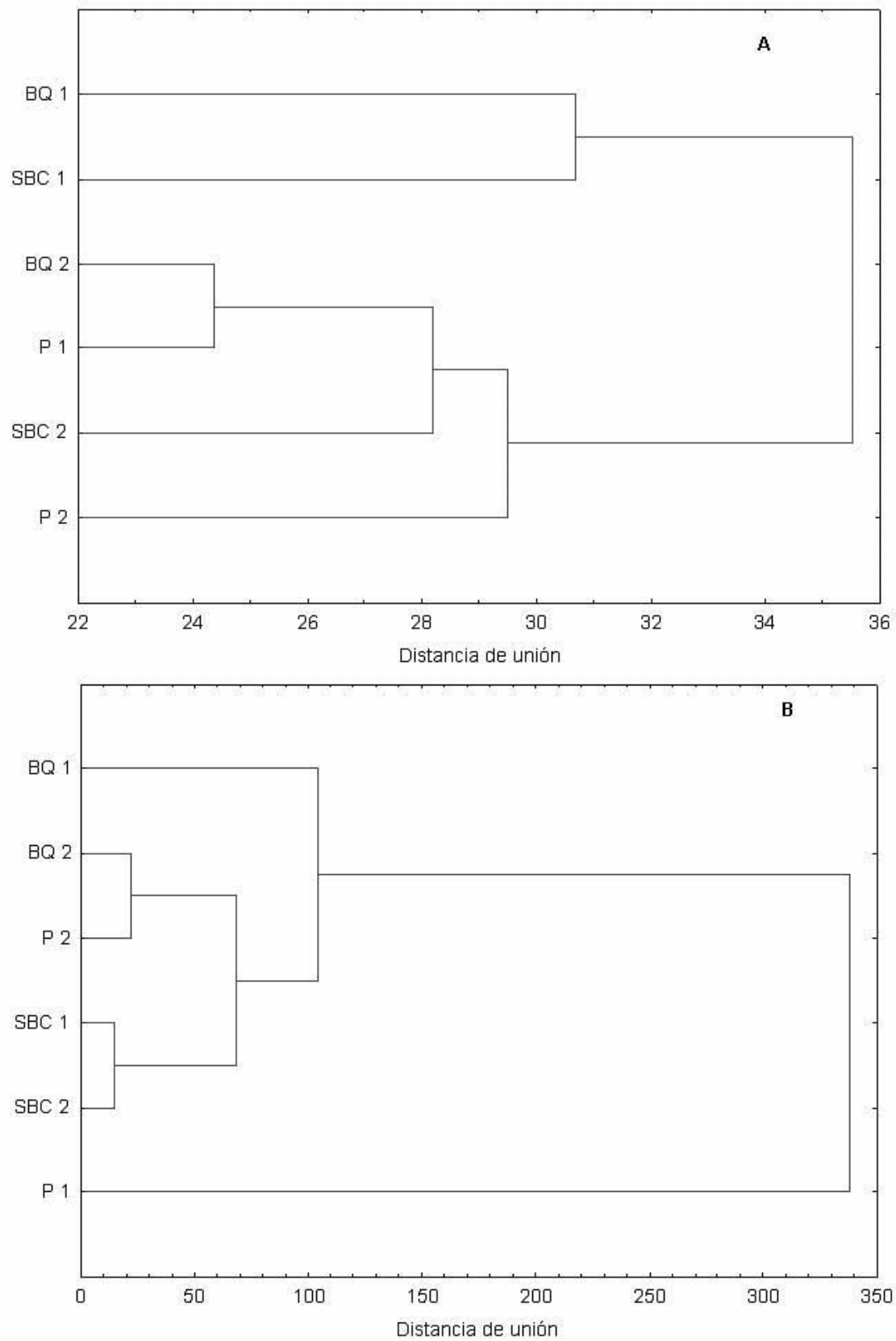


Figura 8. Dendrogramas de los sitios de muestreo de la ERT realizados con datos de abundancia de las morfoespecies. A) Excluyendo a la familia Formicidae. B) Sólo Formicidae.

Debido a que el dendrograma de la Figura 7B parece indicar que el efecto de la estacionalidad es importante en el agrupamiento de los sitios de muestreo, se realizaron otros análisis de agrupamiento considerando como grupos distintos a las muestras de la temporada húmeda y las de la temporada seca de cada sitio. En la Figura 10 se muestra el dendrograma obtenido con los datos de presencia/ausencia de especies, y en la 10A el que se obtiene considerando las abundancias de las morfoespecies. También se realizó un análisis en el que se excluyeron los datos de la familia Formcidae, para evitar el sesgo que representa su alta abundancia relativa (Figura 10B).

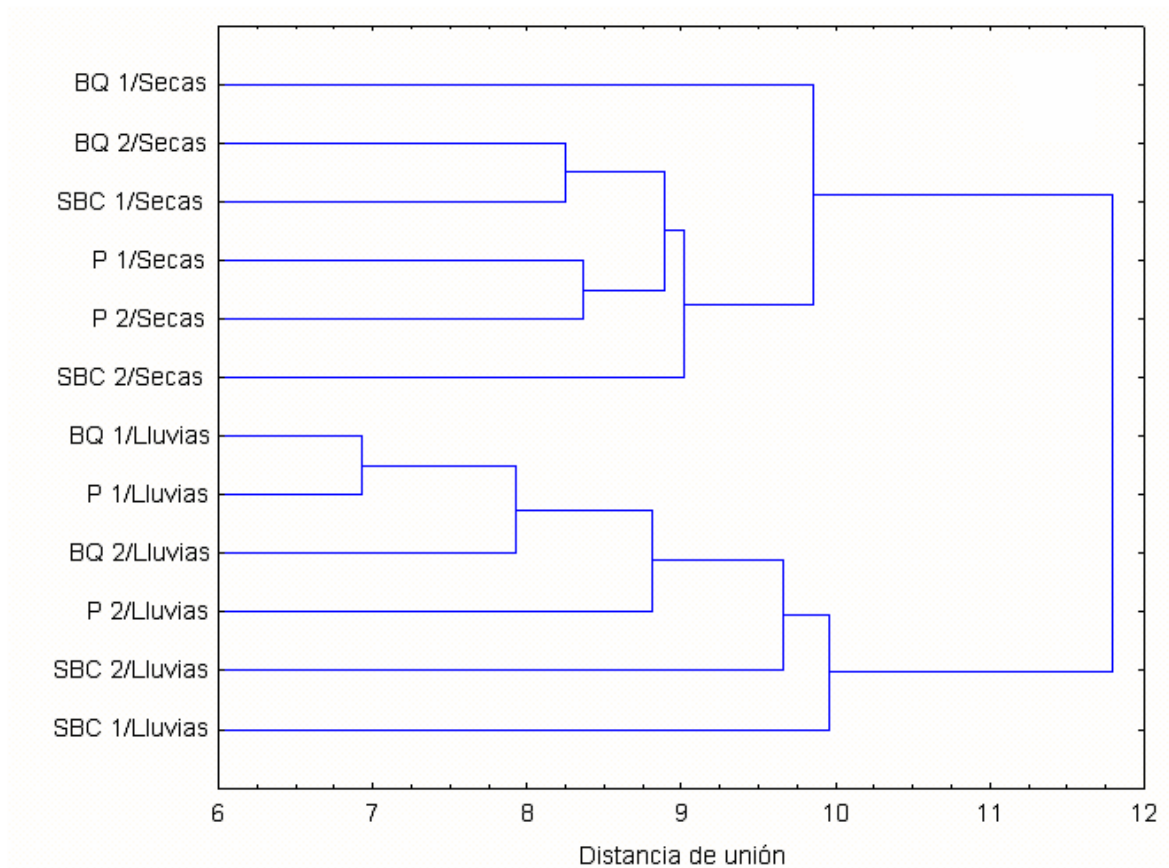


Figura 9. Dendrograma de los sitios de muestreo de la ERT elaborado con los datos de presencia/ausencia y usando el método de Ward con distancias euclidianas. Se incluyen las muestras de la temporada seca y de lluvias de cada sitio por separado.

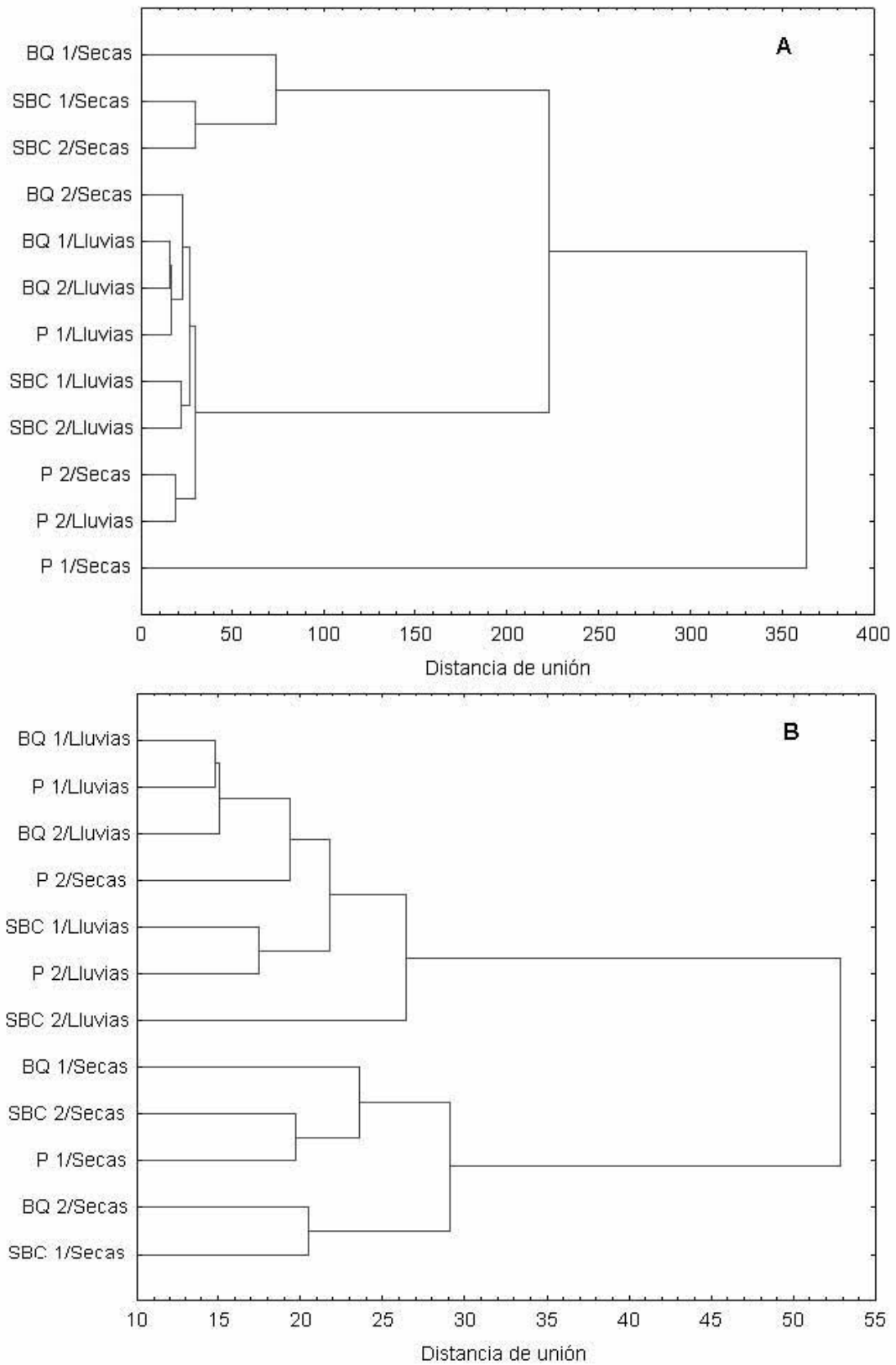


Figura 10. Dendrogramas de los sitios de muestreo de la ERT elaborados usando el método de Ward con distancias euclidianas y considerando las muestras de la temporada seca y de lluvias de cada sitio A) Con datos de abundancia de todas las morfoespecies B) Excluyendo a la familia Formicidae.

En el análisis realizado con los datos de presencia/ausencia de especies (Figura 9) se observan claramente dos grandes grupos, que corresponden a un patrón estacional. Este patrón estacional es semejante al que se obtiene al considerar la abundancia de las morfoespecies en lugar de la presencia/ ausencia de las mismas (Figura 10A), aunque el P 1 en la temporada seca se separa del resto de los grupos.

Cuando se excluye a la familia Formicidae (Figura 10B) nuevamente se forman dos grupos bien delimitados por la estacionalidad; ya que sólo un sitio correspondiente a la temporada seca (P 2) se agrupó con todos los de la temporada de lluvias. La lejanía de P1 respecto a los otros grupos (presentes en las Figuras 7, 8B y 10A) desaparece y su cercanía a otro sitio depende de la estación (Figura 12B).

Finalmente, se exploró si al usar los datos de los principales órdenes por separado se encontraba algún patrón asociado a los tipos de vegetación, pero sólo se presentó en los dípteros, en los cuales los dos sitios de Bosque de Quercus (BQ 1 y BQ 2) se agruparon cercanamente, formando un grupo separado del resto. En el resto de los órdenes no se encontraron patrones consistentes.

5. Discusión

5.1 Métodos

El tipo de trampas usadas en el presente trabajo son usadas con buenos resultados para capturar insectos voladores, en especial de los órdenes Hymenoptera y Diptera. Sin embargo, desde los primeros muestreos obtenidos en este trabajo fue evidente que la diversidad de artrópodos presentes en las trampas era bastante grande, por lo que se decidió no prescindir de esta información e incluir en el análisis a todos los artrópodos colectados. Es probable que el tipo de trampa empleada presente un sesgo hacia la atracción de algunos grupos insectos voladores (himenópteros, homópteros, dípteros, coleópteros y heterópteros), así como hacia la captura de algunos grupos no alados (arañas, hormigas, colémbolos, etc.), debido a que se colocaron al ras del suelo. Por el contrario, no son trampas adecuadas grupos como los lepidópteros. A pesar de lo anterior, los resultados obtenidos son alentadores y representan un buen punto de inicio. Para completar el inventario de los artrópodos de la ERT será necesario utilizar otros métodos dirigidos a diferentes estratos o ambientes (Disney *et al.*, 1982; Noyes, 1989; Dias *et al.*, 2006).

Entre las ventajas del método empleado destaca que es estandarizado y las muestras son comparables cuantitativamente, ya que se aplica simultáneamente e incorpora un mismo esfuerzo de muestreo (Williams, 2011). Además, permitió coleccionar una amplia variedad de artrópodos en distintos ambientes a lo largo de un año. Los resultados obtenidos nos permitieron elaborar una “línea base” para monitorear los cambios que se produzcan a futuro en las comunidades de artrópodos como resultado de la restauración de los terrenos de la ERT. Asimismo, nos permitieron analizar qué tan diferente es la artropofauna presente en la vegetación boscosa remanente de la que se encuentra en el pastizal.

5.2 Riqueza y abundancia de especies

Los himenópteros y los homópteros fueron los órdenes más abundantes. La gran abundancia de estos dos grupos se debió a las familias Formicidae (Hymenoptera) y Cicadellidae (Homoptera), las cuales en conjunto contribuyeron con el 49% de la abundancia total. Si se excluye a estas dos familias, el orden con mayor abundancia fue Diptera (Cuadro 2). Este resultado era de esperarse, ya que el tipo de trampa empleado

normalmente se usa para atraer a los himenópteros y es adecuada para los dípteros y homópteros.

Es de notarse que las dos familias de himenópteros que tuvieron un mayor número de morfoespecies (Formicidae y Encyrtidae) no tienen hábitos de polinización. Los encértidos, que son parasitoides, fueron bastante ricos en especies pero su abundancia fue de tan sólo 3%, debido a que muchas especies (7 de 12) tuvieron un sólo registro.

La comparación de los resultados obtenidos en este estudio con los datos de diversidad de artrópodos registrados en la estación biológica de Chamela (EBCH) resulta relevante, porque probablemente este es el sitio de selva baja caducifolia mejor estudiado en México, en el que se han realizado investigaciones de manera sistemática durante los últimos 25 años. Sin embargo, también debe hacerse con reservas, ya que en Chamela se han realizado muchos estudios a lo largo de varios años empleando una diversidad de técnicas de muestreo, por lo que de entrada hay grandes diferencias debidas a las diferencias en los esfuerzos de muestreo y el grado de conservación del ecosistema. Sin embargo, Chamela es hasta ahora un referente ineludible de estudios del trópico seco en México.

En Chamela se han registrado 1877 especies de artrópodos, entre los cuales hay 15 órdenes de insectos en 121 familias y 969 géneros (Pescador-Rubio *et al.*, 2002). En el cuadro 15 se muestran el número de familias y de especies registradas en Chamela y en este estudio. Esta comparación sin embargo destacan los siguientes puntos:

a) En Chamela los coleópteros son el grupo que registra la mayor riqueza de especies (739), y este grupo también está bien representado en la ERT (47 morfoespecies), pero la riqueza específica registrada en la estación es menor que la de los himenópteros, lo que muy probablemente se debe a que las trampas utilizadas son más adecuadas para estos últimos. Debido a que a escala mundial la diversidad de coleópteros es mucho más alta que la de himenópteros (Zaragoza *et al.*, 2010), es de esperarse que en futuros estudios se incremente la riqueza de especies de coleópteros registrados en la ERT. Destaca que el número de familias de este orden es igual en Chamela y la ERT.

b) Aunque el número de especies de himenópteros es mucho mayor en Chamela (257; Rodríguez-Palafox y Corona, 2002) que en la ERT (85), destaca el alto número de familias registradas en la estación en tan sólo 12 meses de muestreo (24 con respecto a las 10 de Chamela). Es probable que los trabajos en Chamela se hayan dirigido a ciertas familias en particular. Los dípteros, hemípteros y homópteros no han sido trabajados sistemáticamente en Chamela (Pescador-Rubio *et al.*, 2002), pero dado el grado de conservación y la extensión de esta área protegida, es de esperarse que la diversidad de estos grupos sea alta. Zaragoza *et al.* (2010) reportan un alto número de especies de una familia de dípteros (Syrphidae) tanto en Chamela (86) como en la Sierra de Huautla (Morelos) (137), así como en otras dos localidades del trópico seco. Sin embargo, en la ERT sólo se registró una morfoespecie de esta familia.

d) En los hemípteros y los homópteros se registraron más familias y morfoespecies en la ERT (18 y 23 morfoespecies respectivamente) que los reportados para Chamela (7 y 1 respectivamente, Pescador-Rubio *et al.*, 2002), probablemente porque faltan estudios de estos grupos en Chamela.

Por otro lado, en un estudio realizado en el pantanal tropical en Brasil (Dias *et al.*, 2006) con trampas pitfall (al ras del suelo) se registró una abundancia de artrópodos dos veces mayor que en la ERT (3635 vs 1813 individuos respectivamente), sin embargo la riqueza de especies fue mayor en la ERT (214 vs 309 morfoespecies). Aunque los resultados de este y otros trabajos no son estrictamente comparables por las diferencias en el tipo de trampas empleadas y en el esfuerzo de muestreo, en conjunto, los datos muestran que, a pesar del deterioro presente en la ERT (debido al sobrepastoreo y a los incendios frecuentes), y a que el área que comprende es muy pequeña, la diversidad de artrópodos registrada es relativamente alta y aun puede incrementarse en futuros estudios.

5.3 Fenología

La abundancia relativa de la mayor parte de los grupos fue más alta en la temporada de seca. El grupo con mayor abundancia relativa fue la familia Formicidae, con más del 90% de los individuos registrados en la época seca. Esto puede deberse a que uno de los factores que limita la distribución de este grupo son los niveles de insolación, ya que al aumentar la insolación la eficiencia del forrajeo se incrementa (Rojas, 1996). Durante la

temporada de lluvias, además, los suelos son inestables por la precipitación que se concentra en pocos meses. Sin embargo no puede descartarse la posibilidad de que durante la temporada seca el agua contenida en las trampas haya resultado más atractiva, por lo que diversos grupos de artrópodos pudieron acercaron a las trampas para acceder al líquido. Por ello este resultado debe ser verificado en futuros estudios que empleen otros métodos de muestreo. Cabe destacar que no sólo las hormigas, sino el resto de las familias de himenópteros también tuvieron mayor abundancia relativa en la temporada seca, lo que coincide con los resultados de un estudio similar en la sierra de Huautla, Morelos, en donde se recolectó el 70% de los himenópteros en la época seca (Zaragoza *et al.*, 2010)

En el caso de los homópteros la abundancia fue mayor en la temporada seca, mientras que en Huautla fueron más abundantes en la de lluvias; dado que este grupo es en su mayoría herbívoro (Zaragoza *et al.*, 2010), los resultados de nuestro muestreo no son concluyentes. Lo mismo sucede para los lepidópteros, que en este estudio fueron más abundantes y diversos en la temporada seca, pero otros estudios realizados en ambientes similares del estado de Morelos han reportado más ejemplares y especies en la temporada lluviosa (Luna-Reyes *et al.*, 2010). Las arañas, que en este estudio presentaron similar riqueza de especies y abundancia en ambas temporadas (Figura 6), son más abundantes en la temporada de lluvias, cuando también se incrementa el número de presas. En conjunto, estos resultados podrían reflejar la mayor atracción de estos grupos hacia las trampas con agua en la temporada seca, aunque deben realizarse más estudios para concluir al respecto.

Los coleópteros presentaron mayor abundancia (y riqueza de especies) en la temporada de lluvias. Se ha encontrado un patrón similar para este grupo en un estudio realizado en un bosque templado en Japón (Leksono *et al.*, 2005) y en coleópteros nocturnos de la familia Staphylinidae en Huautla (Jiménez-Sánchez *et al.*, 2009). En los ortópteros se registró mayor diversidad de especies, pero no una mayor abundancia, en la temporada de lluvias. Los dípteros y los heterópteros, al igual que en Huautla, tuvieron mayor abundancia en la temporada de lluvias, aunque las diferencias no son muy marcadas. Estos grupos presentan una amplia variedad de hábitos alimentarios, por lo que pueden explotar diferentes recursos en ambas épocas (Zaragoza *et al.*, 2010).

Durante la temporada seca es cuando hay más producción de hojarasca y, por lo tanto, se incrementa la abundancia de los grupos asociados a ésta, en especial tisanópteros y psocóperos; este patrón también se registró en Huautla (Zaragoza *et al.*, 2010).

En otros estudios realizados con diversos grupos de artrópodos se han registrado también cambios importantes en la abundancia y la diversidad asociados a la estacionalidad, especialmente cuando ésta es muy marcada. En bosques de Uganda se ha reportado un descenso en la abundancia relativa de los coleópteros en la temporada seca (Wagner, 2003), mientras que en un estudio de los colémbolos del dosel en Chamela, se reportó que la densidad disminuyó notablemente en la temporada seca, mientras que se incrementó en otros grupos de artrópodos no especificados (Palacios-Vargas y Castaño-Meneses 2003). Los autores comentan que durante la temporada seca muchos grupos de artrópodos migran verticalmente del suelo al dosel, en donde encuentran condiciones de temperatura y humedad más favorables. Para evaluar si esto ocurre en la ERT deberán emplearse otro tipo de trampas.

5.4 Diversidad

La diversidad total registrada fue alta, Magurran (2004) reporta que en comunidades biológicas el índice de Shannon raramente alcanza el valor de 5.0 (ln), por lo que el valor de 4.23 que se obtuvo en la ERT es importante, tomando en cuenta el esfuerzo de muestreo y el estado de conservación de la zona. El valor de este índice también muestra la gran importancia que tienen en este caso las especies raras, pues es sensible a éstas; cerca del 50% de las morfoespecies registradas en la ERT tuvieron un sólo registro.

El alto número de singletons es un fenómeno común en los muestreos de artrópodos de las comunidades tropicales; se ha reportado que en promedio constituyen el 32% de las especies muestreadas (Coddington *et al.*, 2009). La hipótesis que explica mejor este fenómeno es la del submuestreo, que causa un sesgo negativo sistemático de la riqueza de especies. El alto porcentaje obtenido de morfoespecies con un sólo registro en la ERT apoya la recomendación de dichos autores, quienes sostienen que se necesita una intensidad de muestreo drásticamente mayor en los inventarios de artrópodos tropicales para obtener estimaciones realistas de la riqueza de especies. Sin embargo, en este caso sólo se empleó un tipo de trampa, por lo que ciertos grupos que pueden ser más

abundantes (pero que no son atraídos por estas trampas, y por ello se colectaron accidentalmente) pueden verse mejor representados al usar otras técnicas de muestreo. Este estudio, sin embargo, constituye una primera aproximación importante para la evaluación de la riqueza de especies de la zona de estudio.

La especie más abundante (una hormiga) tuvo una abundancia proporcional del 15% y el valor del índice de dominancia de Simpson fue de 0.053, lo que indica que, a pesar de que las hormigas tuvieron una abundancia proporcional muy alta (comparada con el resto de los grupos), su dominancia no fue tan grande como para disminuir sensiblemente los valores de los índices de diversidad (Jørgensen *et al.*, 2010). Sin embargo, si puede constituir un sesgo en la formación de los grupos, como se observó claramente en los dendogramas obtenidos, como se muestra claramente al comparar las Figuras 10A y B, y al excluir el efecto de la abundancia relativa (i.e., con los datos de presencia/ausencia, Figura 10).

Debido a que gran parte del área de la ERT está cubierta por pastizal, esperábamos que la diversidad total fuera baja, ya que se ha reportado un impacto negativo de la ganadería en varias especies de artrópodos (Majer *et al.*, 2002; Pik *et al.*, 2002; Dias *et al.*, 2006), así como reducciones significativas en la riqueza específica de artrópodos asociados al dosel de bosques de *Quercus* debido a la fragmentación y el disturbio (Tovar-Sánchez *et al.*, 2003). Sin embargo, es probable que la heterogeneidad del área de estudio, que comprende tanto parches remanentes de bosque como pastizales, contribuya a mantener una alta diversidad global. Se ha reportado que la diversidad de artrópodos se correlaciona con la diversidad de especies vegetales (Siemann *et al.*, 1998), y en conjunto el número de especies que se presentan en los tres tipos de vegetación muestreados es relativamente alta, y la mayoría de los artrópodos colectados presentan movilidad, por lo que probablemente pueden usar una variedad de hábitats y recursos. Se ha encontrado también que los bordes de un sitio con vegetación presentan mayor número de especies de artrópodos que el interior, gracias a la variedad de micro-hábitats que proporcionan (Dias *et al.*, 2006).

5.5 Riqueza de familias y grupos tróficos

Cinco de los seis órdenes más importantes (por su riqueza y abundancia) encontrados en este estudio (Hymenoptera, Diptera, Coleptera, Homoptera y Heteroptera) están documentados como los de mayor riqueza de especies a nivel mundial (Gullan y Craston, 2005). Los lepidópteros, aunque también son muy diversos, no fueron abundantes en este caso, y fueron superados por las arañas, lo que muy probablemente se debe al tipo de trampas empleadas.

El orden con mayor número de familias fue Hymenoptera (24). En México se conocen 5145 especies y en el estado de Morelos 363 (Llorente *et al.*, 1996). Comparando el número de especies registradas en el estado con las registradas en la ERT (85) y tomando en cuenta el tamaño de la zona muestreada y la intensidad de muestreo, este sitio reviste interés por la diversidad de himenópteros que alberga. Dentro de Hymenoptera hay dos subórdenes Apocrita y Symphyta, este último es donde se encuentran los miembros más primitivos, por otro lado los apócritos están conformados por dos grandes infraórdenes, Aculeata (avispas, abejas y hormiga, entre otras) y Parasítica (la mayoría parásitos de otros insectos (LaSalle y Gauld, 1991)). De Apocrita y Symphyta, el mejor representado fue Apocrita (con 24 familias), ya que en Symphyta sólo se registró una familia y una especie.

En Apocrita Parasítica se encontraron 16 familias (en seis superfamilias), mientras que en Apocrita Aculeata ocho (cuatro superfamilias). Estos resultados son similares a los encontrados en un estudio sobre diversidad de Encyrtidae y otras familias de Hymenoptera en un Bosque Tropical Caducifolio en Huatulco (Rodríguez-Vélez *et al.*, 2009), a pesar de que en dicho estudio se utilizaron trampas Malaise, que son más efectivas para capturar microhimenópteros y artrópodos voladores y el esfuerzo de muestreo fue mayor (5 días por mes durante un año). En Huatulco se registraron 46 familias, casi el doble que en la ERT, pero el número de superfamilias es muy similar (11 en Huatulco y 10 en la ERT). Todas las familias presentes en la ERT se comparten con las de Huatulco, con la única excepción de Agaonidae, que sólo se presentó en la ERT.

Otras similitudes son que la familia Formicidae fue la más abundante en ambos estudios (583 y 653 ejemplares en la ERT y Huatulco respectivamente); la abundancia y

diversidad de la familia Encyrtidae fue muy similar, con 17 especies en Huatulco y 11 en la ERT y 22 especímenes en ambos sitios (Rodríguez-Vélez *et al.*, 2009). Estas similitudes parecen indicar que, a pesar del disturbio crónico que ha sufrido la ERT desde hace varios siglos (Alavéz, 2010), aún mantiene elementos importantes y característicos de la artropofauna de un bosque tropical seco conservado (Dennis *et al.*, 2005).

La gran abundancia de Formicidae en ambos estudios puede deberse a la amplia distribución geográfica de las hormigas y a sus hábitos altamente gregarios y sociales, por lo que es raro encontrar individuos aislados (Rojas, 1996). En México se tienen registradas 501 especies y en Morelos 47, 10 de las cuales son endémicas (Rojas, 1996). Considerando el área y la intensidad de muestreo de este estudio, las 11 morfoespecies que se registraron en la ERT representan una riqueza importante.

En el suborden Apocrita (Aculeata) la superfamilia Apoidea (Apiformes y Spheciformes) registró cuatro familias y 17 individuos (Cuadro 5 y Apéndice I). Esta superfamilia es una de las más estudiadas en México (con 1800 especies descritas), y contiene muchas especies polinizadoras. En Morelos se reconocen 213 especies, por lo que se encuentra entre los 10 estados con mayor diversidad (Ayala *et al.*, 1996). Sin embargo en la ERT sólo se registró una especie de Apidae (*Apis mellifera*), cifra muy baja tomando en cuenta que en Chamela se han registrado 238 especies de esta familia (Ayala, 2004), 110 en la sierra de Huautla, Morelos (Zaragoza *et al.*, 2010) y 29 en el Pedregal de San Ángel (Domínguez, 2009). En la familia Halictidae la diversidad fue también baja (dos especies vs 46 en Chamela; Ayala, 2004). Un patrón similar se presentó en las avispa (Vespidae), una familia bien estudiada con 346 especies en México, de las cuales se han registrado 85 en la sierra de Huautla (Zaragoza *et al.*, 2010), mientras que en la ERT sólo se encontraron dos morfoespecies. Es muy probable que en estos resultados influya el hecho de que en Chamela y Huautla se emplearon métodos diseñados específicamente para atrapar a estos organismos en diferentes microhabitats, mientras que en la ERT se usó un método completamente pasivo.

A pesar de lo anterior, es probable que estos grupos hayan sido afectados por la fragmentación de la vegetación y el deterioro asociado a la ganadería en la ERT. La baja diversidad y abundancia de Apoidea podría estar asociada con la predominancia de los

pastos en la zona de estudio (> 68% de su superficie, García-Flores, 2008); se ha mostrado que los polinizadores están afectados directa (reducción de su abundancia y riqueza de especies) e indirectamente (alteración de su comportamiento y patrones de vuelo) por la fragmentación del hábitat (Didham *et al.*, 1996). La baja densidad de polinizadores podría representar un obstáculo para la regeneración natural de las especies que requieren de este grupo para el desarrollo de frutos y semillas. Es recomendable registrar los cambios en la riqueza de especies de Apidae y Vespidae conforme avance la restauración ecológica de la zona de estudio, y completar el presente estudio con otros en los que se use un muestreo dirigido a estos grupos.

El grupo Apocrita (Parasítica) destaca por su gran diversidad en ecosistemas terrestres, ya que se conocen alrededor de 50,000 especies (LaSalle y Gauld, 1991), la mayoría de las cuales son parasitoides o depredadoras. Muchas especies tienen un rol importante en la regulación de los insectos fitófagos, proceso esencial en la restauración (LaSalle y Gauld, 1991; Didham *et al.*, 1996; Pik *et al.*, 2002). Sin embargo, a pesar de su importancia taxonómica y biológica es uno de los grupos menos conocidos y estudiados hasta la fecha (LaSalle y Gauld, 1991). El que se haya registrado un número tan alto de familias (16) y especies (50) en la ERT se relaciona con su gran diversidad en sitios tropicales, y con que el tipo de trampa utilizada favoreció su presencia; Noyes (1989) reportó una alta efectividad de las bandejas amarillas para capturar especímenes de las cuatro superfamilias parasíticas.

La superfamilia más importante de Apocrita Parasítica en la ERT fue Chalcidoidea (con 28 morfoespecies). Este grupo es muy diverso e incluye especies con hábitos fitófagos, pero la gran mayoría son parasitoides de insectos (La Salle *et al.*, 1991). La familia más rica en especies fue Encyrtidae (Chalcidoidea). Los encértidos se han estudiado en tres selvas bajas de México: Huatulco (17 especies), San Buenaventura, Jal. (61), y la Sierra de Huautla (82 morfoespecies) (Rodríguez-Vélez y Woolley 2005; Rodríguez-Vélez *et al.*, 2009, 2011). La diversidad de Chalcidoidea en la estación es relativamente alta, por lo que es recomendable continuar con su estudio. El grupo Parasítica está documentados como visitador floral, y su presencia puede favorecer la reproducción de plantas con flor (Jervis *et al.*, 1993).

Al analizar el número de familias compartidas en algunos órdenes entre Chamela y la ERT (Cuadro 15), puede observarse que en el orden Coleoptera hay cuatro de un total de 23 especies, lo que representa el 17.4%. En otras familias es difícil establecer comparaciones, más allá de las que ya se hicieron con los himenópteros. Esto se debe a que muchos estudios publicados hasta la fecha están dirigidos a un taxón particular (por ejemplo una familia o un género). Sólo cuando se realicen más estudios podrá establecerse si el número de familias compartidas es mayor o existe un alto recambio a nivel de familias en estos grupos entre distintas regiones del trópico seco de México (Zaragoza *et al.*, 2010).

5.6 Diversidad de artrópodos por tipo de vegetación

La SBC fue el sitio con mayor abundancia, riqueza de especies y diversidad, y los contrastes más grandes en los valores de estas variables se presentaron entre ésta y el pastizal (Cuadro 7). En total se registraron 50 especies más en la SBC que en el pastizal, y el valor de equitatividad fue también notablemente mayor en la primera, lo que se correlaciona con la mayor dominancia, debida a las hormigas, en el pastizal. Esto dio como resultado los valores menores de los índices de Shannon y de diversidad de Simpson de la comunidad de artrópodos del pastizal. La magnitud de la diferencia entre ambos tipos de vegetación es mayor si la comparación se hace usando el índice de Shannon (0.84) que el de Simpson (0.09), lo cual se debe a que el primero es más sensible a las especies raras.

Los contrastes entre la SBC y el BQ fueron de menor magnitud. El número de especies fue menor, y la dominancia ligeramente mayor, en el BQ que en la SBC, pero en conjunto ambos tipos de vegetación presentan una mayor riqueza y diversidad de especies que el pastizal.

Existen pocos trabajos que hacen este tipo de comparaciones, sin embargo Dias *et al.* (2006) compararon la diversidad de un bosque de pantanal con la de pastizales adyacentes en Brasil. Obtuvieron valores del índice de Shannon (\log_{10}) de 1.634 en la zona boscosa y en el pastizal de 1.253. Usando el mismo logaritmo los valores obtenidos en la ERT fueron ligeramente mayores tanto en el bosque ($H' = 1.819$ en la SBC y 1.72 en el BQ), como en el pastizal ($H' = 1.454$), lo que muestra que la diversidad en la ERT es relativamente alta, y que la magnitud de la diferencia en él

índice de Shannon entre la vegetación boscosa y el pastizal es similar en ambos estudios.

En una localidad de SBC de Puebla, Bello (2011) estudió a los visitantes florales de *B. copallifera* (que pertenecen a los órdenes Hymenoptera, Coleoptera, Lepidoptera, Diptera y Hemiptera), en zonas con diferentes grados de perturbación. Obtuvo un valor del índice de Simpson en la zona conservada muy similar al obtenido en los dos sitios de SBC de la ERT (0.93 y 0.95 respectivamente), mientras que el valor en el sitio medianamente conservado en Jolalpan es cercano al obtenido en el pastizal de la ERT (0.899 y 0.859 respectivamente). En el sitio perturbado obtuvo un valor de este índice (0.706) menor al del pastizal. Esto puede deberse a que el pastizal de la ERT es rico en especies, ya que contiene 83 especies, la mayoría gramíneas y compuestas (J. Sánchez-Battenberg, com. Pers.). Además, hay una alta conectividad entre los distintos tipos de vegetación de la estación.

En la SBC los grupos en los se registró la mayor riqueza de especies fueron Hymenoptera, Coleoptera, y Araneae, y los dípteros tuvieron una alta riqueza de especies en los dos tipos de bosque. Esto puede deberse a que la mayor complejidad estructural de la vegetación permite mantener una mayor diversidad de artrópodos (Dias *et al.*, 2006).

Sin duda las hormigas tuvieron un papel muy importante en los valores obtenidos de los distintos índices de diversidad, dominancia y equitatividad. Este grupo se ha usado como bioindicador, ya que la abundancia y riqueza de especies son altas, y su identificación taxonómica es relativamente fácil, comparada con la de otros grupos, aunque en este estudio sólo se lograron identificar dos de las 11 especies de hormigas (*Pseudomyrmex gracilis* var. *bicolor* y *Pseudomyrmex pallidus*). En algunos estudios la riqueza y abundancia de especies de hormigas se han usado como indicadores de una mayor diversidad estructural del hábitat y se ha dicho que inclusive se relaciona con la riqueza de otros grupos de artrópodos (Majer, 1983; Rojas, 1996; Pik *et al.*, 2002). Sin embargo Dias *et al.* (2006) encontraron que las hormigas son muy abundantes y presentan gran diversidad en sitios degradados o con pastizales inducidos, lo que puede deberse a que algunas especies prefieren establecer sus colonias en espacios poco cubiertos (Hutchinson y King, 1980). Dias *et al.* (2006) también observaron que en las

zonas de pastizal, así como en áreas degradadas, la abundancia de hormigas tiende a incrementarse. En este caso, aunque la abundancia de hormigas fue mucho mayor en el pastizal, la riqueza fue mayor en el BQ, por lo no puede hacerse una afirmación tajante sobre la afinidad por un tipo de vegetación a nivel de toda la familia, sobre todo si consideramos que encontramos especies con asociaciones a ambos tipos de vegetación, a la SBC y al pastizal (ver más adelante).

5.7 Tipo de vegetación y asociaciones de artrópodos

La menor riqueza y mayor dominancia registradas en el pastizal, que se acompañan de una gran abundancia de hormigas, no se traducen, sin embargo, en una artropofauna distintiva, cuya composición permita separarla claramente de las comunidades de artrópodos de ambos tipos de bosque. Incluso en las hormigas, todas las especies reportadas se registraron también en la vegetación boscosa. Estos resultados probablemente se deben a que la mayoría de las especies de artrópodos que cayeron en las trampas pueden volar, lo que les permite desplazarse y utilizar distintos tipos de hábitat presentes en la ERT. Debe considerarse que por la escala empleada, la distancia entre los parches no es muy grande (~400 m), aunque se tuvo cuidado de no colocar las trampas del pastizal cerca de parches del bosque (ver Figura 2).

Los resultados de la asociación entre especies y tipos de vegetación mostraron un total de 39 especies con asociaciones relativamente claras, lo que constituye alrededor del 23.5% de las 166 morfoespecies que se registraron si se excluyen los singletons. De éstas, la mayor proporción correspondió a la SBC (11.4%); al pastizal y al bosque de *Quercus* sólo correspondieron 6.6 y 5.4% respectivamente. En conjunto, estos resultados muestran una baja diferenciación de las comunidades de artrópodos asociadas a los tipos de vegetación presentes en la ERT.

Entre los objetivos de este trabajo estaba el detectar la posible presencia de especies indicadoras de los tipos de vegetación y de la calidad de hábitat. Una especie tiene un valor potencial para usarse con este fin si su presencia es indicativa de ciertas condiciones del ambiente (Majer, 1983; Lachat *et al.*, 2006). Los criterios para escoger especies de artrópodos indicadores son: que su taxonomía y ecología este bien estudiada, que se puedan muestrear fácilmente y que respondan de manera clara a los cambios ambientales (Lachat *et al.*, 2006). En nuestro caso, ninguna de las especies que

identificamos como asociadas a cada tipo de vegetación cumple con estos criterios en sentido estricto, por lo que deben considerarse como una primera aproximación para monitorear los cambios que podrían presentarse durante la restauración del pastizal hacia una vegetación boscosa.

El haber encontrado casi el doble de morfoespecies asociadas a SBC respecto a los otros dos tipos de vegetación muestra la importancia que tienen estos parches para el mantenimiento de la diversidad regional, así como para la restauración ecológica de la zona, y se corresponden con los mayores valores de diversidad y la menor dominancia registrados en la SBC (Dennis *et al.*, 2005; Lachat *et al.*, 2006). Es vital conservar estos parches remanentes ya que pueden proveer polinizadores y otros grupos funcionales de artrópodos, como depredadores (p. ej. arañas) y parasitoides, lo que a su vez puede afectar el éxito del proceso de restauración o de incremento de hábitat (Williams, 2011).

En varios estudios empíricos se sugiere que el pastoreo y otras formas de manejo tienen efectos negativos en la riqueza de las comunidades de insectos y otros artrópodos que viven en pastizales, por lo que las comunidades de las zonas pastoreadas se han considerado como una versión empobrecida de las comunidades de las zonas sin manejo. A pesar de esta generalización, algunas especies de insectos prefieren áreas de pastoreo (Pöyry *et al.*, 2006), y en nuestro caso la zonas de pastizal tuvieron un mayor número de especies asociadas que las zonas con BQ, lo que muestra su papel complementario para mantener la diversidad total de la estación. Debe considerarse además que al momento de iniciar los muestreos el pastizal tenía alrededor de seis meses de haber sido excluido del ganado, lo que pudo haber contribuido a la recuperación de varias poblaciones de artrópodos. Es de esperarse, por tanto, que los cambios en esta comunidad continúen conforme se incrementa el tiempo de exclusión del ganado.

A nivel de orden los dípteros resultaron ser buenos indicadores de la vegetación arbórea, sobre todo los de la familia Phoridae; también se ha reportado que algunas especies de las familias Asilidae y Syrphidae, presentes en la ERT, sólo se presentan en los bosques tropicales secos (Hanson, 2011). Las hormigas se han considerado indicadores de una mayor diversidad estructural y su diversidad se asocia con las de otros grupos de artrópodos (Majer, 1983). Se ha reportado que las del género *Pseudomyrmex* son

especialistas de los bosques tropicales secos (Hanson, 2011), y en la ERT se encontraron dos especies de este género (*P. gracilis* var. *bicolor* y *P. pallidus*), la primera de ellas con presencia en todos los tipos de vegetación.

5.8 Similitud y agrupamiento de las comunidades de artrópodos

Al analizar los valores de los coeficientes de similitud de Sørensen (Cuadro 14) se refuerza la observación de que las comunidades de artrópodos de los dos tipos de vegetación boscosa son bastantes similares, ya que los dos sitios de BQ comparten más especies con los sitios de SBC que entre sí. Por el contrario, la similitud entre ambos sitios de SBC fue alta, lo que muestra que sus comunidades de artrópodos, además de ser más diversas, son más distintivas en cuanto a su composición de especies.

La agrupación de los sitios realizada con los datos de abundancia de todas las morfoespecies agrupó cercanamente a los dos sitios de SBC, y no se formaron más grupos de acuerdo al tipo de vegetación (Figura 7A); destaca aquí la gran distancia que el sitio P1 mantuvo con respecto a los demás. El dendrograma de la figura 7A es muy similar al que se obtuvo al incluir sólo los datos de las muestras de la temporada seca (Figura 7B), lo que permite concluir que dicha temporada tiene un gran peso en el patrón de agrupación general, lo que indica un fuerte efecto de la estacionalidad en la estructuración de las comunidades de artrópodos de la ERT.

El dendrograma que se obtuvo sólo con la abundancia de las especies de la familia Formicidae (Figura 8B) muestra la gran importancia de ésta en la agrupación de los sitios obtenida con todas las especies (Figura 7A), pues ambos son idénticos, lo que corrobora su gran peso relativo en la formación de los grupos, ya que contiene poco más del 30% de la abundancia total. Esta observación se confirma al excluir a las hormigas del análisis (i.e., considerando la abundancia del resto de las morfoespecies; Figura 8A), ya que en este caso se produce un agrupamiento de los dos sitios de pastizal con ambos tipos de bosque; además desaparece la distancia que separaba al P1 de los demás. Las diferencias entre el pastizal y los otros sitios no son muy marcadas, y las magnitudes de las distancias de unión de los diferentes grupos no son muy grandes. Esto sugiere una alta conectividad entre los sitios conservados y degradados, como se ha reportado en otros estudios (Holloway *et al.*, 1992; Lachat *et al.*, 2006).

La importancia de la estacionalidad en la formación de los grupos resultó más clara al eliminar el efecto de la abundancia, pues el dendrograma elaborado con los datos de presencia/ausencia (Figura 9) mostró un efecto muy claro de la estacionalidad en la estructuración de las comunidades de artrópodos de la ERT: los dos grandes grupos que se forman corresponden a las muestras de la temporada de lluvias por un lado, y las de la temporada seca por el otro. Los tipos de vegetación tuvieron un peso menor en la conformación de los subgrupos, ya que sólo se agruparon cercanamente los dos sitios de pastizal en la temporada seca (pero no en la de lluvias).

Al considerar en el análisis tanto la abundancia como la estacionalidad se obtuvo un patrón similar, aunque menos contundente (Figura 8B), ya que se agruparon por un lado tres sitios en la temporada seca, y en el otro grupo predominan las muestras de la temporada de lluvias, con dos sitios de la temporada seca; se mantuvo la gran distancia que separa al P1 del resto de las muestras. Al excluir a las hormigas de este análisis (Figura 10B) nuevamente esta distancia desaparece, y se distingue un gran grupo formado totalmente por sitios en temporada seca, y otro dominado por sitios en temporada de lluvias (con la excepción del P2). En conjunto, estos resultados permiten concluir que la estacionalidad es el factor más relevante que el tipo de vegetación en la estructuración de las comunidades de artrópodos de la ERT, ya que de ella depende la forma en que se relacionan entre sí los sitios con un mismo tipo de vegetación. La cercanía de los dos sitios de SBC, evidente en la Figura 7A, y que se confirma con el alto valor del índice de similitud de Sørensen, se mantuvo tanto en la temporada de lluvias como en la de secas (Figura 10A) pero está supeditada a la diferencia, más importante, debida a la estacionalidad. Además, está muy influida por la presencia de las hormigas, pues al eliminar éstas persiste el efecto discriminador de la estacionalidad pero desaparece la estrecha cercanía entre los dos sitios de SBC (Figura 10B).

El hecho de que los patrones de asociación de las comunidades de artrópodos de la ERT hayan sido estacionales coincide con varios estudios que reportan un efecto fuerte de la estacionalidad en este grupo en zonas tropicales, en especial en aquéllas con estaciones de lluvias y secas muy marcadas (Palacio-Vargas y Castaño-Meneses, 2003; Wolda 1978). Castillo-Mendoza (2007) reportó también un efecto significativo de la estacionalidad (lluvias *vs.* secas) sobre la densidad, biomasa, diversidad y riqueza

específica de los artrópodos asociados al dosel de dos especies de *Quercus* en un área protegida al sur del D. F.

El patrón estacional detectado parece ser bastante robusto; sin embargo es necesario realizar un mayor número de muestreos para confirmarlo y afinarlo para los distintos órdenes y familias de artrópodos, ya que para establecer un patrón estacional claro es necesario que los resultados se repitan año con año (Wolda, 1978; 1988). En esta temporada seca no fue continua, sino que abarcó la parte final de una temporada seca (marzo a mayo de 2008) y los primeros meses de la siguiente (noviembre de 2009 a febrero de 2010).

La temporalidad y la duración de los periodos de actividad de los insectos y la distribución de las abundancias dependen de las características de la historia de vida de las especies, que incluye el tipo de hibernación, la duración de los estados inmaduros, la longevidad de los adultos, la sincronización entre machos y hembras y el número de generaciones que hay en un año. La temporalidad y la sincronización de la actividad estacional (tanto en ecosistemas templados como en los trópicos) a menudo depende de la migración y la diapausa. A través de la detección de las condiciones de temperatura, humedad y duración de día, los insectos llegan o se presentan activos en el sitio de estudio (Wolda, 1988), y es de esperarse que la sincronía sea mayor en ecosistemas con una fuerte estacionalidad en la precipitación que en aquellos con condiciones más uniformes de humedad y temperatura a lo largo del año.

6. Conclusiones

- La diversidad de artrópodos registrada en este estudio fue alta, a pesar del deterioro presente en la zona de estudio, y a que se empleó un sólo tipo de trampas. Por ello, es necesario realizar más estudios empleando diferentes técnicas de muestreo. Sin embargo, el presente trabajo constituye una primera aproximación importante al conocimiento de las comunidades de artrópodos del norponiente de Morelos.
- Los himenópteros fueron el grupo que registró mayor diversidad, lo que se debe tanto a su gran número de especies, como al hecho de que las trampas son especialmente útiles para capturarlos. Lo mismo sucede con los dípteros, que también registraron una diversidad importante. Es probable que con métodos de muestreo más adecuados se logre incrementar la riqueza de especies de coleópteros y del resto de los grupos analizados.
- Las comunidades de artrópodos presentes en los tres tipos de vegetación difirieron significativamente en cuanto a su diversidad (índice de Shannon), con la menor diversidad registrada en el pastizal y la mayor en la selva baja caducifolia.
- En la selva baja caducifolia se registró mayor diversidad de himenópteros, coleópteros y arañas. Los dípteros registraron una mayor diversidad en ambos tipos de vegetación boscosa que en el pastizal.
- A pesar de lo anterior, la composición de las comunidades asociadas a cada tipo de vegetación no es muy distintiva, ya que comparten un alto número de especies. Esto probablemente se debe a que la mayor parte de los organismos colectados pueden volar y a que los parches de vegetación están relativamente cercanos.
- El efecto de la estacionalidad fue más fuerte que el efecto del tipo de vegetación en el análisis de conglomerados. Este patrón es interesante dado la importancia de la estacionalidad de la precipitación en diversos procesos ecológicos en los

bosques tropicales secos. Sin embargo, es necesario realizar más investigación, ya que no puede descartarse que el tipo de trampa haya influido en él.

Literatura citada

- Alavéz, M. 2010. El paisaje histórico como referencia para la restauración ecológica de Cuentepec, una comunidad nahua de Morelos. Tesis de maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Álvarez, C. 2007. Entomofauna colectada en trampas amarillas de agua y su monitoreo en Metztlán, Hidalgo, 2004. Tesis profesional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México.
- Ayala, R. 2004. Fauna de abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea). pp: 193-219. En: García, A. y R. Ayala (eds.) *Artrópodos de Chamela*. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ayala-García, F. 2008. Desempeño de plantas de tres especies arbóreas en tres unidades de ladera de la estación de restauración “Barranca del río Tembembe”, Morelos, México. Tesis de maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ayala, R., T. Griswold y D. Yanega. 1996. Apoidea (Hymenoptera). En: Llorente, J., A. García y E. González (eds.) *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de Artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento*. Conabio, México.
- Bello, E. 2011. Efecto de la perturbación antropogénica sobre la comunidad de visitantes florales de *Bursera copallifera*. Tesis profesional, Escuela de Biología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla.
- Bonfil C., W. Tobón, J. Ulloa, J. García y R. García-Barrios. 2009. La restauración ecológica de bosques tropicales secos: el caso de la Barranca del río Tembembe, Morelos (México). *Boletín de la Red Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica* 3: 2.6.
- Bonfil C., I. Trejo y R. García-Barros. 2004. The experimental station “Barranca del Río Tembembe” for ecological restoration in NW, Morelos, México. *Memorias de la*

Conferencia de la Society for Ecological Restoration "Restoration on the Edge". 22-24 de agosto. Victoria, British Columbia, Canadá.

Bonfil C. e I. Trejo. 2010. Plant propagation and the ecological restoration of mexican tropical deciduous forests. *Ecological Restoration* 28: 369-376

Bustamente, R. y A. Grez. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo* 11: 58-63.

Camacho, F. 2004. Estructura y composición de la vegetación del fondo de las barrancas del río Tembembe, Morelos, México. Tesis profesional, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Carignan, V y M. Villard. 2004. Biological indicators in environmental monitoring programs: can we increase their effectiveness? pp: 567-577 En: *Environmental Monitoring*. Wiersma G. B. (ed.). CRC Press, USA..

Castillo-Mendoza, E. 2007. Estructura de la comunidad de artrópodos asociados al dosel de *Quercus crassipes* y *Quercus castanea* en el parque ecológico Ciudad de México. Tesis profesional, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. México.

Chazdon, R. A. Chao, R. Colwell, S. Lin, N. Norden, S. Letcher, D. Clark, B. Finegan y J. Arroyo. 2011. A novel statistical method for classifying habitat generalists and specialists. *Ecology* 92: 1332-1343.

Chemsak, J. y F. Noguera. 1996. Annotated checklist of the Cerambycidae of the Estación de Biología Chamela, Jalisco, México (Coleoptera), with descriptions of new genera and species. *Folia Entomológica Mexicana* 89: 55-102.

Coddington, J., I. Agnarsson, J. Miller, M. Kuntner y G. Hormiga. 2009. Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. *Journal of Animal Ecology* 78: 573-584.

- Dangerfield, J., A. Pik, D. Britton, A. Holmes, M. Gillings, I. Oliver, D. Briscoe y A. Beattie. 2003. Patterns of invertebrate biodiversity across a natural edge. *Austral Ecology* 28: 227-236.
- Dennis, C., R. Sands, M. Fasham. 2005. Other terrestrial invertebrates. pp: 341-357 En: *Handbook of biodiversity methods survey, evaluation and monitoring*. Hill, D., M. Fashman, G. Trucker, M. Shawry y P. Shaw (eds.). Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Derraik, J, G. Closs, K. Dickinson, P. Sirvid, B. Barratt, B. Patrick. 2002. Arthropod morphospecies versus taxonomic species: a Case of Study with Araneae, Coleoptera and Lepidoptera. *Conservation Biology* 16: 1015-1023.
- Dias, R., S. Brito y R. Lopes Ferreira. 2006. Ecosystems disturbances and diversity increase: implications for invertebrate conservation. *Biodiversity and Conservation* 15: 25-42.
- Didham K., J. Ghazoul, E. Stork y A. Davis. 1996. Insects in fragmented forest: a functional approach. *Tree* 11: 255-260.
- Disney, R., Y. Erzinclioglu, D. Henshaw, D. Howse, D. Unwin, P. Withers y A. Woods. 1982. Collecting methods and the adequacy of attempted fauna surveys, with reference to the Diptera. *Field Studies* 5: 607-621.
- Domínguez, A. 2009. Fenología de las abejas de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y su relación con la fenología floral. Tesis profesional, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. .
- García-Flores, J. 2008. Diagnóstico ambiental de las unidades naturales de la estación de restauración ecológica “Barranca del río Tembembe”, con fines de restauración”. Tesis de maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Gibb T. y C. Oseto. 2006. Arthropod collection and identification, laboratory and field techniques. Elsevier Academic Press, San Diego.

- González, S., O. Delgado y G. Harp. 2004. Libélulas de la Estación de Biología Chamela, Jalisco (Insecta: Odonata). En: *Arácnidos e Insectos de Chamela*. Ayala, R., y A. García-Aldrete (eds.) Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Gullan, P. y P. Cranston. 2005. *The insects an outline of entomology*. 3a ed. Chapman & Hill, Oxford.
- Hammer, Ø. 1999. PAST, paleontological statistics, version 2.12, Reference manual. Disponible en: <http://folk.uio.no/ohammer/past/>
- Hanson, P. 2011. Insect diversity in seasonally dry tropical forests. Pp: 71-82 En: *Seasonally dry tropical forests: Ecology and Conservation*. Dirzo, R., H. Young, H. Money y G. Ceballos (eds.).
- Holl, K. y J. Cairns. 2002. Monitoring and appraisal. pp: 411-432 En: *Handbook of Ecological Restoration*. Perrow, M. y A. Davy (eds.). Cambridge University Press, New York.
- Holloway J., Kirk-Spriggs A. y Khen C. 1992. The response of some rain forest insect groups to logging and conversion to plantation. pp. 335: 425–436 En: *Tropical Rain Forest: Disturbance and Recovery*. A.G. and Swaine M.D. (eds). Philosophical Transactions of the Royal Society of London Marshall.
- Hutchinson, K y K. King. 1980. The effects of sheep stocking level on invertebrate rate abundance, biomass and energy utilization in a temperate, sown grassland. *Journal of Applied Ecology* 17: 369-387.
- Ibáñez-Bernal, S., W. Wirth y H. Huerta. 1996. Ceratopogonidae (Diptera). En: *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de Artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento*. Llorente, J., A. García y E. Gonzáles (eds.). Conabio, México.
- Jervis, M., N. Kidd, M. Fitton, T. Huddleston y H. Dawah. 1993. Flower-visiting by hymenopteran parasitoids. *Journal of Natural History* 27: 67-105.

- Jiménez-Sánchez, E., S. Zaragoza y F. Noguera. 2009. Variación temporal de la diversidad de estafilínidos (Coleoptera: Staphylinidae) nocturnos en un bosque tropical caducifolio de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80: 157- 168.
- Jørgensen, S., X Lui y C. Robert. 2010. Application of indicators for the assessment of ecosystem health. pp: 26-31 En: *Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health*. Jørgensen, S., X Lui y C. Robert (eds.). CRC Press, Florida.
- Kearns, C., D. Inouye y N. Waser. 1998. Endangered mutualisms: the conservation of plant- pollinator interaction. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 83-112.
- Kevan, P. 1999. Pollinators as bioindicators of the state of the environment: species, activity and diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 373-379.
- Kremen, C., R. Colwell, T. Erwin, D. Murphy, R. Noss, M. Sanjayan. 1992. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7: 796-808.
- Lachat, T., S. Attignon, J.Diego y G. Goergen. 2006. Arthropod diversity in Lama forest reserve (South Benin), a mosaic of natural, degraded and plantation forest. *Biodiversity and Conservation* 15: 3-23.
- Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76: 5-13.
- LaSalle, J. e I. Gauld. 1991. Parasitic Hymenoptera and the biodiversity crisis. *Redia* 74: 315-334.
- Lebrija-Trejos, E., F. Bongers, E. Perez-García y J. Meave. 2008. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica* 40: 422-431

- Leksono A. S., N. Nakagoshi, K. Takada y K. Nakamura. 2005. Vertical and seasonal variation in the abundance and the species richness of Attelabidae and Cantharidae (Coleoptera) in a suburban mixed forest. *Entomological Science* 8: 235-243
- Leong, J. y R. Thorp. 1999. Colour-coded sampling: the pan trap colour preferences of oligolectic and non-oligolectic bees associated with a vernal pool plant. *Ecological Entomology* 24: 329-335.
- Llorente, J., S. Gonzáles, A. García y C. Cordero. 1996. Breve panorama de la taxonomía de artrópodos en México. pp: 3-14 En: *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento*. Llorente, J., A. García y E. Gonzáles, Conabio, México.
- Luna-Reyes, M. M., J. Llorente-Bousquets, A. Luis-Martínez e I. Vargas-Fernández. 2010. Composición faunística y fenología de las mariposas (Rhopalocera: Papilionoidea) de Cañón de Lobos, Yautepec, Morelos, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81: 315-342.
- Magurran, A. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Oxford.
- Majer, J. 1983. Ants: indicators of minesite rehabilitation, land-use, and land conservation. *Environmental Management* 7: 375-383.
- Majer, J. 1997. Invertebrates assist the restoration process: an australian perspective. pp: 212- 237 En: *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Urbanska, K., N. Webb y P. Edwards (eds.). Cambridge University Press, United Kingdom.
- Majer, J., K. Breenan y L. Bisevac. 2002. Terrestrial invertebrates. pp: 279-299 En: *Handbook of Ecological Restoration*. Perrow, M. y A. Davy (eds). Cambridge University Press, Cambridge.
- McGavin, G. 2002. Entomología esencial. Ariel Ciencia. Barcelona, España.

- Meli, P. 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales: veinte años de investigación académica. *Interciencia* 18:581–589.
- Noguera, F., J. Vega y A. García. 2002. Introducción. pp: xv-xxi En: *Historia Natural de Chamela*. Noguera, F., J. Vega, A. García, M., Quesada (eds.). Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Noon, B. 2003. Conceptual issues in monitoring ecological resources. pp: 27-71 En: *Monitoring Ecosystems*. Busch, D., y J. Trexler (eds.). Island Press, Washington.
- Noyes, J. 1989. The diversity of Hymenoptera in the tropics with special reference to Parasitica in Sulawesi. *Ecological Entomology* 14: 197-207.
- Palacios-Vargas, J. y G. Castaño-Meneses. 2003. Seasonality and community composition of springtails in mexican forest. pp: 159-169 En: *Arthropods of tropical forest: spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy*. Basset, Y., V. Novotny, S. Miller, R. Kitching (eds.). Cambridge University Press, United Kingdom.
- Pescador-Rubio, A., A. Rodríguez y F. Noguera. 2002. Diversidad y estacionalidad de Arthropoda. pp: 183-202 En: *Historia Natural de Chamela*. Noguera, F., J. Vega, A. García, M., Quesada (eds). Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Pik, A., J. Dangerfield, R. Bramble, C. Angus y D. Nipperess. 2002. The use of invertebrates to detect small-scale habitat heterogeneity application to restoration practices. *Environmental Monitoring and Assessment* 75: 179-199
- Pöyry, J., M. Luoto, J. Paukkunen, J. Pykälä, K. Raatikainen y M. Kuussaari. 2006. Different responses of plants and herbivore insects to a gradient of vegetation height: an indicator of the vertebrate grazing intensity and successional age. *Oikos* 115: 401-412.
- Ramírez-García, E. y M. Sarmiento-Cordero. 2004. Syrphidae (Diptera) de la Estación de Biología de Chamela. pp: 181-192 En: *Artrópodos de Chamela*. García-Aldrete A. y R. Ayala (eds.) Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México.

- Rey-Benayas J., A. Newton, A. Diaz y J. Bullock. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325: 1121-1124.
- Rodríguez-Palafox, A y A. Corona. 2002. Lista de artrópodos de la región de Chamela, Jalisco, México. En: *Historia Natural de Chamela*. Noguera, F., J. Vega, A. García, M., Quesada (eds.). Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Rodríguez-Vélez, B., S. Zaragoza-Caballero, F. Noguera, E. González-Soriano, E. Ramírez-García, A. Rodríguez-Palafox y R. Ayala. 2011. Diversidad de avispas parasitoides de la familia Encyrtidae (Hymenoptera: Chalcidoidea) del bosque tropical caducifolio en San Buenaventura, Jalisco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 836-843.
- Rodríguez-Veléz, B., S. Zaragoza-Caballero y J. Rodríguez. 2009. Diversidad de Encyrtidae: Chalcidoidea y otras familias de Hymenoptera obtenidas con trampas malaise en el bosque tropical caducifolio de la región de Huatulco, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80: 709-719.
- Rodríguez, B. y J. Woolley. 2005. La fauna de la familia Encyrtidae (Hymenoptera: Chalcidoidea) en el bosque tropical caducifolio de la Sierra de Huautla, Morelos, México. *Folia Entomológica Mexicana* 44: 147-155.
- Rohr, J., C. Manahan y K. Kim. 2007. Developing a monitoring program for invertebrates: guideline and a case of study. *Conservation Biology* 21: 422-433.
- Rojas, P. 1996. Formicidae (Hymenoptera). En: *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento*. Llorente, J., A. García y E. Gonzáles (eds.). Conabio, México.
- Rzedowski, J. 1978. La vegetación de México. Ed. Limusa, México.
- Rzedowski, J. 1991a. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana* 14: 3-21.

- Rzedowski, J. 1991b. El endemismo de la flora fanerogámica de México: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana* 15: 47–64.
- Sánchez-Battenberg J. (en preparación). Dinámica de un pastizal en respuesta a la exclusión de ganado. Tesis profesional, Facultad de ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Siemann, E., D. Tilman, J. Haarstad y M. Ritchie. 1998. Experimental tests of dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist* 152: 743-750.
- Society for Ecological Restoration (SER) International, Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. 2004. Principios de SER internacional sobre la restauración ecológica. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration International. pp 1-15
- Sors, A. 1987. Monitoreo y evaluación de impacto ambiental. pp: 3-5 En: *Centro panamericano de ecología humana y salud, Programa de salud ambiental, OMS*.
- Tovar-Sánchez E., Z. Cano-Santana y K. Oyama. 2003. Canopy arthropod communities on mexican oaks at sites with different disturbance regimes. *Biological Conservation* 115: 79-87.
- Trejo, I. 2005. Análisis de la diversidad de la selva baja caducifolia en México. pp: 111–122 En: *Sobre Diversidad Biológica: El Significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. G. Halfter, J. Soberón, P. Koleff and A. Melic (eds.). Conabio, Mexico.
- Trejo I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation in seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in México. *Biological Conservation* 94: 133-142.
- Trejo, I. y R. Dirzo. 2002. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. *Biodiversity and Conservation* 11: 2063–2084.
- Trejo I. y J. Hernández. 1996. Identificación de la selva baja caducifolia en el estado de Morelos, México, mediante imágenes de satélite. *Investigaciones Geográficas* Número especial 5: 11-18.

- Vieira, D. y A. Scariot. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* 14: 11-20.
- Wagner, T. 2003. Seasonality of canopy beetles in Uganda. pp 146-158 En: *Arthropods of tropical forest: spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy*. Basset, Y., V. Novotny, S. Miller, R. Kitching (eds.). Cambridge University Press, United Kingdom.
- Williams, K. 1997. Terrestrial arthropods as ecological indicators of habitat restoration in southwestern North America. pp: 238-258 En: *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Urbanska K., N. Webb y P. Edwards (eds). Cambridge University Press, Cambridge.
- Williams, N. 2011. Restoration of non-target species: bee communities and pollination function in riparian forests. *Restoration Ecology* 19: 450-459.
- 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* 18: 3269–3293.
- Wolda, H. 1978. Seasonal fluctuations in rainfall, food and abundance of tropical insects. *Journal of Animal Ecology* 47: 369-381.
- Wolda, H. 1988. Insect seasonality: why? *Annual Review of Ecology and Systematics* 19: 1-18.
- Zaragoza, S., F. Noguera, E. González-Soriano, E. Ramírez y A. Palafox. 2010. Insectos. pp: 195-214 En: *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury y R. Dirzo (Coords.). Conabio, México.

Apéndice 1

Clasificación taxonómica de las familias del orden Hymenoptera encontradas en la ERT

(*familias con una sola morfoespecies registrada, **familias con un sólo registro)

Orden: Hymenoptera

Suborden: Symphyta

Superfamilia: Tenthredinoidea

Familia: Argidae*

Suborden: Apocrita (Aculeata)

Superfamilia: Apoidea (Apiformes)

Familia: Apidae*

Familia: Halictidae

Superfamilia: Apoidea (Spheciformes)

Familia: Amplicidae*

Familia: Crabronidae

Superfamilia: Chrysidoidea

Familia: Bethyidae

Superfamilia: Vespoidea

Familia: Formicidae

Familia: Vespidae

Suborden: Apocrita (Parasitica)

Superfamilia: Ceraphronoidea

Familia: Ceraphronidae

Familia: Megaspilidae**

Superfamilia: Chalcidoidea

Familia: Agaonidae**

Familia: Encyrtidae

Familia: Eulophidae

Familia: Eupelmidae

Familia: Eurytomidae**

Familia: Mymaridae

Familia: Perilampidae**

Familia: Pteromalidae

Familia: Trichogrammatidae*

Superfamilia: Evanioidea

Familia: Evanidae**

Superfamilia: Ichneumonoidea

Familia: Brachonidae

Familia: Ichneumonidae

Superfamilia: Platygastridae

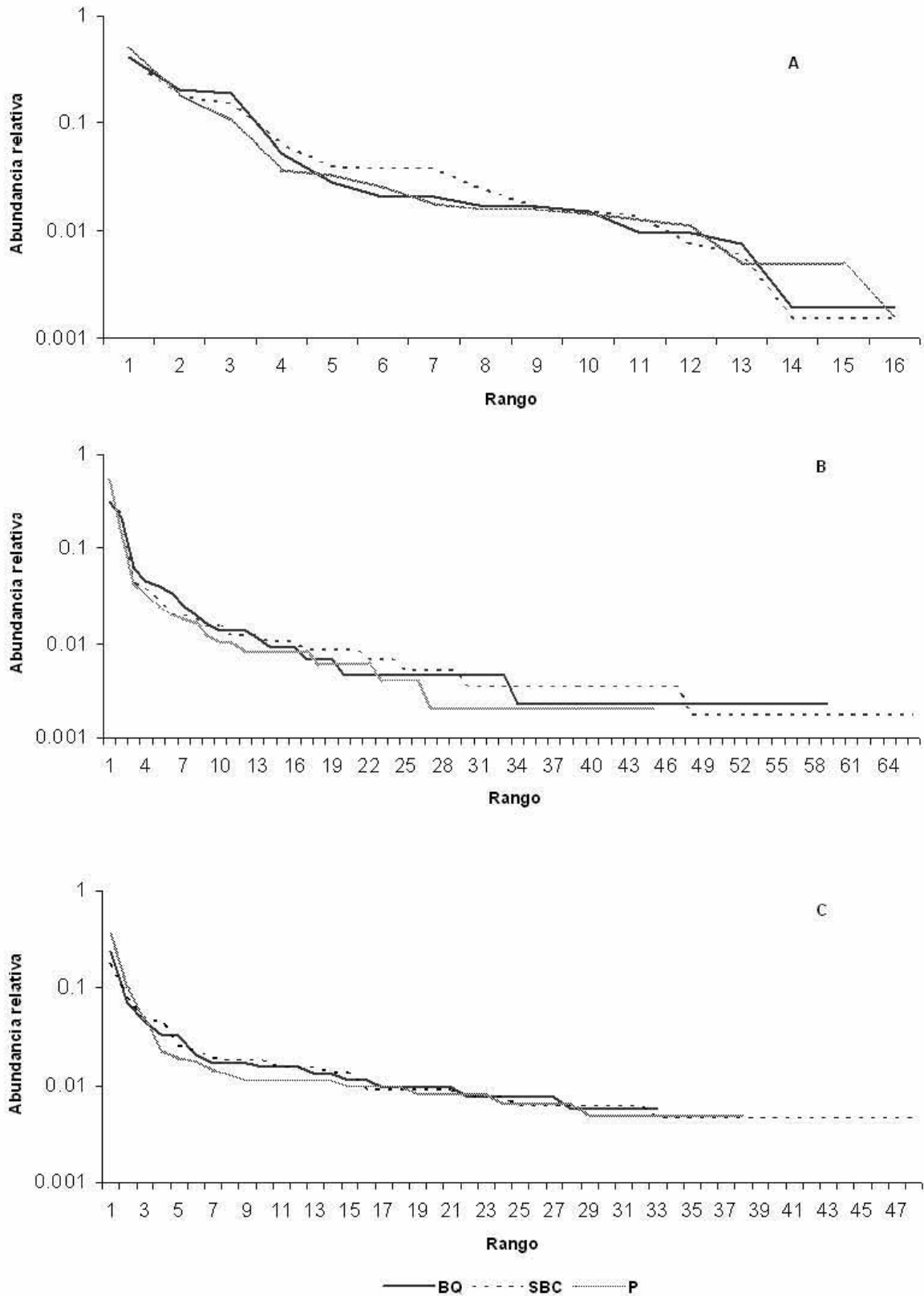
Familia: Scelionidae

Familia: Diapriidae

Apéndice 2

Curva de rango abundancia de los tres tipos de vegetación presentes en la ERT

A-órdenes, B- familias, C-morfoespecies. (En C se eliminaron las morfoespecies con sólo uno o dos individuos, correspondientes a 15% y 9% del total respectivamente).



Apéndice 3.

Índices de diversidad, dominancia y equitatividad calculados a nivel de Familia.

Al analizar globalmente la diversidad de los seis órdenes en los que se pudieron identificar las familias, se observa que la dominancia, evaluada por el índice de Simpson, fue relativamente baja (de alrededor de 0.2), mientras que la equitatividad tuvo valores intermedios (~0.6). Destaca que la abundancia relativa de la familia más abundante (en este caso Formicidae) fue bastante alta, de casi 0.4 (índice de Berger-Parker). Los dos índices de diversidad, el de Simpson y el de Shannon, registraron valores relativamente altos (Cuadro A).

Cuadro A. Riqueza, diversidad, dominancia y equitatividad, evaluadas a nivel de familia, de los principales órdenes presentes en la ERBRT.

Riqueza <i>S</i>	Dominancia <i>D Simpson</i>	Diversidad <i>1-D</i>	Diversidad <i>H'</i>	Equitatividad <i>J'</i>	Dominancia <i>Berger-Parker</i>
81	0.1961	0.8039	2.601	0.5918	0.3876

Al estimar la diversidad a nivel de familia, en la SBC se encontraron 68 de un total de 81 familias, es decir un 84%; la diversidad a este nivel taxonómico también fue alta, tanto calculada con el índice de Shannon (H') como con el de Simpson ($1-D$). La dominancia (D) de especies fue baja y la equitatividad (E) relativamente alta (Cuadro B).

En el Bosque de *Quercus* se encontraron 58 familias, un 71% del total. La diversidad calculada con el índice de Shannon tuvo un valor ligeramente menor al registrado en la SBC, pero calculada con el índice de Simpson ($1-D$) fue muy similar (e incluso ligeramente mayor) al de la SBC (Cuadro B). La dominancia fue la más baja de los tres tipos de vegetación, y el valor de la equitatividad el más alto, aunque estos valores difirieron poco de los registrados en la SBC.

En el pastizal se registraron 45 familias, un 55% del total. Al igual que con las morfoespecies, en él se presentaron los valores más bajos de diversidad con los dos índices empleados (Cuadro B). La dominancia de familias fue notoriamente más alta y

la equitatividad más baja que en los otros tipos de vegetación. También se registraron 23 familias más en la SBC que en el pastizal, mientras que la diferencia entre el BQ y la SBC fue menor, de tan sólo 10 familias.

Cuadro B. Riqueza, diversidad, dominancia y equitatividad, evaluadas con base en el número de familias, de los tres tipos de vegetación presentes en la ERT. Índices calculados con el programa PAST.

Tipo de Vegetación	Riqueza <i>S</i>	Abundancia <i>N</i>	Dominancia <i>D Simpson</i>	Diversidad <i>1-D</i>	Diversidad <i>H'</i>	Equitatividad <i>J'</i>	Dominancia <i>Berger-Parker</i>
BQ	58	435	0.1565	0.8435	2.658	0.6546	0.3126
SBC	68	580	0.1601	0.8399	2.749	0.6514	0.3172
Pastizal	45	489	0.3159	0.6841	2.018	0.5302	0.5378

Apéndice 4

Unidades taxonómicas reconocibles en los tres tipos de vegetación de la ERT

(datos de abundancia).

Orden	Especie/Morfoespecie	Familia	BQ	SBC	P	Total
Hymenoptera	1	-	11	6	6	23
	2	Formicidae	1	0	0	1
	3	Ampolicidae	1	1	2	4
	4	Bethylidae	0	1	4	5
	5 (<i>Pseudomirmex Bicolor</i>)	Formicidae	1	13	7	21
	6	Scelinidae	8	17	6	31
	7	Vespidae	0	1	0	1
	8	Apidae	2	2	1	5
	9	Eulophidae	0	1	0	1
	10	Crabronidae	1	2	0	3
	11 (<i>Metaphycus Sp.</i>)	Encyrtidae	1	0	0	1
	12	Diapriidae	4	3	2	9
	13	Formicidae	2	32	221	255
	14	Perilampidae	0	0	1	1
	15	Ceraphronidae	1	0	1	2
	16	Halicitidae	0	2	0	2
	17	Vespidae	0	1	0	1
	18	Diapriidae	9	6	0	15
	19 (<i>Pseudomirmex Pallidus</i>)	Formicidae	0	1	2	3
	20	Bethylidae	0	1	5	6
	21	Formicidae	123	115	30	268
	22	Formicidae	1	15	1	17
	23	Eulophidae	0	4	0	4
	24	Diapriidae	2	3	2	7
	25	Mymaridae	2	0	0	2
	26	Evanidae	0	1	0	1
	27	Ichneumonidae	1	2	0	3
	28	-	2	1	0	3
	29	Ceraphronidae	0	1	0	1
	30	Formicidae	1	0	0	1
	31	Encyrtidae	1	1	0	2
	32	-	0	1	0	1
	33	Beathylidae	1	0	0	1
	34	Formicidae	2	0	0	2
	35	Formicidae	0	0	1	1
	36	Diapriidae	3	0	0	3
	37	Ichneumonidae	0	1	0	1
	38 (<i>Anagyrus Sp.</i>)	Encyrtidae	0	0	1	1
	39	Brachonidae	2	0	0	2
	40	Scelionidae	0	1	0	1
	41	Formicidae	4	5	0	9
	42	Encyrtidae	1	1	0	2
	43	Scelionidae	0	2	2	4
	44	-	0	0	1	1
	45	Formicidae	1	3	1	5
	46	Brachonidae	0	1	0	1
	47	Scelionidae	0	2	3	5

	48	-	0	1	0	1
	49	-	0	0	1	1
	50	Argidae	0	2	0	2
	51	Eulophidae	1	0	0	1
	52	-	1	0	0	1
	53	Braconidae	1	1	0	2
	54	Braconidae	2	0	0	2
	55	-	0	0	1	1
	56	-	0	0	1	1
	57	Ichneumonidae	2	0	0	2
	58	-	1	0	0	1
	59	-	1	1	0	2
	60	Trichogrammatidae	1	1	0	2
	61	Halictidae	0	1	1	2
	62	Encyrtidae	1	0	0	1
	63 (<i>Neodusnetia Sp.</i>)	Encyrtidae	0	1	6	7
	64	Encyrtidae	0	1	0	1
	65	Eupelmidae	1	0	0	1
	66	Pteromalidae	1	0	0	1
	67	Mymaridae	1	0	0	1
	68	Pteromalidae	1	0	0	1
	69	Pteromalidae	1	1	0	2
	70	Encyrtidae	0	0	2	2
	71	Eupelmidae	0	0	1	1
	72 (<i>Cheioneros Sp.</i>)	Encyrtidae	0	1	0	1
	73	Mymaridae	0	1	0	1
	74	Encyrtidae	0	1	1	2
	75	Agaonidae	0	1	0	1
	76	Euritomidae	0	1	0	1
	77	Scelionidae	3	0	1	4
	78	-	0	0	1	1
	79	Megaspilidae	1	0	0	1
	80	Mymaridae	1	1	0	2
	81	Brachonidae	1	0	0	1
	82 (<i>Homolotylus Sp.</i>)	Encyrtidae	1	0	0	1
	83	Encyrtidae	1	0	0	1
	84	Crabronidae	0	0	1	1
	85	Ceraphronidae	0	0	2	2
Coleoptera	1	-	0	1	0	1
	2	Carabidae	2	5	3	10
	3	-	1	0	0	1
	4	-	0	2	0	2
	5	Melolonthidae	2	2	0	4
	6	Staphylinidae	0	2	0	2
	7	Chrysomelidae	0	1	1	2
	8	Staphylinidae	1	0	1	2
	9 (<i>Apion Sp.</i>)	Brentidae	5	1	1	7
	10	Curculionidae	1	4	1	6
	11	Chrysomelidae	0	1	0	1
	12	-	0	1	0	1
	13	Scarabidae	1	0	0	1
	14	Staphylinidae	0	0	1	1
	15	Staphylinidae	0	0	1	1
	16	-	0	0	1	1
	17	Staphylinidae	0	1	1	2

	18	Chrysomelidae	0	0	2	2
	19	Mordellidae	1	2	0	3
	20	Mordellidae	0	1	0	1
	21	Melyridae	0	3	1	4
	22	-	0	1	0	1
	23	Staphylinidae	0	1	0	1
	24	Chrysomelidae	0	1	0	1
	25	-	1	1	0	2
	26	Staphylinidae	0	1	0	1
	27	Scarabidae	0	1	0	1
	28	Chrysomelidae	0	1	1	2
	29	Nitiduridae	2	0	0	2
	30	-	0	1	0	1
	31 (<i>Oedionychus Sp.</i>)	Staphylinidae	0	1	0	1
	32	Coccinellidae	0	1	0	1
	33	-	0	1	0	1
	34	Mordellidae	0	0	2	2
	35	-	3	0	0	3
	36	Chrysomelidae	2	0	0	2
	37 (<i>Epicauta Sp.</i>)	Meloidea	0	1	0	1
	38	Staphylinidae	1	0	0	1
	39	Curculionidae	1	0	0	1
	40	Chrysomelidae	1	0	0	1
	41	Coccinellidae	0	0	1	1
	42	Bruchidae	1	0	0	1
	43	Bruchidae	0	3	2	5
	44	Coccinellidae	0	1	0	1
	45	Coccinellidae	1	0	0	1
	46	Erotilidae	1	0	0	1
	47	Staphylinidae	0	0	1	1
Diptera	1	Phoridae	17	6	5	28
	2	Dolichopodidae	6	2	5	13
	3	Asilidae	1	2	0	3
	4	Chironomidae	1	0	0	1
	5	Tachinidae	1	0	2	3
	6	-	0	1	0	1
	7	Aulacigastridae	2	0	0	2
	8	Phoridae	1	1	0	2
	9	Phoridae	4	12	2	18
	10	Pipunculidae	5	2	0	7
	11	Mycetophilidae	5	6	4	15
	12	Dolichopodidae	9	3	7	19
	13	Dolichopodidae	0	4	8	12
	14	Sarcophagidae	2	3	1	6
	15	Asilidae	1	0	0	1
	16	Cecidomyiidae	0	9	4	13
	17	Mycetophilidae	1	0	3	4
	18	Chloropidae	2	0	1	3
	19	Phoridae	1	3	0	4
	20	Mycetophilidae	8	10	9	27
	21	Tethinidae	6	1	1	8
	22	Dolichopodidae	2	0	0	2
	23	Sepsidae	1	0	0	1
	24	Otitidae	1	0	0	1
	25	Chironomidae	0	3	0	3

	26	Chironomidae	3	3	1	7
	27	Dolichopodidae	0	1	0	1
	28	Tipulidae	9	0	0	9
	29	Ceratopogonidae	1	0	0	1
	30	Chloropidae	0	1	2	3
	31	Drosophilidae	0	2	0	2
	32	Empidae	0	1	0	1
	33	Mycetophilidae	2	1	0	3
	34	Ceratopogonidae	1	1	0	2
	35	Phoridae	1	4	0	5
	36	Phoridae	4	0	1	5
	37	-	1	2	0	3
	38	Drosophilidae	0	2	0	2
	39	-	0	0	1	1
	40	-	0	0	1	1
	41	Simuliidae	0	1	0	1
	42	Syrphidae	1	2	3	6
	43	Tachinidae	0	1	0	1
	44	Dolichopodidae	3	1	1	5
	45	Tachinidae	0	1	2	3
	46	Chironomidae	1	0	0	1
	47	Tephritidae	0	1	0	1
	48	Sciaridae	2	4	0	6
	49	Drosophilidae	0	1	0	1
	50	Sepsidae	0	0	1	1
	51	Chloropidae	0	0	1	1
	52	-	0	3	0	3
	53	Muscilidae	1	0	1	2
Homoptera	1	Cicadellidae	2	4	0	6
	2	Cicadellidae	24	12	14	50
	3	Cicadellidae	7	5	3	15
	4	Membracidae	1	1	0	2
	5	Aphidae	1	1	1	3
	6	Cicadellidae	37	52	61	150
	7	Fulgoridae	0	2	0	2
	8	Fulgoridae	1	0	7	8
	9	Cicadellidae	1	0	1	2
	10	Cicadellidae	5	1	6	12
	11	Cicadellidae	17	31	12	60
	12	Fulgoridae	0	2	0	2
	13	Cercopidae	0	1	0	1
	14	Cercopidae	0	1	0	1
	15	-	0	2	1	3
	16	Fulgoridae	0	0	1	1
	17	Cicadellidae	0	0	2	2
	18	Aphidae	1	0	0	1
	19	Membracidae	0	1	2	3
	20	Membracidae	0	0	3	3
	21	Membracidae	1	0	0	1
	22	Cercopidae	1	0	0	1
	23	Cercopidae	1	0	0	1
Heteroptera	1	Alydidae	0	1	0	1
	2	Lygaeidae	0	1	0	1
	3	Lygaeidae	0	0	1	1
	4	Lygaeidae	1	1	0	2

	5	Pentatomidae	0	3	2	5
	6	Anthocoridae	0	1	0	1
	7	Lygaeidae	0	3	0	3
	8	-	2	0	7	9
	9	Lygaeidae	0	1	0	1
	10	Lygaeidae	1	0	0	1
	11	Pentatomidae	1	0	0	1
	12	Tingidae	0	10	1	11
	13	Lygaeidae	2	0	1	3
	14	-	0	1	0	1
	15	Lygaeidae	0	1	0	1
	16	Lygaeidae	0	0	1	1
	17	-	0	0	2	2
	18	Tingidae	4	2	1	7
Araneae	1	-	1	0	0	1
	2	-	0	2	0	2
	3	Oxyopidae	0	4	0	4
	4	Oxyopidae	0	1	0	1
	5	-	1	0	0	1
	6	Salticidae	0	1	0	1
	7	Anyphaenidae	1	1	1	3
	8	Anyphaenidae	1	1	0	2
	9	-	0	1	1	2
	10	Pisauridae	0	1	1	2
	11	Oxyopidae	0	3	2	5
	12	Linyphiidae	1	2	0	3
	13	-	0	1	0	1
	14	-	0	0	1	1
	15	Gnaphosidae	2	0	0	2
	16	Corinnidae	1	0	0	1
	17	Salticidae	0	1	0	1
	18	Miturgidae	0	2	0	2
	19	Lycosidae	1	0	1	2
	20	Thomisidae	0	1	0	1
	21	Oxyopidae	0	0	1	1
	22	Oxyopidae	0	1	0	1
	23	Thomisidae	0	1	1	2
	24	-	0	0	1	1
	25	Araneidae	0	1	0	1
Orthoptera	1	-	2	9	2	13
	2	-	0	2	0	2
	3	-	0	1	0	1
	4	-	0	1	0	1
	5	-	0	0	4	4
	6	-	0	1	0	1
	7	-	2	0	0	2
	8	-	0	2	1	3
	9	-	0	0	1	1
	10	-	1	0	0	1
	11	-	2	0	0	2
	12	-	1	0	0	1
Lepidoptera	1	-	7	6	1	14
	2	-	0	0	1	1
	3	-	0	1	0	1
	4	-	0	2	1	3

	5	-	0	0	1	1
	6	-	0	0	1	1
	7	-	0	1	1	2
	8	-	5	0	0	5
	9	-	1	0	0	1
	10	-	1	0	1	2
	11	-	0	0	1	1
	12	-	0	0	1	1
	13	-	1	0	0	1
Psocoptera	1	-	2	4	3	9
	2	-	1	0	0	1
	3	-	0	1	0	1
	4	-	1	1	0	2
	5	-	0	0	1	1
	6	-	1	2	3	6
	7	-	0	0	1	1
	8	-	0	1	1	2
	9	-	0	2	1	3
Thysanoptera	1	-	3	2	11	16
	2	-	1	1	5	7
	3	-	1	0	7	8
	4	-	1	6	0	7
	5	-	1	0	0	1
	6	-	1	0	0	1
	7	-	1	0	0	1
Collembola	1	-	1	2	5	8
	2	-	0	12	1	13
	3	-	2	1	1	4
	4	-	8	10	4	22
	5	-	0	1	0	1
Blattodea	1	-	2	2	0	4
	2	-	1	0	3	4
	3	-	2	3	0	5
Trichoptera	1	-	4	1	1	6
	2	-	0	0	2	2
Ephemeroptera	1	-	0	1	0	1
	2	-	1	0	0	1
Opiliones	1	-	1	3	7	11
	2	-	0	1	0	1
Odonata	1	-	0	0	1	1
Mantodea	1	-	1	0	0	1
Solifugae	1	-	0	1	3	4
		Total	528	660	625	1813

Las morfoespecies que se identificaron a nivel de género o a especies se indican entre paréntesis ya que en el trabajo se manejan con el número consecutivo de morfoespecies (morfoespecie 1, morfoespecies 2, etc.).