

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
UNIDAD IZTAPALAPA
DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD



“Efectos de la reforestación sobre los patrones de diversidad de artrópodos en una región de bosque templado del Centro de México”

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD

P R E S E N T A

Rafael Guzmán-Mendoza

Codirectores de tesis:

Dr. José Alejandro Zavala-Hurtado

Dra. Rosa Gabriela Castaño-Meneses

Asesor:

Dr. Jorge Leonel León-Cortés

MÉXICO, D.F.

15 DE MARZO DE 2013



El Doctorado en Ciencias Biológicas y de la Salud de la Universidad Autónoma Metropolitana pertenece al Padrón de Posgrados de Excelencia del CONACYT y cuenta con el apoyo del mismo Consejo con el convenio PFP-20-93.

El jurado designado por la Comisión del Doctorado en Ciencias Biológicas y de la
Salud de la UAM (Unidades Cuajimalpa, Iztapalapa y Xochimilco)

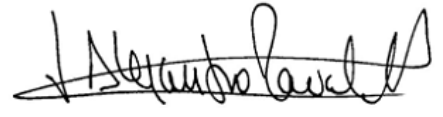
aprobó la Tesis que presentó

Rafael Guzmán-Mendoza

El día 15 de Marzo de 2013

Sinodales:

Dr. José Alejandro Zavala-Hurtado (Presidente)



Dra. Rosa Gabriela Castaño-Meneses (Secretaria)



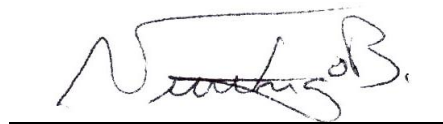
Dr. Jorge Leonel León-Cortés (Vocal)



Dr. Santiago Zaragoza-Caballero (Vocal)



Dra. Nuri Martha Trigo-Boix (Vocal)



COMITÉ TUTORIAL

Dr. José Alejandro Zavala-Hurtado

Profesor Titular C, Tiempo Completo
Departamento de Biología
División de Ciencias Biológicas y de la Salud
UAM-Iztapalapa

Dra. Rosa Gabriela Castaño-Meneses

Profesora Titular B.T.C. Facultad de Ciencias, Campus Juriquilla
Universidad Nacional Autónoma de México

Dr. Jorge Leonel León-Cortés

Investigador Titular C (definitivo)
El Colegio de la Frontera Sur
Unidad San Cristóbal
Departamento de conservación de la Biodiversidad

SINODALES

Dr. Santiago Zaragoza-Caballero

Investigador Titular B Tiempo Completo
Departamento de Zoología. Instituto de Biología, UNAM
Curador de la Colección Nacional de Insectos (Coleoptera)

Dra. Nuri Martha Trigo-Boix

Profesora Investigadora C Tiempo Completo
Laboratorio de Ecología Aplicada
Departamento el Hombre y su Ambiente
DCBS-UAM-X

El presente trabajo se realizó en el Laboratorio de
Ecología del Departamento de Biología, División de Ciencias Biológicas y de la
Salud
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa.

Laboratorio de Ecología y Sistemática de Microartrópodos del Departamento de
Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias
Universidad Nacional Autónoma de México

Laboratorio de Ecología de Artrópodos en Ambientes Extremos, Unidad
Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Facultad de Ciencias, Campus
Juriquilla
Universidad Nacional Autónoma de México

Dedicatorias

A todas las personas que a través del tortuoso camino de la ciencia, buscan entender el mundo que Dios hizo.

A San Judas Tadeo, por haberme enseñado el significado de la esperanza y mostrarme que la sal de mis días, es tan dulce como el néctar.

A la milagrosa Virgen del Carmen, por fortalecer mi espíritu en todo momento.

RECONOCIMIENTOS Y AGRADECMIENTOS

A las profesoras María de Lourdes y Diana Corona Urrea, su esfuerzo por hacer que un niño distraído y flojo, aprendiera y trabajara, creo que rindieron frutos.

Al profesor Octaviano, sus memorables clases de matemáticas las recuerdo más por el gusto al cine y su extraordinaria narración de las películas.

Al profesor Baza, algo en su clase me hizo pensar que estudiar biología podría valer la pena.

A los profesores, Gerardo López, Blanca Pérez, Ismael Ferrusquía Villafranca, Fernando Vite y José Alejandro Zavala-Hurtado, su forma de brindar una clase, ha dejado una huella indeleble en mi corazón.

A los Doctores, José Alejandro Zavala-Hurtado, Gabriela Castaño-Meneses y Jorge Leonel León-Cortés por haber sido mis asesores de tesis, por su amistad y brindarme el honor de haber sido su estudiante. Llevaré siempre con orgullo su herencia académica.

Al Dr. Santiago Zaragoza Caballero, por el honor de saber que una mente brillante se toma el tiempo de leer esta tesis.

A la Dra. Nuri Martha Trigo Boix, por la distinción de haber aceptado la invitación a revisar este trabajo.

Al Dr. Pablo Corcuera Martínez del Río, por aceptar leer este trabajo.

A la Dra. Carmen de la Paz-Olvera, la Dra. Susana Valencia y al Biól. Jorge Santana, por su invaluable ayuda en la identificación de especies vegetales.

Al Biól. Jorge Orendaín, por su amistad e invaluable ayuda en la identificación de familias de escarabajos.

A la M en C. María del Carmen Herrera-Fuentes y al M en B. Jesús Campos Serrano, por su amistad sin límite.

A mis estudiantes de la Licenciatura en Desarrollo Sustentable, Angélica Núñez, Juan Pablo Garay, Vanesa Segundo, Edgar Hernández. Con su ayuda, el trabajo de campo se hizo mucho más placentero y enriquecedor.

A las Doctoras Reyna Fierro Pastrana y María Jesús Ferrara Guerrero coordinadoras del Doctorado en Ciencias Biológicas y de la Salud y al Lic. Ernesto Olivares asistente del Posgrado, por su apoyo moral.

A la comisión del Doctorado en Ciencias Biológicas y de la Salud por haber creído en la idea del proyecto.

Al CONACyT, por la beca para realizar estos estudios de posgrado.

A Josefina Calzontzi Marín, mi esposa, A Rafael Guzmán Calzontzi, mi hijo. A mis padres, Pedro Luis Guzmán Álvarez y Celia Mendoza Mondragón, a mis hermanos Luis Manuel y Alejandro Guzmán.

A las autoridades locales: Sr. Pascasio Ramírez Ramírez, primer delegado de San Francisco Solo; los Señores Javier y Juan Téllez, delegados de San Marcos Coajomulco; Sr. Rosendo Santana Martínez, comisariado Ejidal de Santiago Oxtempan.

A los habitantes de San Marcos Coajomulco, Santiago Oxtempan y San Francisco Solo.

A todos ustedes, mi gratitud sincera hasta el fin de los tiempos.

Resumen

Los bosques templados de México son un bioma importante por su área de distribución, la riqueza de especies y de endemismos. No obstante, han sido considerablemente modificados por actividades humanas (cambios en el uso del suelo, tala inmoderada, ampliación de la frontera agrícola, reforestación, entre otras), lo que ha alterado el área de cobertura y la diversidad de estos bosques. El objetivo de esta tesis fue evaluar cómo las comunidades de artrópodos son modificadas al cambiar la cobertura vegetal producto de reforestaciones monoespecíficas, con la consideración de que estos organismos son útiles para fines de monitoreo ambiental. Se hipotetizó que la diversidad taxonómica y funcional (gremios tróficos), fuera mayor en zonas de bosque conservado e intermedio, en comparación con la zona reforestada. Se eligieron tres zonas de bosque que marcaron un gradiente de conservación y disturbio, la zona **BP** un bosque conservado, **BM** un bosque intermedio y **BR** un bosque reforestado. En campo, durante secas (2009) y lluvias (2010), fueron recolectados ejemplares botánicos con el fin de estimar la diversidad de las comunidades vegetales y mostrar el contraste de los ambientes, además, mediante el uso de trampas de caída, fueron recolectados artrópodos edáficos (arañas, coleópteros, hemípteros, hormigas y ortópteros). Se realizaron análisis de diversidad de Shannon y Simpson, y pruebas estadísticas multivariadas, para comparar la diversidad y composición de las comunidades de plantas y artrópodos, estos últimos desde un punto de vista taxonómico y funcional. Los resultados muestran una marcada influencia estacional, pero además, un efecto de la zona sobre la diversidad y la composición de las comunidades, donde la diversidad, en algunos taxa, no es más alta en las zonas de bosque conservado. Por otro lado, los resultados sugieren a las hormigas como un taxón importante para evaluar las condiciones de conservación o disturbio en estos ambientes, dado que los valores de diversidad de sus comunidades, están asociados a comunidades de otros taxa por razones causales. Aunque la diversidad taxonómica muestra resultados contrarios a las hipótesis planteadas, el análisis de la diversidad trófica sugiere que en **BR**, hay redundancia y homogenización funcional. Finalmente, la tesis contribuye con nuevos registros de plantas y artrópodos en una zona de bosque templado importante por su cercanía con la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca y de formar parte del Santuario de Conservación de Flora y Agua Presas Brookman-Villa Victoria, así mismo, demuestra que las zonas donde se llevó a cabo el estudio, son extraordinariamente diversas en comparación a otras zonas templadas y discute las repercusiones de estos resultados, como preámbulo de un plan de restauración ecológica y/o conservación a la luz de ámbitos de investigación multi y transdisciplinaria, que generen soluciones innovadoras ante un problema de reconocida complejidad.

Palabras clave: Disturbio, hormigas, monitoreo ambiental, multidisciplinariedad, restauración ecológica.

Abstract

Temperate forests from Mexico are an important biome due to distribution, species richness and endemisms. Nevertheless, they have been significantly modified by human activities (land use changes, excessive logging, expansion of the agriculture, reforestation, etc.), altering their coverage area and diversity. The aim of this thesis was to evaluate, how the arthropod communities are modified by monospecific reforestation, taking account that these organisms are useful for environmental monitoring. It was proposed that taxonomic and functional diversity (trophic guilds), were higher in the conserved and intermediate zones in comparing to reforested zone. In this study were chosen three forest zones which marked a gradient of conservation and disturbance, the **BP** a conserved forest, **BM** an intermediate forest and **BR**, a reforested forest. The field work was carried out during dry (2009) and rainy seasons (2010), were collected botanical specimens in order to estimate the diversity of plant communities and show the contrast of the environments; also by using of pitfall traps were collected soil arthropods (spiders, beetles, hemiptera, orthopterans and ants). A statistical analysis was carried out using the Shannon and the Simpson diversity index and multivariate tests for comparing the diversity and composition of the plant and arthropod communities, the latter from the point of view taxonomic and functional. The results show a strong seasonal influence and also an effect of the forest zone on the diversity and composition of communities, where the diversity in some taxa is higher in the reforested forest than in conserved forest. Furthermore, the results suggest the ants are an important taxon for monitoring purposes in these environments, because their diversity and abundance are associated with other taxa for causal reasons. Although the taxonomic diversity data show results contrary to hypotheses, the analysis of trophic diversity in **BR**, suggest a redundancy and functional homogenization in this forest zone. Finally, the thesis contributes with new records of plants and arthropods in a temperate forest important for its proximity to Biosphere Reserve Monarch Butterfly and be part of Sanctuary of Flora and Water Conservation, also it shows that the forest where this study was carried out is highly diverse comparing to other temperate zones, and discusses the implications of results as a preamble for a plan to ecological restoration and/or conservation in the scope of multidisciplinary and transdisciplinary research, generating innovative solutions for a complex problem.

Key words: Ants, disturbance, ecological restoration, environmental monitoring, multidisciplinary

INDICE

	Pág.
Capítulo I:	
Introducción general: el estudio de la riqueza biológica en torno a los cambios ambientales	12
Introducción.....	13
Modificación de la biodiversidad.....	15
Las especies en los ecosistemas.....	17
Los artrópodos como herramienta de monitoreo ecológico.....	20
La utilización de morfespecies en el monitoreo ambiental.....	22
La importancia biológica de los bosques templados de México.....	23
Biodiversidad florística y entomológica de México.....	26
Justificación.....	28
Pregunta e Hipótesis de estudio.....	29
Objetivo general y objetivos particulares.....	30
Descripción general de las áreas de estudio.....	31
Literatura consultada.....	36
Capítulo II:	
Vegetación y riqueza florística en relictos de bosque templado del centro-occidente de México	48
Introducción.....	50
Materiales y métodos.....	53
Análisis estadístico.....	54
Resultados	
Riqueza y diversidad florística del estrato arbustivo y herbáceo.....	55
Cambios estacionales de las comunidades florísticas de herbáceas y arbustos.....	58
Diversidad de especies del estrato arbóreo.....	64
Formas de crecimiento vegetal.....	66
Discusión.....	69
Conclusiones.....	71
Literatura consultada.....	72
Capítulo III:	
El efecto de las reforestaciones sobre los atributos de las comunidades de arañas (Arachnida: Araneae) y la disponibilidad de presas potenciales	78
Introducción.....	80
Materiales y métodos.....	82
Análisis estadístico.....	85
Resultados	
Riqueza y diversidad de las comunidades de arañas y de presas.....	87
Cambio estacional de las comunidades de arañas.....	92
Abundancia de arañas edáficas e insectos presas.....	94
Discusión.....	98
Conclusiones.....	104
Literatura consultada.....	105
Capítulo IV:	
Cambios en la estructura de las comunidades de hormigas en un gradiente de reforestación en bosques templados del centro occidente de México	112
Introducción.....	114
Materiales y métodos.....	116
Análisis estadístico.....	117
Resultados	
Fauna mirmecológica por zona de estudio.....	119

Comunidad mirmecológica.....	122
Efecto de las modificaciones del hábitat.....	125
Discusión.....	127
Conclusiones.....	130
Literatura consultada.....	131
Capítulo V:	
¿Pueden las comunidades de hormigas reflejar el estado de la diversidad de otros taxa dentro de relictos de bosque templado?	139
Introducción.....	141
Materiales y métodos.....	142
Análisis estadístico.....	145
Resultados	
Riqueza y abundancia de las comunidades de hormigas.....	148
Comparación de la abundancia y diversidad de artrópodos.....	152
Discusión.....	160
Conclusiones.....	164
Literatura consultada.....	165
Anexo 1.....	172
Capítulo VI:	
Variación trófica en las comunidades de artrópodos en un gradiente de disturbio en bosques templados del centro de México	174
Introducción.....	176
Materiales y métodos.....	178
Análisis estadístico.....	180
Resultados	
Abundancia de los grupos alimenticios en lluvias.....	182
Abundancia de los grupos alimenticios en secas.....	185
Variabilidad de gremios tróficos entre estaciones.....	187
Discusión.....	191
Conclusiones.....	193
Literatura consultada.....	194
Anexo 1.....	202
Capítulo VII:	
Discusión y conclusión general: aportes, avances y perspectivas	205
Introducción.....	207
Riqueza taxonómica de la vegetación y la artropofauna.....	208
La complejidad de los patrones de riqueza y diversidad de las comunidades.....	215
La diversidad funcional en los relictos de bosque templado.....	222
Conclusiones.....	224
Literatura consultada.....	226
Lista de publicaciones.....	238

Introducción general: el estudio de la riqueza biológica en torno a los cambios ambientales



Capítulo I.

Introducción general: el estudio de la riqueza biológica entorno a los cambios ambientales

Introducción

Diversos estudios han mostrado que la diversidad vegetal es un elemento importante en el estudio de la diversidad animal (Siemann *et al.*, 1998), por lo que la modificación de la vegetación es un proceso que puede afectar severamente a la biodiversidad de los ecosistemas (Bewket y Sterk, 2003), ya que modifica su funcionamiento al alterar la estructura de las comunidades que la integran (Thébault *et al.*, 2007).

La estabilidad de los procesos de los ecosistemas, como consecuencia de la diversidad biológica, es generalmente aceptada, en principio, por la visión filosófica del “balance en la naturaleza”, que llegó a ser universalmente admitida (Loreau *et al.*, 2003). Sin embargo, avances en otras ramas de la ciencia, condujeron a cuestionar esta visión convencional de la estabilidad (Loreau *et al.*, 2003). La evidencia, por un lado, proviene de estudios experimentales hechos a corto plazo bajo condiciones controladas (Loreau *et al.*, 2001) y por otro, de estudios enfocados principalmente sobre especies vegetales que proporcionan un enfoque basado estrictamente en las plantas, lo que puede ser insuficiente para entender el espectro completo que brindan las interacciones y que involucran a los consumidores de niveles tróficos superiores, cuya influencia puede llevar a los ecosistemas a estados alternativos (Schmitz, 2004).

A pesar de lo mucho que se ha investigado sobre el impacto negativo de la erosión y de la pérdida de la cobertura vegetal y del suelo sobre la biodiversidad, la importancia relativa de los mecanismos involucrados con la extinción de especies, tales como el disturbio humano durante y después de la deforestación, la reducción del tamaño poblacional, la reducción de la tasa de inmigración, los efectos de borde, los cambios en la estructura de la comunidad, entre otros ha sido abordada incipientemente (Turner, 1996; Foley *et al.*, 2007). Más aún, el efecto de la sustitución funcional y el declive de la riqueza de especies, como factores determinantes de los cambios en el funcionamiento de los ecosistemas, no ha sido del todo aclarado (Loreau *et al.*, 2001; Watt *et al.*, 2002). Si además se toma en cuenta la cuantificación de la pérdida de la riqueza biológica, la complejidad del tema se incrementa. Watt *et al.* (2002) señalan que el conocimiento sobre la pérdida global de especies, por consecuencia de la deforestación es extremadamente pobre, dado que las estimaciones de la tasa de extinción global oscila entre el 1 y el 10% cada diez años.

Debido a que la organización funcional de los organismos, así como la materia orgánica muerta y los procesos biogeoquímicos (flujo de carbono, nitrógeno, entre otros) generan una red de interacciones de retroalimentación que reorienta los flujos de materia y energía (Schowalter, 2000; Begon *et al.*, 2006), el funcionamiento de los ecosistemas depende de la biodiversidad. Por ejemplo, la identidad de las especies de la comunidad de productores puede influir tanto en la magnitud, como en la variabilidad de procesos tales como la productividad primaria y el flujo de nutrientes (Naeem *et al.*, 1999; Emmett, 2002). Además, la

diversidad y la abundancia de los consumidores puede influir sobre los procesos funcionales al afectar la abundancia y la biomasa de la comunidad vegetal (Emmett, 2003). Lo anterior, ha sido tema central de investigación en años recientes, sobre todo en lo referente a los efectos de la pérdida y de los cambios en los patrones de la riqueza de especies (Emmett, 2003; Gessner *et al.*, 2004).

Considerando lo antes mencionado, es importante identificar grupos de especies que sean sensibles a los cambios ambientales, de manera que reflejen las modificaciones en las condiciones del hábitat. Los artrópodos, como arácnidos e insectos, al estar estrechamente relacionados con el funcionamiento de los ecosistemas, son un grupo que responde sensiblemente a los cambios ocurridos en el ambiente, característica que los sitúa como indicadores de los procesos de fragmentación y aislamiento (Mattoni *et al.*, 2000; Abdul *et al.*, 2006). Además, en los ambientes terrestres, este grupo de organismos es abundante, diverso en especies, ocupa una gran variedad de hábitats y posee una amplia gama de hábitos alimenticios, además de que la sistemática de algunos grupos es relativamente estable (Llorente-Bousquets *et al.*, 1996; Shah *et al.*, 2003), lo que los hace modelos útiles en estudios sobre ecología y bioconservación (Schowalter, 2000; Lomov *et al.*, 2006).

Modificación de la biodiversidad

La mayor parte de la investigación relacionada con los efectos de la erosión y recuperación del ambiente sobre la diversidad biológica y los procesos del ecosistema, se han enfocado en la parte experimental de la riqueza de especies y

los ensambles de las comunidades (Emmett, 2003; Gessner *et al.*, 2004). Generalmente, se ha intentado estimar cómo ensambles aleatorios de especies influyen sobre los procesos del ecosistema, flujos de nutrientes, tasa de descomposición, entre otros (Emmett, 2003). Estudios comparativos han revelado que cambios en la diversidad funcional de los organismos alteran propiedades del ecosistema como la productividad, el ciclo de nutrientes y el índice de descomposición (Naeem *et al.*, 1995; Loreau *et al.*, 2001).

Por otro lado, los procesos de reforestación han sido evaluados principalmente sobre la sobrevivencia de la vegetación para medir el éxito del ambiente restaurado (Ruiz-Jaén y Aide, 2005). Lo anterior deja de lado aspectos que se consideran esenciales para la persistencia de un ecosistema, tales como la información sobre procesos biogeoquímicos, la diversidad de especies y la estructura trófica, además de considerar que los ensambles de las comunidades no son aleatorios, sino que reflejan relaciones filogenéticas, y que la desaparición de las especies no es un evento estrictamente azaroso (Emmett, 2003; Ruiz-Jaén y Aide, 2005).

No obstante, a pesar de tales avances, los resultados son poco claros cuando se intentan hacer generalizaciones a diferentes escalas (paisaje o región), o bien extrapolaciones a diferentes ecosistemas (Loreau *et al.*, 2001; Naeem y Wright, 2003). Con respecto a los ensambles de las comunidades, la dificultad se encuentra en distinguir entre resultados sesgados por el muestreo, es decir, que se deben al aumento de la probabilidad de que una sola especie, con atributos funcionales extraordinarios, se encuentre en la comunidad y proporcione

resultados debidos a la complementariedad o redundancia funcional (Naeem *et al.*, 1995; Naeem y Wright, 2003). De esta manera, entender los efectos de la modificación de la biodiversidad sobre los procesos del ecosistema, requiere de una variedad de aproximaciones que incluyan el monitoreo de especies en la naturaleza, así como la manipulación de las comunidades naturales en campo, y el ensamble sintético de comunidades bajo condiciones experimentales (Díaz *et al.*, 2003).

Las especies en los ecosistemas

La especie se ha considerado como la unidad fundamental de la biología, de la misma manera que los genes, las células y los organismos son unidades fundamentales de niveles inferiores de la organización biológica y, aunque el concepto biológico de especie ha mostrado resultados satisfactorios en la delimitación y descripción de algunos grupos de plantas y animales (De Queiroz, 2007; Barberá, 1994), el concepto no es aplicable para organismos asexuales o para aquellos que son determinados a partir de material fósil (Agapow *et al.*, 2004). Además, el hecho de que las especies posean periodos de existencia altamente variables y que las interacciones con otros organismos y el medio físico sean efímeras, hace complicado el entendimiento del significado del concepto especie con sólo observarla, sin mencionar que los esfuerzos por calcular el número total de especies en el Planeta han quedado en modelos meramente exploratorios (Ødegaard, 2000; De Queiroz, 2007). Lo anterior no es problema sólo de los modelos, sino también del concepto de especie empleado (Agapow *et*

al., 2004). En este sentido, los taxónomos se han enfocado a diferentes conceptos de especie, algunos de ellos prácticamente incompatibles, como el concepto biológico de especie, que no puede tomar en cuenta a organismos asexuales, en tanto que, el enfoque filogenético, lo acepta. Más aún, la base morfológica de la clasificación proporciona un fuerte componente subjetivo al no delimitar claramente el grado de diferencia que constituye a una especie (Agapow *et al.*, 2004), lo que ha llevado a la consideración de que, la especie, es un artificio de la filosofía y de los biólogos (Barberá, 1994). Sin embargo, la forma en la que los organismos interactúan con los agentes bióticos y abióticos del ecosistema, y la manera en que influyen sobre los procesos funcionales, ha sido un reto en la investigación ecológica de los últimos tiempos, si bien es difícil asignar a una especie en particular un proceso funcional concreto (Martín-López *et al.*, 2007). Además, la literatura raramente discute la importancia de los efectos de los organismos en la estructuración de las poblaciones, las comunidades y el funcionamiento de los ecosistemas (Wright y Jones, 2006). No obstante, se han diseñado varias definiciones de las especies con base en aspectos prácticos, como especie clave, grupos funcionales y especies complementarias.

Una especie clave, por ejemplo, es aquella que determina la mayor parte de los patrones de estructura, distribución, abundancia, composición, tamaño y diversidad de una comunidad ecológica (Bruce *et al.*, 1994). Desde el punto de vista de la estructura de los ecosistemas, los efectos de las especies clave, son desproporcionados en comparación con su biomasa (Wright y Jones, 2006). Por otro lado, la clasificación de las especies en grupos funcionales se encuentra

fundamentada en criterios ecológicos, más que taxonómicos (Andersen, 1997). Así, la definición de un grupo funcional se realiza con base en rasgos o signos fenotípicos que tienden a co-ocurrir en grupos de especies y que, se presume, poseen algún valor adaptativo para ambientes particulares (Perea *et al.*, 2005); además, de que este rasgo fenotípico está asociado con un proceso biogeoquímico o propiedad del ecosistema (Naeem y Wright, 2003). Lo trascendente de esta propuesta, es que permite la identificación de patrones generales en la estructuración de la comunidad a través de la aplicación de elementos biogeográficos. En este sentido, Andersen (1997) encontró similitudes en cuanto a la composición de la comunidad funcional de hormigas, en relación al bioma en Australia y Norteamérica. Finalmente, cuando se habla de especies complementarias, se hace referencia a efectos de diferenciación del nicho, facilitación y aspectos fenológicos, que en conjunto incrementan el desempeño de la comunidad por arriba del desempeño esperado de especies individuales (Loreau y Hector, 2001). Una forma común de complementariedad es el caso de las leguminosas, que fijan al suelo el nitrógeno atmosférico, mientras que otras plantas sólo tienen acceso al nitrógeno del suelo, o bien a la sincronía en las tasas de crecimiento de algunas especies cuyo desempeño puede incrementar la funcionalidad del ecosistema cuando los recursos son efímeros (Henry *et al.*, 2001; Loreau y Hector, 2001).

Los artrópodos como herramienta de monitoreo ecológico

En el planeta Tierra, los artrópodos son el grupo con mayor éxito evolutivo. Lo anterior se ve reflejado en su abundancia, diversidad y el amplio espectro de hábitats que ocupan (Llorente-Bousquets *et al.*, 1996). En los ecosistemas terrestres, este grupo juega un papel clave en los procesos de fragmentación de la cobertura vegetal, en los ciclos de nutrientes y en la dieta de otros organismos consumidores (Iannacone y Alvaríño, 2006). Además, se encuentran insertos en posiciones clave de la redes tróficas, como herbívoros, depredadores, detritívoros, parasitoides y polinizadores (Mattoni *et al.*, 2000). Razones por las que se consideran una herramienta útil para evaluar la efectividad de las estrategias de manejo de los ecosistemas (Malenque *et al.*, 2007). Mattoni *et al.* (2000), mencionaron las características de los artrópodos como elementos de juicio para el monitoreo de las condiciones ambientales de un hábitat. Por ejemplo, su distribución microgeográfica, que podría reflejar condiciones de heterogeneidad a escalas muy finas del hábitat, en donde muchos otros grupos, como los vertebrados, podrían ser insensibles; además, el alto recambio y las tasas de crecimiento de muchas especies de artrópodos, podrían servir como indicadores de cambios ambientales rápidos. Desde el punto de vista técnico, los artrópodos terrestres pueden ser fáciles y menos costosos de medir que los vertebrados, de manera que los métodos pasivos de muestreo pueden capturar grandes cantidades de individuos en cortos periodos, y la preparación de los ejemplares implica menor tiempo de lo que se invierte con los vertebrados (Kremen *et al.*, 1993).

Dado el creciente interés en la restauración de ambientes degradados, el monitoreo de la dinámica de los ensambles de artrópodos podría proporcionar evidencia convincente para estimar el éxito o fracaso de cualquier proyecto (Mattoni *et al.*, 2000). Sin embargo, en México hay pocos estudios del impacto del estrés vegetal sobre la diversidad de la comunidad de artrópodos, y los aspectos funcionales como la herbivoría, la depredación y el parasitismo. Poco se ha explorado su uso con fines de monitoreo y conservación biológica (Mattoni *et al.*, 2000; Talbot *et al.*, 2008). Una razón de ello puede ser el escaso conocimiento biológico y ecológico que se tiene de ciertos grupos, como las hormigas, o bien el pobre análisis sobre la práctica e inclusión de los artrópodos en estudios de monitoreo (Arcila y Lozano-Zambrano, 2003; Underwood y Fisher, 2006). No obstante, Lomov *et al.* (2006), mencionan la utilización de mariposas y polillas como indicadores ecológicos, con el fin de evaluar los impactos de la fragmentación, del fuego y de las plantas invasoras. Además, Gove *et al.* (2009) y Huberty y Denno (2004) han mostrado un efecto diferencial de las modificaciones del hábitat sobre las comunidades de insectos. Se ha observado que especies de hormigas arbóreas son más sensibles a la fragmentación que las hormigas terrestres, mientras que el estrés hídrico en las plantas provoca respuestas tanto negativas como positivas y no determinadas en la abundancia y la diversidad de las comunidades. Por otro lado, se ha observado que el tipo, la frecuencia y la intensidad del disturbio pueden tener impactos particulares sobre la comunidad de artrópodos; en este sentido, Andersen (1991) encontró que en Australia, especies de hormigas crípticas y generalistas, eran comunes en zonas sin disturbio,

mientras que las hormigas oportunistas y especializadas, lo eran en zonas disturbadas por fuego.

A nivel mundial, se han reconocido alrededor de 1, 025, 000 especies de artrópodos, siendo los insectos los más abundantes y diversos del grupo (Llorente-Bousquets *et al.*, 1996; Purvis y Hector, 2000). En México, de acuerdo a Morrone y Márquez (2008), existen 38, 000 especies de arácnidos e insectos, con 8, 800 especies endémicas. No obstante, estos datos pueden cambiar, debido al escaso conocimiento que se tiene de la artropofauna de algunas regiones del país (León-Cortés *et al.*, 2005).

La utilización de morfespecies en el monitoreo ambiental

Intentar reconocer a todas las especies que habitan el planeta –tan sólo de insectos se estiman entre 5 y 10 millones de especies (Ødegaard, 2000)-, ha sido una tarea costosa en términos de tiempo, de recursos humanos y materiales (Martín-Piera, 2000), aunado a que las actividades humanas, aceleran la extinción de muchas especies (Derraik *et al.*, 2002). Además, el concepto mismo de especie, ha sido difícil de consensuar, debido a la variabilidad genética, fenotípica y de hábitats que un grupo de organismos emparentados entre sí, puede presentar (Guzmán-Mendoza, 2010), los insectos en particular, tienen un ciclo de vida complejo, por lo que pueden estar ocupando diferentes nichos y hábitats a lo largo de su vida (Schowalter, 2000).

En este sentido, se ha considerado a las morfoespecies, una herramienta importante para obtener mediciones rápidas sobre el estado de la diversidad en

ambientes conservados o perturbados, no obstante el hecho de que los resultados deben ser tomados con cautela, pues la diversidad específica puede ser sobre o subestimada, por no identificar claramente las diferencias intraespecíficas. Sin embargo, hay evidencia del alto grado de confiabilidad de trabajar con morfoespecies (Oliver y Beattie, 1995), lo que disminuye además, las limitantes taxonómicas y logísticas observadas en los tratamientos taxonómicos convencionales, como la identificación de especies, que para algunos grupos, la taxonomía está incompleta y con escasas recolectas (Ríos-Casanova *et al.*, 2010; Llorente-Bousquets *et al.*, 1996). Además, se registra la urgencia de evaluar los cambios en la diversidad provocados por la rápida modificación de los ecosistemas (Mace y Baillie, 2007), por lo que la utilización de morfoespecies puede ser una herramienta útil de evaluación, lo que favorece, además, la participación de parataxónomos, personas no especializadas, pero que han sido capacitadas por taxónomos profesionales (Oliver y Beattie, 1995).

La importancia biológica de los bosques templados de México

Los bosques templados forman parte del conjunto de vegetación típico de latitudes no tropicales, en donde el clima tiene una estacionalidad anual marcada y con inviernos donde la temperatura cae por debajo de 0 °C, lo que promueve heladas, nevadas y periodos prolongados de congelamiento. Estas regiones bióticas presentan una estrecha relación entre su distribución natural y el clima predominante (Challenger, 2003).

Dado que México no es un lugar de latitud extrema, la presencia de bosque templado obedece al efecto de la altitud sobre el clima, de manera que se asocian predominantemente con las zonas montañosas, donde la altura promueve la disminución de la temperatura y permite la ocurrencia de zonas de nieve perpetua; así, la distribución de los bosques de coníferas y pino-encino en México coincide con climas templados del tipo C (Challenger, 2003; Alba-López *et al.*, 2003) (Fig. 1), aunque Miranda y Hernández X. (1963) registran elementos de bosque templado en regiones con climas cálidos y de baja altitud, como *Pinus patula* en Arriaga, Chiapas, y *P. caribaea* en Quintana Roo.

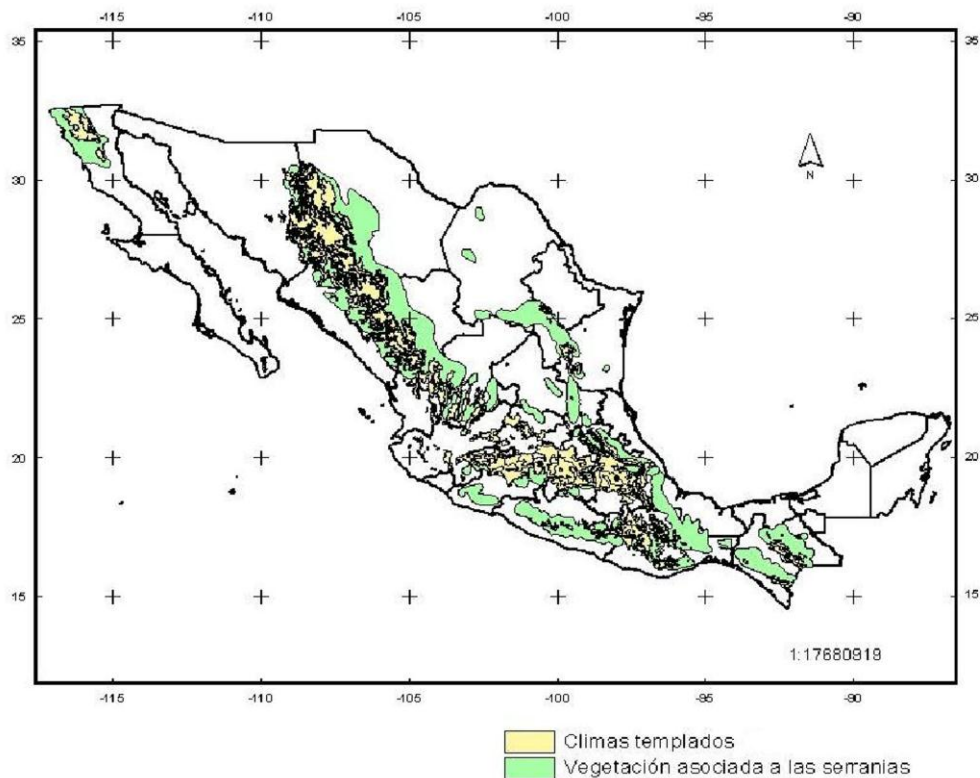


Figura 1. Distribución de climas templados tipo C y de vegetación templada asociada a las serranías de México. Fuente CONABIO (2008).

Después de las zonas áridas, los bosques de coníferas y encinos son el principal bioma del país, ya que ocupan del 10 al 24% del territorio nacional (Challenger, 2003; Alba-López *et al.*, 2003; CONAFOR, 2008). Además de su extensión, México es el centro de origen de muchas especies de pino y encino, que son dominantes de estos bosques. Tan sólo de encinos, no obstante la dificultad de la taxonomía del género *Quercus*, se estima que existen alrededor de 125 a 200 especies, de las que el 70% son endémicas para el país (Zavala, 1998; Díaz *et al.*, 2003), siendo las zonas montañosas de México un centro de diversidad para el género, donde son parte importante de los bosques templados (Valencia-A., 2004). Para el género *Pinus*, México posee la mayor riqueza a nivel mundial, pues se registran entre 43 a 55 especies de las 100 que hay en el mundo. De las especies de pinos registradas para el país, el 85% son endémicas (Alba-López *et al.*, 2003; Díaz *et al.*, 2003); por lo anterior, los bosques templados de México son de los más diversos del planeta (Fregoso *et al.*, 2001).

A pesar de la gran diversidad botánica de México, en los últimos 50 años la tasa de deforestación se ha ido incrementado considerablemente (Medina y Tejero-Diez, 2006). Ordóñez *et al.* (2001), consideran que la tasa de deforestación oscila entre los 370 y 670 mil ha año⁻¹. Aunque, como señalan González-Espinosa *et al.* (2007), las estimaciones de tasas de deforestación muestran grandes variaciones, ya que dependen de los datos disponibles a nivel municipal, así como del periodo de estudio que abarquen. En términos generales, los bosques templados son las regiones con mayores modificaciones biológicas a todos los

niveles de interacción (ecosistemas, comunidades, especies y poblaciones), debido a actividades humanas (Sánchez-González *et al.*, 2005; CONAFOR, 2008).

Las causas que más impacto tienen sobre la deforestación y la fragmentación de los bosques templados, son el cambio en el uso del suelo, la conversión a praderas y a cultivos agrícolas como consecuencia del crecimiento poblacional, así como la tala irracional, la explotación no autorizada (Ordóñez *et al.*, 2001; CONAFOR, 2008), y los incendios forestales, donde el 97% son provocados y muchos de ellos (54%), están relacionados con actividades agropecuarias (Peña-Ramírez y Bonfil, 2003).

Por otro lado, la deforestación y la fragmentación promueven que los asentamientos humanos que han hecho uso de los bosques como fuentes de combustible (el caso de la leña) y como recursos alternativos de alimentación, vean su forma de vida precaria, ya que, por lo general son zonas rurales de alta marginación, donde el uso de los recursos naturales ha sido inadecuado (Gama *et al.*, 2003). Aunado a esto, se encuentra el evidente empobrecimiento biológico, cuyas consecuencias son poco conocidas (González-Espinosa *et al.*, 2007).

Biodiversidad florística y entomológica de México

México posee una gran cantidad de especies: tal biodiversidad se refleja en tres niveles que son, composición, estructura y funcionalidad biológica. Además, debido a la alta proporción de endemismos y de poseer cerca del 10% de la riqueza biológica del mundo, México ha sido considerado como un país mega diverso (Koleff y Moreno, 2005; Meiners y Hernández-López, 2007). La razón de

esta enorme riqueza biológica es multifactorial, encontrándose, entre muchas otras razones, la confluencia de los reinos biogeográficos Neártico y Neotropical, consecuencia de la posición geográfica (Miranda y Hernández X., 1963). Por otro lado, el relieve ha sido un elemento clave en la diversidad climática del país, las grandes diferencias en altitud, promueven climas desde los cálidos hasta los muy fríos o de nieves perpetuas y de los muy húmedos a los muy secos, pasando por toda una gama de climas intermedios (García, 1996). En concordancia con esta diversidad climática, existe una gran diversidad vegetal, donde las formaciones florísticas concuerdan estrechamente con el clima, por ejemplo los climas húmedos templados están relacionados con bosques de pino-encino y los climas cálidos húmedos, con selvas altas perennifolias (García, 1996; Challenger, 2003), generando un mosaico complejo de ecosistemas. Por lo anterior, se ha llegado a considerar que México, no sólo es un país megadiverso por la riqueza de especies y endemismos, sino también, extraordinariamente diverso a nivel de ecosistemas (Koleff y Moreno, 2005).

De acuerdo con Rzedowski (1998) y Villaseñor (2004), en nuestro país se encuentran cerca de 22, 000 especies de plantas, lo que representa del 10 al 20% del total mundial estimado. En cuanto a arácnidos e insectos, Morrone y Márquez (2008) reportaron 38, 000 especies conocidas y 8, 800 especies endémicas. En contraste, la CONABIO (2008), tiene registradas poco más de 52, 000 especies, lo que indica que hay muchas discrepancias y la necesidad de trabajar en el grupo, debido en parte al escaso registro que se tiene en varias regiones del país (León-Cortés *et al.*, 2005).

Justificación

La veloz modificación de los paisajes por actividades humanas, ha alterado la distribución espacial de los organismos y de los recursos, así como la tasa de extinción de las especies (Derraik *et al.*, 2002). Como resultado, la pérdida de hábitat y el aislamiento son fenómenos que amenazan seriamente la diversidad biológica del planeta, ya que pueden transformar procesos ecológicos de dispersión y la dinámica de las comunidades (Collinge, 2000; Bewket y Sterk, 2003). Por otro lado, los estudios sobre restauración rara vez consideran más de un aspecto del ambiente, como la diversidad y estructura de la vegetación y/o de los consumidores y los pozos de nutrientes (Ruiz-Jaén y Aide, 2005). Pocos estudios han cuantificado el impacto, tanto de las deforestaciones, como de las reforestaciones, sobre la riqueza de especies, en particular de los insectos (Watt *et al.*, 2002). Por ello se hace necesario cuantificar los efectos de la deforestación y la reforestación sobre los patrones de diversidad de insectos.

Una investigación que explore los cambios en los patrones de diversidad en relación con las condiciones del hábitat es importante, porque tiene implicaciones significativas tanto para la ecología básica como para la conservación (Yachi y Loreau, 1999; Emmett, 2002). De hecho, la recuperación de la riqueza de especies y de propiedades funcionales del ecosistema como la productividad y la biomasa, requieren de más investigación (Kaspari y Majer, 2000).

Pocos trabajos en el campo de la investigación de la biodiversidad consideran elementos del funcionamiento del ecosistema, y la mayoría se basa en

aspectos de diversidad taxonómica, como la riqueza, la equitatividad y los ensamblajes de especies (Naeem y Wright, 2003). En este sentido, es importante abordar aspectos de diversidad funcional, como la actividad de las especies y sus características funcionales, ya que esto regula, tanto de manera directa como indirecta el funcionamiento de los ecosistemas (Emmett, 2002), y refleja la estabilidad de la biota después de las alteraciones (Naeem y Wright, 2003).

Pregunta e Hipótesis de estudio

Dado que las alteraciones del paisaje modifican la estructura y composición de las comunidades, es indudable que el funcionamiento de los ecosistemas podría cambiar de acuerdo a la identidad de las especies que los conforman, en este sentido, es importante preguntar ¿bajo qué condiciones de reforestación se mantienen o modifican de manera significativa los procesos del funcionamiento de los ecosistemas, basados en los elementos de la biodiversidad taxonómica y funcional de artrópodos? En el presente trabajo de tesis se aborda esta pregunta, a partir de las hipótesis siguientes:

- 1) Se espera que las condiciones físicas y bióticas del bosque primario y de las zonas mixtas, ejerzan efectos similares sobre la diversidad de especies y morfoespecies de artrópodos, dado que poseen una mayor heterogeneidad que las zonas completamente modificadas por reforestación (Rohde, 2005). Así las comunidades serán diferentes entre sí, estrechamente relacionadas con las condiciones del hábitat, donde la

diversidad taxonómica y funcional, será igual entre zonas de bosque primario y bosque mixto, asociadas a una mayor complejidad estructural del hábitat.

- 2) Los efectos deletéreos sobre el ecosistema pueden tener una relación lineal con la biodiversidad (Ruijven y Berendse, 2005), donde la identidad de las especies y taxa de alto rango, que componen a la comunidad es uno de los factores que influye sobre los procesos del ecosistema (Naeem *et al.*, 1999; Loreau *et al.*, 2001). En este sentido, las reforestaciones podrán incidir sobre la abundancia y equitatividad de la comunidad de artrópodos, donde una reforestación monoespecífica tenderá comunidades poco diversas, con bajas abundancias, y una marcada dominancia y redundancia funcional. Niveles altos de estas propiedades de la diversidad, estarán vinculados a la zona de bosque primario.

Objetivo General

Analizar los cambios en la biodiversidad de artrópodos, en relación con los cambios en las condiciones ambientales debidas a la reforestación y conservación del bosque nativo (primario), en la región norte del Estado de México.

Objetivos particulares

- 1) Caracterizar las zonas de estudio de acuerdo al tipo y el grado de conservación de la vegetación.
- 2) Evaluar los cambios estacionales en la composición de artrópodos para cada zona en particular.
- 3) Examinar los cambios a nivel de familia, especies, morfoespecies y gremios tróficos, de las comunidades de artrópodos en las zonas de estudio.

Descripción general de las áreas de estudio

El estudio fue realizado en tres zonas ubicadas dentro del Estado de México, particularmente en la región Noroeste, donde predominan extensiones importantes de bosque templado. La importancia de estos lugares, fue que garantizaron las condiciones contrastantes en cuanto a la conservación o disturbio por reforestación, lo que permitió abordar los objetivos del trabajo. Además, de acuerdo a la investigación bibliográfica, esta zona ha sido poco estudiada en cuanto a la entomofauna y la flora, a pesar de su cercanía con la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, y de formar parte de Santuarios de Conservación de Flora y Agua Presas Brokman-Villa Victoria (List *et al.*, 2009).

Áreas de estudio

Zona denominada de Bosque Primario (BP): San Marcos Coajomulco, Municipio de Jocotitlán, Estado de México

Se encuentra a una altitud de 2925 m s.n.m. El clima es templado semifrío (Cb'w₂) con veranos frescos y prolongados, la temperatura media anual oscila entre los 5 a 12°C, la precipitación anual oscila entre los 200 a 1800 mm (García, 1996). La vegetación es bosque templado de encino (*Quercus rugosa* Nee, *Q. laurina* Humb. & Bonpl.) y algunos árboles del género (*Pinus* spp.) que rodean a toda la localidad. El estado de conservación del bosque es relativamente bueno, por lo que las reforestaciones han sido escasas por un lado, y por otro, se han sembrado pinos (*Pinus* sp.) y cedros (*Cupressus lindleyi* Klotzsch ex Endl.) en los límites del bosque con la zona habitacional (Fig. 2A). Al igual que San Francisco Solo, no ha habido registro del estado de los recursos naturales de la zona (Cuadro 1, Fig. 3).

Zona denominada de Bosque Mixto (BM): San Francisco Solo, Municipio de San José del Rincón, Estado de México

La localidad se encuentra a 2720 m s.n.m., el clima es templado subhúmedo (Cw₂) con temperatura media anual que oscila entre 18 y 20 °C, y se presentan lluvias en verano con una precipitación anual de 200 a 1800 mm (García, 1996). El tipo de vegetación es bosque templado de encino (*Q. rugosa*, *Q. crassipes* Bonpl. y *Q. laurina*), con algunos elementos del género *Pinus* spp., de los que quedan remanentes en las serranías y en localidades aledañas. La zona ha estado sujeta a actividades de reforestación intensa desde hace 20 años. Los árboles

empleados en la reforestación han sido principalmente cedros (*C. lindleyi*), que proporciona el H. Ayuntamiento, los últimos a través del programa ProÁrbol (Fig. 2B).

En San Francisco Solo, no ha habido ningún estudio científico relacionado con el estado que guardan los recursos naturales, a pesar de la cercanía con la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca (Cuadro 1; Fig. 3).

Zona denominada de Bosque Reforestado (BR): Santiago Oxtempan, municipio del Oro, Estado de México

Se encuentra a una altitud de 2750 m s.n.m. El clima es templado semifrío (Cb'w₂), con temperatura media anual de 5 a 12 °C y una precipitación de 200 a 1800 mm al año (García, 1996). La vegetación natural era dominada por encinos y de la que no quedan ejemplares en la serranía (Fig. 2C). La localidad ha enfrentado, desde hace más de 20 años, eventos de reforestación donde se han sembrado principalmente cedros (*C. lindleyi*) y eucaliptos (*Eucalyptus globulus*), que corresponden a la vegetación dominante. Por otro lado, el sitio se encuentra sujeto a fuertes eventos de perturbación como la ampliación de la carretera El Oro-Atzacmulco, el río “El Mortero” que transporta aguas negras, y la quema accidental. Al igual que en las otras dos zonas de estudio, no hay reportes sobre el estado de los recursos naturales (Cuadro 1; Fig. 3).

Caracterización de las zonas de estudio

Se han distinguido dos condiciones ambientales fundamentales: 1) bosque primario, donde la cobertura vegetal, así como la biodiversidad de plantas corresponde a un bosque conservado, zona **BP**; 2) Bosque reforestado, donde la cobertura ha sido regenerada con especies que no pertenecen al bosque original. Esta última, se dividió en dos *i*) en la que el bosque reforestado tenga especies del bosque original formando parte de la cobertura, zona **BM** y *ii*) en la que no existan alrededor ni dentro del bosque reforestado, especies que pertenezcan al bosque original, zona **BR**. Para cada una de estas zonas, se realizó una evaluación de sus características bióticas, considerando: diversidad de especies de plantas, cobertura y estructura de la comunidad vegetal.

Cuadro 1. Caracterización geográfica, climática y de disturbio, de las tres localidades donde se llevo a cabo el estudio de diversidad. **BP** = San Marcos; **BM**= San Francisco Solo; **BR**= Santiago Oxtempan.

Sitio	Vegetación dominante	Altitud	Localización	Clima	Factor de disturbio
BP	Bosque de encinos y pinos	2925 m s.n.m.	19 45 48; 99 59 18	Cb'w ₂	Extracción de leña y reforestación
BM	Bosque de encinos, pinos y cedros	2720 m s.n.m.	19 43 06; 100 05 38	Cw ₂	Reforestación y paso de ganado
BR	Bosque de cedros	2750 m s.n.m.	19 48 30; 100 05 51	Cb'w ₂	Reforestación y pastoreo



Figura 2. Fisionomía de la vegetación (A) San Marcos Coajomulco (**BP**), (B): San Francisco Sólo (**BM**), (C) Santiago Oxtempan (**BR**).

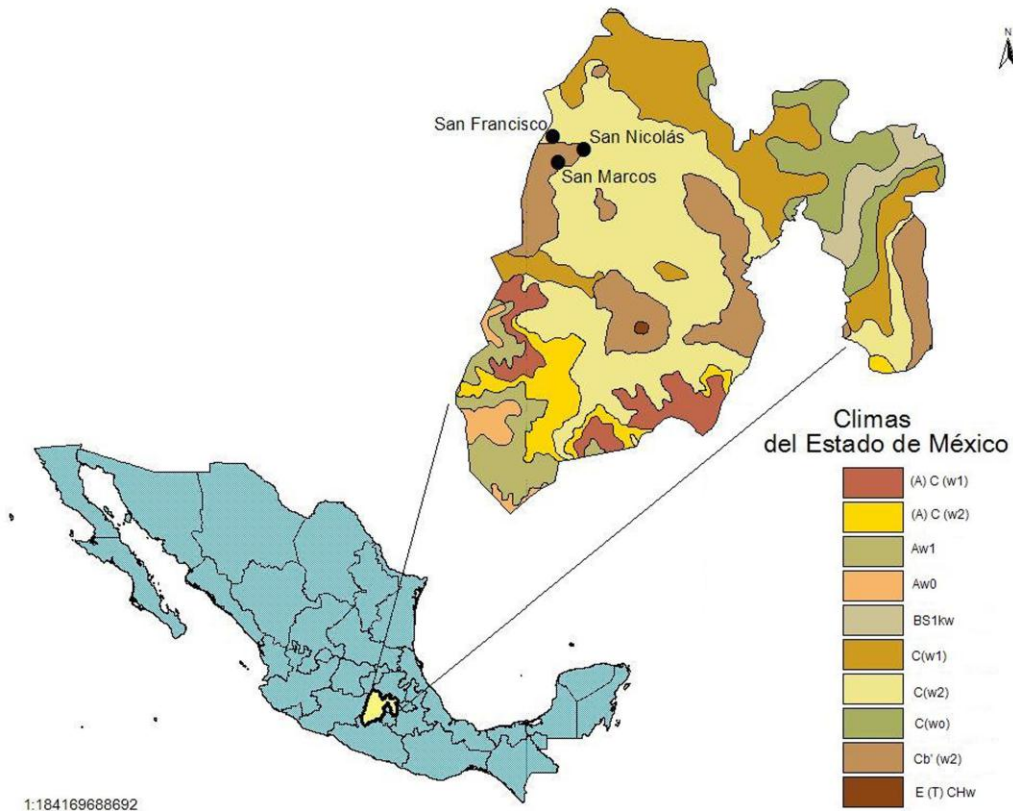


Figura 3. Climas reconocidos para el Estado de México, los puntos señalan la localización de las zonas de estudio. Fuente CONABIO (2008).

Literatura consultada

Abdul M.M., I. Hiroaki T., M. Kaoru. 2006. The Use of Arthropods as Indicators of Ecosystem Integrity in Forest Management. *Journal of Forestry* 104: 113-117.

Agapow P.M., O. R. P. Bininda-Emonds, K. A. Crandall, J. L. Gittleman, G.M. Mace, J. C. Marshall, A. Purvis. 2004. The impact of species concept on biodiversity studies. *The Quarterly Review of Biology* 79: 161-179.

- Alba-López M.P., M. González-Espinosa, N. Ramírez-Marcial, M.A. Castillo-Santiago. 2003. Determinantes de la distribución de *Pinus* spp. En la altiplanice central de Chiapas, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México 73: 7-15.
- Andersen A.N. 1991. Responses of ground foraging ant communities to three experimental fire regimes in a savanna forest of tropical Australia. Biotropica 23: 575-585.
- Andersen A.N. 1997. Functional groups and patterns of organization in North American ant communities: a comparison with Australia. Journal of Biogeography 24: 433-460.
- Arcila C.A.M., F.H. Lozano-Zambrano. 2003. Hormigas como herramienta para la bioindicación y el monitoreo. En Fernández F. (ed.). Introducción a las hormigas de la región neotropical. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia. 159-166.
- Barberá O. 1994. Historia del concepto de especie en biología. Enseñanza de las Ciencias 12: 417-430.
- Begon M., C.R. Townsend, J.L. Harper. 2006. Ecology. From individuals to ecosystems. 4rd Ed. Blackwell Publishing, N. York.
- Bewket W., G. Sterk. 2003. Assessment of soil erosion in cultivated fields using a survey methodology for rills in the Chemoga watershed, Ethiopia. Agriculture, Ecosystem and Environment 97: 81-93.

- Bruce A.M., E.L. Berlow, C.A. Blanchette, S.A. Navarrete, S.B. Yamada. 1994. The keystone species concept: variation in interaction strength in a rocky intertidal habitat. *Ecological Monographs* 64: 249-286.
- Challenger A. 2003. Conceptos generales acerca de los ecosistemas templados de montaña de México y su estado de conservación. *En* Sánchez O., E. Vega, E. Peters, O. Monroy-Vilchis (eds.). *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México*. INE-SEMARNAT, México. 17-44.
- Collinge S.K. 2000. Effects of grassland fragmentation on insect species loss, colonization and movement patterns. *Ecology* 81: 2211-2226.
- CONABIO. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad 2008. <http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/cuantasesp.html>. Consulta, octubre 2010.
- CONAFOR. Comisión Nacional Forestal. 2008. Programa Institucional 2007-2012. Comisión Nacional Forestal. Zapopán, México.
- De Queiroz K. 2007. Species concepts and species delimitation. *Systematic Biology* 56: 879-886.
- Derraik J.G.B., G.P. Closs, K.J.M. Dickinson, P. Sirvid, B.I.P. Barrat, B.H. Patrick. 2002. Arthropod morphospecies versus taxonomic species: a case study with Araneae, Coleoptera and Lepidoptera. *Conservation Biology* 16: 1015-1023.

- Díaz S., A.J. Symstad, F.S. Chapin III, D.A. Wardle, L.F. Huenneke. 2003. Functional diversity revealed by removal experiments. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 140-146.
- Emmett D.J. 2002. Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos* 99: 201-219.
- Emmett D.J. 2003. Biodiversity loss, trophic skew and ecosystem functioning. *Ecology letters* 6: 680-687.
- Foley J.A., G.P. Asier, M.H. Costa, M.T. Coe, R. DeFries, H.K. Gibbs, E.A. Howard, S. Olson, J. Patz, N. Ramankutty, P. Zinder. 2007. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 25-32.
- Fregoso A., A. Velázquez, G. Bocco, G. Cortéz. 2001. El enfoque de paisaje en el manejo forestal de la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 46: 58-77.
- Gama L., C.J. Chiappy Jhones, M.J. Luna Monsalvo. 2003. La vegetación de Coetzala, Veracruz y su estado de conservación. *Universidad y Ciencia* 19: 71-76.
- García E. 1996. Diversidad climático vegetal en México. *En* Llorente-Bousquets J., A.N. García A., E. González S. (eds.). *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento*. CONABIO-UNAM, México. 15-25.

- Gessner M.O., P. Inchausti, L. Persson, D.G. Raffaelli, P.S. Giller. 2004. Biodiversity effects on ecosystem functioning: insights from aquatic systems. *Oikos* 104: 419-422.
- González-Espinosa M., N. Ramírez-Marcial, A. Camacho-Cruz, S.C. Holtz, J.M. Rey-Benayas, M.R. Parra-Vázquez. 2007. Restauración de bosques en territorios indígenas de Chiapas: modelos ecológicos y estrategias de acción. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80: 11-23.
- Gove A.D., J.D. Majer, V. Rico-Gray. 2009. Ant assemblages in isolated trees are more sensitive to species loss and replacement than their woodland counterparts. *Basic and Applied Ecology* 10: 187-195.
- Guzmán-Mendoza R. 2010. El enigma de la biodiversidad y los bichos en el jardín. *Contactos* 75: 64-68.
- Henry M., H. Stevens, W.P. Carson. 2001. Phenological complementarity, species diversity, and ecosystem function. *Oikos* 92: 291–296.
- Huberty A.F., R.F. Denno. 2004. Plant water stress and its consequences for herbivorous insects: a new synthesis. *Ecology* 85:1383–1398.
- Iannacone J., L. Alvarino. 2006. Diversidad de la artropofauna terrestre en la Reserva Nacional de Junin Perú. *Ecología Aplicada* 5: 171-174.
- Kaspari M., J.D. Majer. 2000. Using ants to monitor environmental change. *In* Agosti D., J.D. Majer, L.E. Alonso and T.R. Schultz (eds.). *Ants. Standard methods for measuring and monitoring biodiversity.* Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.. 89-98.

- Koleff P., E. Moreno. 2005. Áreas protegidas de México: Regionalización y representación de la riqueza. *En* Llorente-Bousquets J., J.J. Morrone (eds.). Regionalización biogeográfica en Iberoamérica y trópicos afines. UNAM-CONABIO, México 351-373.
- Kremen C., R.K. Colwell, T.L. Erwin, D.D. Murphy, R.F. Noss, M.A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7: 796-808.
- León-Cortés J.L., L. Ruíz-Montoya, A. Morón-Ríos. 2005. La diversidad de insectos en Chiapas: génesis y estado del conocimiento. *En* González-Espinoza M., N. Ramírez-Marcial, L. Ruíz-Montoya (eds.). Diversidad Biológica en Chiapas. Plaza y Valdes, México. 163-194.
- List R., M.J. Muñozcano Q., J.L. De la Peña. 2009. Áreas naturales protegidas. *En* Ceballos G., R. List, G. Garduño, R. López C., M.J. Muñozcano Q., E. Collado, J.E. San Román (Comps.). La diversidad biológica del Estado de México. Colección Mayor, Gobierno del Estado de México, México. 339-350.
- Llorente-Bousquets J., E. González S., A.N. García-Aldrete, C. Cordero. 1996. Breve panorama de la taxonomía de artrópodos en México. *En* Llorente-Bousquets J., A.N. García A., E. González S. (eds.). Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento. CONABIO-UNAM, México. 3-14.
- Lomov B., D.A. Keith, D.R. Britton, D.F. Hochuli. 2006. Are butterflies and moths useful indicators for restoration monitoring? A pilot study in Sydney's

Cumberland plain woodland. *Ecological Management & Restoration* 7: 20-210.

Loreau M., A. Hector 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature* 412: 72-76.

Loreau M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J.P. Grime, A. Hector, D.U. Hooper, M.A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman, D.A. Wardle. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294: 804-808.

Loreau M., N. Mouquet, R.D. Holt. 2003. Meta ecosystems: a theoretical framework for a spatial ecosystem ecology. *Ecology Letters* 6: 673-679.

Mace G.M., J.E.M. Baillie. 2007. The 2010 biodiversity indicators: challenges for science and policy. *Conservation Biology* 21: 1406-1413.

Malenque M.A., H.T. Ishii, K. Maeto, S. Taniguchi. 2007. Line thinning fosters the abundance and diversity of understory hymenoptera (Insecta) in *Japanese cedar* (*Cryptomeria japonica* D.Don) plantations. *Journal of Forest Research* 12: 14-23.

Martín-López B., J.A. González, S. Díaz, I. Castro, M. García-Llorente. 2007. Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas* 16: 69-80.

Martín-Piera F. 2000. Estimaciones práctica de biodiversidad utilizando taxones de alto rango. *En* Martín-Piera F., J.J. Morrone, A. Melic. *Hacia un Proyecto CYTED para el Inventario y Estimación de la Diversidad Entomológica*

en Iberoamérica: PrIBES-2000. m3m Monografías Tercer Milenio, SEA, Zaragoza. 35-54.

Mattoni R., T. Longcore, V. Novotny, 2000. Arthropod monitoring for fine scale habitat analysis: a case study of the El Segundo Sand Dunes. Environmental Management 25: 445-452.

Medina J.G., J.D. Tejero-Diez. 2006. Flora y vegetación del parque estatal Atizapán-Valle escondido, Estado de México, México. Polibotánica 21: 1-43.

Meiners O.M., L. Hernández-López. 2007. Únicamente en México...especies endémicas y las plantas de Jalisco. Biodiversitas 71: 10-15.

Miranda F., X. Hernández. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. Boletín de la Sociedad Botánica de México 28: 29-176.

Morrone J.J., J. Márquez. 2008. Biodiversity of mexican terrestrial arthropods (Arácnida and Hexapoda): a biogeographical puzzle. Acta Zoológica Mexicana 24: 15-41.

Naeem S., L.J. Thompson, S.P. Lawler, J.H.Lawton, R.M.Woodfin. 1995. Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. Philosophical Transactions, The Royal Society of London B 347: 249-262.

Naeem S., F. Chair, S. Chapin III, R. Constanza, P.R. Ehrlich, F.B. Golley, D.U. Hooper, J.H. Lawton, R.V. O'Neill, H.. Mooney, O.E. Sala, A.J. Symstad, D. Tilman.1999. Biodiversity and ecosystem functioning: Maintaining natural life support proceses. Issues in Ecology 4: 2-11.

- Naeem S., J.P. Wright. 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters* 6: 567-579.
- Oliver I., A.J. Beattie. 1995. Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. *Conservation Biology* 10: 99-109.
- Ordóñez J.A., B.H.J. De Jong, O. Maserá. 2001. Almacenamiento de carbono en un bosque de *Pinus pseudostrobus* en Nuevo San Juan, Michoacán. *Madera y Bosques* 7: 27-47.
- Ødegaard F. 2000. How many species of arthropods? Erwin's estimate revised. *Biological Journal of the Linnean Society* 71:583-597.
- Peña-Ramírez V.M., C. Bonfil. 2003. Efecto del fuego en la estructura poblacional y la regeneración de dos especies de encinos (*Quercus liebmanii* Oerst. Y *Quercus magnoliifolia* Née) en la región de La Montaña (Guerrero), México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 72: 5-20.
- Perea M.C., E. Ezcurra, J.L. León de la Cruz. 2005. Functional morphology of a sarcocaulous desert scrub in the bay of La Paz, Baja California Sur, México. *Journal of Arid Environments* 62: 413-426.
- Purvis A., A. Hector. 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature* 105: 212-219.
- Ríos-Casanova L., Z. Cano-Santana, H. Godínez-Alvarez. 2010. Patterns of arthropod diversity in contrasting habitats of El Pedregal de San Angel, a preserve in Mexico City. *Southwestern Entomologist* 35: 165-175.

- Rohde K. 2005. Nonequilibrium ecology. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Ruijven J.V., F. Brendse. 2005. Diversity-productivity relationships: initial effects, long term patterns and underlying mechanisms. Proceedings of the National Academy of Sciences 102: 695-700.
- Ruiz-Jaén M.C., T.M. Aide. 2005. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. Forest Ecology and Management 218: 159–173.
- Rzedowski J. 1998. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *En* Ramamoorthy T.P., R. Bye, A. Lot, J. Fa (eds.). Diversidad biológica de México: orígenes y su distribución. Instituto de Biología UNAM, México. 129-145.
- Schmitz O.J. 2004. Perturbation and abrupt shift in trophic control of biodiversity and productivity. Ecology Letters 7: 403-409.
- Sánchez-González A., L. López-Mata, D. Granados-Sánchez. 2005. Semejanza florística entre los bosques de *Abies religiosa* (H.B.K.) Cham. &Schltdl. de la Faja Volcánica Transmexicana. Investigaciones Geográficas 56: 62-76.
- Schowalter T. D. 2000. Insect ecology an ecosystem approach. Academic Press, N. York.
- Shah P.A., D.R. Brooks, J.E. Ashby, J.N. Perry, I.P. Woiwod. 2003. Diversity and abundance of the coleopteran fauna from organic and conventional

- management systems in southern England. *Agricultural and Forest Entomology* 5: 51-60.
- Siemann E., D. Tilman, J. Haarstad, M. Ritchie. 1998. Experimental test of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist* 152: 738-750.
- Talbot T.R., N.S. Cobb, T.G. Whitham. 2008. Arthropod community diversity and trophic structure: a comparison between extremes of plant stress. *Ecological Entomology* 33: 1-11.
- Thébault E., V. Huber, M. Loreau. 2007. Cascading extinctions and ecosystem functioning: contrasting effects of diversity depending on food web structure. *Oikos* 116: 163-173.
- Turner I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209.
- Underwood E.C., B.L. Fisher. 2006. The role of ants in conservation monitoring: if when, and how. *Biological Conservation* 132: 166-182.
- Valencia-A. S. 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 75: 33-53.
- Villaseñor J.L. 2004. Los géneros de plantas vasculares de la flora de México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 75: 105-135.
- Watt A.D., N.E. Stork, B. Bolton. 2002. The diversity and abundance of ants in relation to forest disturbance and plantation establishment in southern Cameroon. *Journal of Applied Ecology* 39: 18-30.

Wright J.P., C.G. Jones. 2006. The concept of organisms as ecosystem engineers ten years on: progress, limitations and challenges. *BioScience* 56: 203-209.

Yachi S., M. Loreau. 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 96: 1463-1468.

Zavala C.F. 1998. Observaciones sobre la distribución de encinos en México. *Polibotánica* 8: 47-64.



Vegetación y riqueza florística en relictos de bosque templado del centro occidente de México



Capítulo II.

**Vegetación y riqueza florística en relictos de bosque templado del centro
occidente de México**

Resumen: Los bosques templados de México son considerados los biomas más ricos del mundo por sus endemismos y riqueza de especies tanto vegetales como animales. Sin embargo, se enfrentan a una grave problemática ambiental que se refleja en tasas elevadas de deforestación. Los cambios en la cobertura vegetal afectan la estructura y composición de las especies que componen las comunidades de plantas. El objetivo de este capítulo fue evaluar y comparar la diversidad florística y las formas de crecimiento vegetal en zonas de bosque templado sujetas a disturbio por actividades humanas. Los resultados de la diversidad florística difieren dependiendo del estrato, por un lado la mayor diversidad de árboles se observó en **BM** y de arbustos-herbáceas en **BR**, la ausencia de plantas en este último estrato en **BM**, sugiere un efecto de la reforestación por *C. lindleyi*, así como de la forma en la que fueron plantados estos árboles. La diferencia en la composición de las comunidades, se encuentra influenciada por la estacionalidad, pero también por las actividades antropogénicas dentro de estos ambientes, como lo indican los resultados del ACP y la presencia de especies de plantas que han sido mencionadas como bioindicadoras de perturbación o bien como nativas.

Palabras clave: diversidad, disturbio, formas de crecimiento, deforestación.

Abstract: The temperate forests of Mexico are considered one of the richest world biomes due to their level of endemisms, species richness of both plant and animal. However, they face a serious environmental problem that is reflected in high rates of deforestation. The changes in vegetation cover affect structure and species composition of plant communities. The objective of this chapter was to evaluate and compare the diversity of flora and the plants growth forms, in temperate forests subject to disturbance by human activities. The result of floristic diversity differs depending on the vegetation layer. On the other hand, the highest diversity of trees was observed in **BM**, and shrubs-herbaceous in **BR**, the absence of plants of the latter stratum in **BM** suggest an effect of the reforestation by *C. lindleyi* as well as the manner in which these trees were planted. The difference in the composition of communities is influenced by seasonality, but also by anthropogenic activities in these environments, as indicated by the results of the ACP and the presence of plant species considered as bioindicators of disturbance or well as natives.

Key words: diversity, disturbance, growth forms, deforestation.

Introducción

Los biomas templados son un complejo de tipos de vegetación que va desde los bosques de *Abies*, pinos, encinos, asociaciones pino-encino, y bosques mesófilos de montaña o bosques de niebla, y son característicos de regiones norteamericanas, por lo que tienen afinidad Neártica (Velázquez *et al.*, 2000). México es una de las regiones, a nivel mundial, con un alto nivel de endemismos y riqueza florística concentrada en varias regiones bióticas del país, como las zonas áridas y semi-áridas, zonas sub-húmedas y las zonas templadas (Villareal-Quintanilla y Encina-Domínguez, 2005), lo que lo posiciona con la quinta flora más rica del mundo (Llorente-Bousquets y Ocegueda, 2008). La dinámica histórica, como la unión de Sudamérica con Norteamérica, y la formación de grandes cadenas montañosas, ha generado una amplia gama de mosaicos climáticos que, por un lado, han repercutido en procesos de especiación (Luna-Vega, 2008), y por otro, promovieron movimientos de flora que convergen dentro del territorio nacional. Todo ello, aunado al accidentado terreno producto de la orografía, originó microhábitats que se convirtieron en centros de origen de numerosos taxa, lo que ha incrementado la biodiversidad florística en términos de especies y de endemismos (González-Medrano, 1998).

Los bosques templados son zonas bióticas que se distribuyen coincidiendo con climas de tipo C, de acuerdo a la clasificación de Köppen (García, 1996), y que por lo general se encuentran en regiones altas, por lo que a este bioma, es posible asociarlo con las principales serranías de México. En nuestro país ocupan cerca del 24% del territorio nacional (Challenger, 2003); así, estos bosques son

importantes no sólo por su cobertura territorial, sino también por su diversidad biológica. De acuerdo con Villaseñor (2004), los bosques templados registran la mayor riqueza de géneros florísticos y son centro de origen de muchos grupos de plantas (Rzedowski, 1996; Luna-Cavazos *et al.*, 2008). Además, se estima que poseen poco más de 50 especies de pinos de las 100 conocidas a nivel mundial, con el 85% de endemismos (Alba-López *et al.*, 2003), y en el caso de los encinos, se han reconocido entre 160 y 200 especies de poco más de 450 descritas en el mundo, con 70% de endemismos (Zavala, 1998). Sin embargo, el número de especies, para algunos grupos, puede cambiar, debido a problemas que van desde la variabilidad intraespecífica del grupo y los procesos de hibridación, hasta colecciones incompletas, sobre descripciones y criterios diferentes entre especialistas, como es el caso de los encinos (Valencia-A., 2004).

Otro aspecto importante relacionado con los bosques templados, radica en la utilidad práctica y los beneficios que pueden proporcionar a partir de los recursos que poseen, y de los que hacen uso las poblaciones humanas inmersas en estos ambientes, como los recursos maderables, aunados a valores económicos, sociales y culturales (Luna-José *et al.*, 2003; González-Espinosa *et al.*, 2007), donde el uso medicinal, alimenticio y artesanal son importantes, pero poco evaluados. Además, proporcionan servicios ecosistémicos como la captura de agua y bióxido de carbono (CO₂), conservación de flora y fauna silvestre, entre otros (Fregoso *et al.*, 2001). Los bosques templados de México enfrentan una problemática ambiental severa, pues son las zonas ecológicas más susceptibles a cambios por actividad antropogénica, con efectos a diferentes niveles:

ecosistémicos, de comunidades, poblacionales y específicos (Bocco *et al.*, 2001; Sánchez-González *et al.*, 2005). Luna-Cavazos *et al.* (2008), encontraron que el disturbio generado por aprovechamientos forestales, el cambio en el uso de suelo, el fuego y el pastoreo, son determinantes de la comunidad florística de los bosques piñoneros (*Pinus monophylla* Torr. & Frém, *P. cembroides* Zucc., *P. nelsonii* Shaw). En la actualidad, de acuerdo al Programa Estratégico Forestal para México 2025 (CONAFOR, 2001), no existen datos confiables acerca de la tasa de deforestación, por lo que las cifras son manejadas arbitrariamente. Lo anterior coincide con lo mencionado por otros autores, quienes estiman una tasa de deforestación para bosques templados de 370-670 mil ha al año (Ordóñez *et al.*, 2001). Sin embargo, enfatizaron el hecho de que estos datos son susceptibles a modificaciones, ya que dependen de la información manejada a nivel municipal y del periodo de tiempo en el que han sido tomados los datos (González-Espinosa *et al.*, 2007).

Para el Estado de México, se encuentran reconocidas poco más de 200, 000 ha de bosque de pino-encino, y 126, 016 ha de bosque de encino (Réscala-Pérez, 2009). Pero no hay datos precisos sobre la deforestación, aunque, los municipios característicos con este tipo de vegetación (San José del Rincón, Atlacomulco, Jocotitlán y El oro), son considerados los más afectados por procesos erosivos (Secretaría de Desarrollo Agropecuario, 2006).

El objetivo del presente trabajo fue evaluar y comparar la diversidad florística de un área de bosque templado en el Estado de México, considerando el tipo y el grado de conservación de la vegetación. Para ello, se seleccionó una

zona de bosque con vegetación reforestada (**BR**); una zona de bosque con vegetación reforestada y nativa (**BM**), y finalmente una de bosque con vegetación nativa (**BP**), a fin de representar dos grados de disturbio debido a la actividad humana, y un sitio control con vegetación natural.

Materiales y métodos

Trabajo de campo: La recolecta de los ejemplares botánicos se realizó en las localidades de San Juan Coajomulco (19° 45' 48"N, 99° 59' 20"O, 2908 m snm), San Francisco Solo (19° 43' 06"N, 100° 05' 38"O, 2738 m snm), y Santiago Oxtempán (19° 40' 30"N, 100° 05' 51" O, 2679 m snm) en el norte del Estado de México. De acuerdo al estado de conservación de la cobertura vegetal arbórea, a San Juan Coajomulco se le denominó **BP** (zona de bosque primario); a San Francisco Solo **BM** (zona de bosque primario y de reforestación) y a Santiago Oxtempán **BR** (zona de bosque reforestado). En cada localidad fue seleccionada un área de aproximadamente 1 ha y en esta área fueron trazados aleatoriamente seis transectos lineales de 50 m, con el fin de cuantificar sus características bióticas, considerando la clasificación general de formas de vida vegetal (aquí llamadas formas de crecimiento), de Flores y Álvarez-Sánchez (2004), así como de estimar datos de cobertura vegetal de los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, y contar el número de especies que conforman la comunidad del estrato arbóreo.

Por otro lado, se delimitaron aleatoriamente 15 cuadrantes de 100 m², donde se colectaron plantas con características fenológicas necesarias para su

identificación (presencia de flor y/o fruto), de los estratos arbustivo y herbáceo, durante las estaciones seca y lluviosa del año 2009, las cuales fueron prensadas y transportadas a los herbarios de la Facultad de Ciencias de la UNAM y el Herbario Metropolitano de la UAM-Iztapalapa. En cada cuadrante fueron contabilizadas todas las plantas, para obtener datos de abundancia, riqueza y diversidad.

Análisis estadístico

Formas de crecimiento: Con la finalidad de estimar la similitud de formas de crecimiento vegetal entre los sitios, se ejecutó un análisis de conglomerados utilizando como la medida de disimilitud la de Bray-Curtis y el método de agrupación del vecino más cercano. Así mismo, se realizaron gráficas de cobertura que permitieron una comparación estructural entre las zonas. Los datos de formas de crecimiento fueron analizados utilizando el índice de diversidad máxima de Shannon (H'_{max}), y el índice de equitatividad de Pielou (J'). También se realizaron curvas de acumulación de especies por el método de rarefacción, para comparar la riqueza en términos de formas de crecimiento vegetal presente en cada zona. En estos análisis fue utilizado el programa Biodiversity Professional ver. 2.0 (McAleece, 1997).

Estrato arbóreo y herbáceo: Se emplearon los índices de Shannon-Wiener y de Simpson, para: 1) calcular el número de Pielou (J'), que se utiliza para evaluar equitatividad dentro de la comunidad; además, facilitó realizar una comparación estadística entre sitios con la prueba de t modificada por Hutcheson (Zar, 1999); y

2) estimar valores de la riqueza y la dominancia de la comunidad. Se realizaron curvas de acumulación de especies utilizando en modelo de Chao 1, que es un modelo no-paramétrico y que se basa en las abundancias de los individuos que pertenecen a una determinada clase, enfocándose sobre las especies raras (Krebs, 1999; Escalante, 2003). Para estos análisis se utilizó el programa Biodiversity Professional ver. 2.0 (McAleece, 1997).

Con el fin de comparar numéricamente las comunidades florísticas de los estratos arbóreo y herbáceo, se utilizó el índice de similitud de Renkonen, porque su cálculo es sencillo y no es afectado por el tamaño de muestra (Krebs, 1999); al mismo tiempo, se realizó un análisis de discriminantes, para reforzar dicha evaluación. En caso de encontrar grupos claramente definidos, se realizó un análisis de componentes principales, con la finalidad de identificar las especies que conformaron dichos grupos. Para ello, se utilizó el programa estadístico SPSS ver. 17.0 y el Infostat ver. 2011 (Di Rienzo *et al.*, 2008).

Resultados

Riqueza y diversidad florística del estrato arbustivo y herbáceo.

Durante todo el trabajo de campo, se contabilizaron 2, 990 muestras vegetales (prom., E.E. 522, 0.23, para los sitios de colecta), pertenecientes a 57 especies repartidas en 31 familias, siendo las más abundantes Asteraceae, Poaceae y Lentibulariaceae, siendo la primera, la familia con el mayor número de especies (S = 9), seguido de Poaceae (S = 7) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Listado de familias y especies identificadas en cada zona de estudio. (x) = presencia (-) = ausencia **BP** = zona de bosque primario; **BM** = zona mixta de bosque primario y reforestado; **BR** = zona de bosque reforestado en tres localidades del norte del Estado de México.

Familia	Especie	Temporada-zonas					
		secas BP	Secas BM	secas BR	Lluvias BP	lluvias BM	lluvias BR
Acanthaceae	<i>Dyschoriste microphylla</i> Kuntze	-	-	x	-	-	x
	<i>Ruellia</i> sp.	x	-	-	-	-	x
Aspleniaceae	<i>Asplenium hallbergii</i> Mickel & Beitel	-	-	-	x	-	-
Asteraceae	<i>Aldama dentata</i> La Llave	-	-	-	-	x	x
	<i>Bidens ferulifolia</i> (Jacq.) Sweet	-	-	-	-	-	x
	<i>Dahlia merckii</i> Lehm.	-	-	-	x	-	-
	<i>Erigeron scaberrimus</i> Gardner	-	-	-	-	x	-
	<i>Gnaphalium oxyphyllum</i> DC.	-	-	-	-	-	x
	<i>Melampodium</i> sp.	-	-	-	-	x	-
	<i>Pinaropappus roseus</i> Less.	-	-	-	-	-	x
	<i>Pseudognaphalium viscosum</i> (Kunth) Anderb.	-	-	-	-	x	-
	<i>Zinnia haageana</i> Regel	-	-	-	-	x	-
	<i>Echeandia nana</i> (Baker) Cruden	-	-	-	-	x	x
Amaranthaceae	<i>Gomphrena serrata</i> L.	-	-	-	x	-	-
Begoniaceae	<i>Begonia gracilis</i> Kunth	-	-	-	-	x	-
	<i>Lepidium virginicum</i> L. var. <i>pubescens</i> (Greene) Thell.	-	-	-	-	x	-
Brassicaceae							
Buddlejaceae	<i>Buddleja sessiliflora</i> Kunth	-	-	x	-	-	-
Caryophyllaceae	<i>Cerastium nutans</i> Raf.	-	-	-	-	-	x
	<i>Scleranthus annuus</i> L.	-	-	-	x	-	-
	<i>Silene laciniata</i> Cav.	-	-	-	-	x	-
Commelinaceae	<i>Tripogandra angustifolia</i> (B.L.Rob.) Woodson	-	-	-	x	-	-
Convolvulaceae	<i>Ipomoea purpurea</i> (L.) Roth	-	-	-	-	x	x
Crassulaceae	<i>Echeveria secunda</i> Booth ex Lindl.	-	-	-	x	-	-
	<i>Sedum</i> sp.	-	-	-	-	x	-
Cyperaceae	<i>Bulbostylis juncooides</i> (Vahl) Kük. ex Osten	-	-	-	-	-	x
	<i>Rhynchospora colorata</i> (Hitchc.) H.Pfeiff.	-	-	-	-	-	x
Ericaceae	<i>Arctostaphylos pungens</i> Kunth	x	-	-	-	-	-
Fabaceae	<i>Medicago polymorpha</i> L.	-	-	-	-	x	-
	<i>Trifolium goniocarpum</i> Lojac	-	-	-	-	-	x
Geraniaceae	<i>Geranium lilacinum</i> R. Knuth	-	-	-	x	-	-
	<i>Nama dichotoma</i> var. <i>dichotoma</i> (Ruiz & Pav.) Choisy	-	-	x	-	-	x
Hydrophyllaceae							
Hypoxidaceae	<i>Hypoxis mexicana</i> Schult. & Schult.f.	-	-	-	x	x	-
Iridaceae	<i>Sisyrinchium toluense</i> Peyr.	-	-	-	-	-	x
Lamiaceae	<i>Salvia laevis</i> Benth.	-	-	-	-	-	x
	<i>S. reptans</i> Jacq.	-	-	-	-	x	-
	<i>Stachys coccinea</i> Ortega	-	-	-	x	-	-

Lentibulariaceae	<i>Pinguicula moranensis</i> Kunth	x	-	-	x	x	-
Lythraceae	<i>Cuphea aequipetala</i> Willd. ex Koehne	-	-	-	-	x	x
	<i>C. wrightii</i> var. <i>wrightii</i> Gray	-	-	-	-	-	x
Orchidaceae	<i>Schiedeella llaveana</i> Schltr.	-	-	-	-	x	-
Orobanchaceae	<i>Conopholis alpina</i> Liebm.	-	-	-	-	x	-
Oxalidaceae	<i>Oxalis jacquiniana</i> Kunth	-	-	-	x	x	x
Plantaginaceae	<i>Plantago linearis</i> Kunth var. <i>mexicana</i> Pilg	-	-	-	-	-	x
Poaceae	<i>Aristida ternipes</i> Cav.	-	-	-	-	-	x
	<i>Bouteloua barbata</i> Lag.	-	-	-	-	-	x
	<i>B. curtipendula</i> (Michx.) Torr. in Marcy	-	-	-	-	-	x
	<i>Chascolytrum subaristatum</i> Desv.	-	-	-	-	-	x
	<i>Eragrostis intermedia</i> Hitchc.	-	-	-	-	-	x
	<i>Piptochaetium fimbriatum</i> (Kunth) Hitchc.	-	-	-	-	-	x
	<i>Urochloa plantaginea</i> (Link) R.D.Webster	-	-	x	-	-	x
Rubiaceae	<i>Bouvardia ternifolia</i> Schlttdl.	-	-	x	-	x	x
	<i>Crusea longiflora</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) W.R.Anderson	-	-	-	-	x	-
Scrophulariaceae	<i>Bacopa procumbens</i> (Mill.) Greenm.	-	-	x	-	-	x
	<i>Castilleja tenuiflora</i> Benth.	x	-	-	x	-	-
	<i>Penstemon atropurpureus</i> G.Don	-	-	-	x	-	-
Solanaceae	<i>Petunia parviflora</i> Juss.	-	-	-	-	-	x
Verbenaceae	<i>Verbena ciliata</i> Benth.	-	-	-	-	-	x

En cuanto a la riqueza por estación, se observó durante la temporada de secas, la ausencia de plantas en **BM** y valores similares en cuanto a número de especies en **BP** y **BR**, la comparación de la diversidad en estas dos zonas no fueron estadísticamente diferentes ($t_{0.05(2)98.2} = 0.60$, $p = 0.54$). Los valores aumentaron considerablemente durante la temporada de lluvias, siendo **BR** la zona con mayor riqueza y diversidad, seguida de **BM** y **BP** (Cuadro 2).

El resultado de la comparación del índice de Shannon, indica diferencias significativas entre todos los sitios, para la temporada lluviosa. En este sentido, la diversidad encontrada en **BR** fue mayor a **BM** ($t_{0.05(2)557.7} = 3.18$, $p < 0.0001$) y **BP** ($t_{0.05(2)431.8} = 8.87$, $p < 0.0001$), siendo ésta última, la zona con menor diversidad de

todas (**BP-BM** $t_{0.05(2)971.7} = 4.36$, $p < 0.0001$), mientras que **BM** presentó valores intermedios de diversidad (Cuadro 2).

Cuadro 2. Valores de riqueza y diversidad de especies encontradas por zona de estudio, durante la temporada seca y lluviosa. **BP**= zona con árboles de bosque primario **BM**= zona con árboles de bosque primario y de reforestación **BR**= zona con árboles de reforestación.

Zona	Riqueza de especies por estación		Diversidad de Shannon		Diversidad de Simpson	
	Lluvias	Secas	H'secas	H'lluvias	1/D secas	1/D lluvias
BP	17	5	0.7	1.2	4.5	4.6
BM	26	-	-	1.4	-	5.5
BR	32	6	0.9	1.5	5.3	14.7

Finalmente, las curvas de acumulación máxima potencial de especies, sugieren una mayor riqueza de especies para **BR**, seguido de **BM** y **BP**. En particular, parece claro que para **BP** y **BR**, prácticamente se conoce toda la comunidad vegetal de los estratos inferiores al arbóreo. No obstante, el resultado para **BM**, indica que es necesario incrementar el esfuerzo de muestreo, dado que la curva de acumulación continúa creciendo, incluso posiblemente con valores mayores a lo observado en **BR** (Fig. 1).

Cambios estacionales de las comunidades florísticas de herbáceas y arbustos.

Durante la temporada seca, las plantas con mayor abundancia difirieron en cada zona. Los resultados muestran que en todos los cuadrantes, *A. hallbergii* (Prom. = 0.46 SD = ± 0.23) y *P. moranensis* (Prom. = 0.33 SD = ± 0.23), fueron más abundantes en promedio en **BP**; mientras que en **BR**, lo fueron *U. plantaginea* (Prom = 0.75 SD = ± 0.52), *B. procumbens* (Prom. = 0.72 SD = ± 0.39), *D.*

microphylla (Prom. = 0.62 SD = ± 0.26) y *B. terniflora* (Prom. = 0.31 SD = ± 0.22) (Fig. 2). La comunidad vegetal, a este nivel, no tuvo especies compartidas entre las zonas. En este sentido, el índice de Renkonen reflejó cero por ciento de similitud y el ACP, forma dos grupos, con **BP** y **BR** en los extremos.

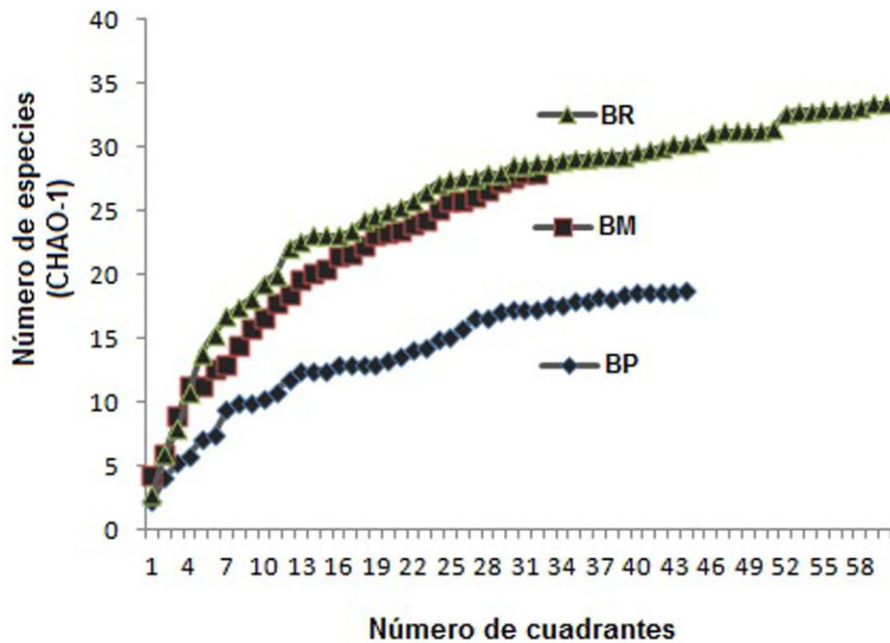


Figura 1. Comparación de la riqueza de especies vegetales del estrato arbustivo y herbáceo en tres zonas contrastantes de bosque templado. **BP**= Bosque primario; **BM**= bosque primario con árboles de reforestación; **BR**= bosque reforestado.

El primer eje, con el 75% de la varianza explicada, se conformó con cinco especies de seis familias: Acanthaceae (*D. microphylla*), Rubiaceae (*B. ternifolia*), Longaniaceae (*B. sessiflora*), Scrophulariaceae (*B. procumbens*) Geraniaceae (*N. dichotomum* var. *dichotomum*) y Poaceae (*U. plantaginea*), con una afinidad marcada hacia **BR**. El segundo eje, con 25% de la varianza, discriminó un

segundo grupo con cinco especies, con una afinidad hacia **BP**. Estas fueron *A. hallbergii*, *P. moranensis*, *G. lilacium*, *C. tenuiflora* y *A. pungens*, que pertenecen a cinco familias diferentes (Fig. 3).

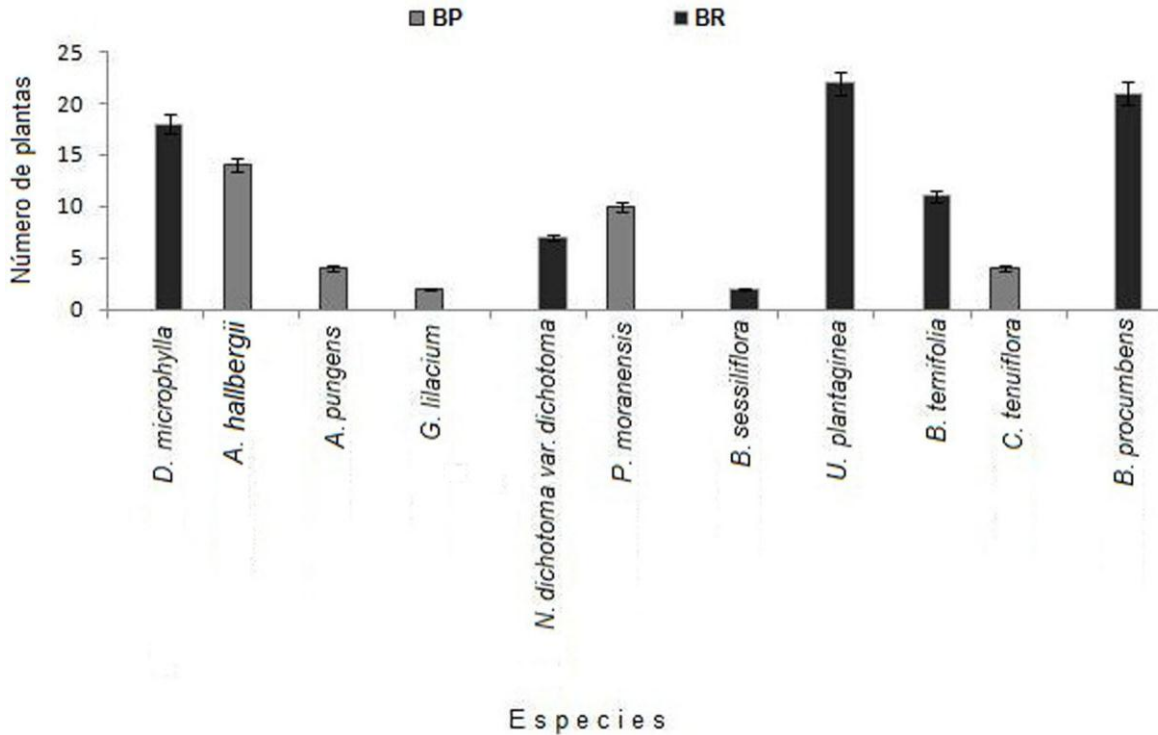


Figura 2. Abundancia de las especies vegetales del estrato arbustivo y herbáceo encontradas durante la temporada seca en tres zonas de bosque templado bajo diferentes condiciones de conservación. **BP**= bosque primario; **BR**= bosque reforestado. En la zona **BM** no fueron encontradas plantas en este estrato durante las secas.

En la temporada de lluvias, las especies más abundantes en **BP** fueron *P. moranensis* (Prom. = 4.11 SD = ± 1.47), *O. jacquiana* (Prom. = 1.33 SD = ± 0.34) y *A. hallbergii* (Prom. = 1.02 SD = ± 0.33). En **BM** fueron *P. moranensis* (Prom. = 4.91 SD = ± 2.29), *O. jacquiana* (Prom. = 1.71 SD = ± 0.56) y *P. viscosum* (Prom. = 0.95 SD = ± 0.57). En **BR** fueron siete las especies más abundantes, entre las

que destacaron *S. toluicense* (Prom. = 5.88 SD = \pm 1.54), *G. oxiphyllum* (Prom. = 5.51 SD = \pm 1.29) y *E. intermedia* (Prom. = 3.73 SD = \pm 1.41) (Fig. 4).

Por otro lado, las zonas cambiaron considerablemente en cuanto a su similitud, de acuerdo al resultado del índice de Renkonen, las zonas más parecidas fueron **BP** y **BM**, con 54.8% de similitud en sus comunidades vegetales. **BR** fue más parecida a **BM** con 11.2%, en comparación con **BP** (5.7%). En este sentido, el resultado del ACP, en su primer eje, se discrimina dos grupos que corresponden a las zonas **BP** y **BR** con una proporción del 63% de la varianza explicada. El segundo eje, con 37% de la varianza explicada, muestra la ordenación del tercer grupo de especies a fin a las condiciones de **BM**. En **BP** el grupo se conformó de nueve especies pertenecientes a ocho familias; como *A. hallbergii* (Aspleniaceae), *E. annuus* (Caryophyllaceae), *T. angustifolia* (Commelinaceae), *D. merckii* (Asteraceae), *E. secunda* (Crassulaceae), entre otras. En **BM**, el grupo se formó con 14 especies de 11 familias, en particular de la familia Asteraceae se encontraron cuatro especies: *P. viscosum*, *Z. haageana*, *E. scaberrimus* y *Melampodium* sp. Finalmente, fueron 24 las especies que conformaron el grupo de **BR**, pertenecientes a 14 familias. En esta zona fueron comunes las especies pertenecientes a las familias Asteraceae (*P. roseus*, *G. oxiphyllum* y *B. ferulifolia*) y Poaceae (*U. plantaginea*, *B. barbata*, *B. curtispindula*, *E. intermedia*, *P. fimbriatum*; *A. ternipes* y *C. subaristum*) (Fig. 3).

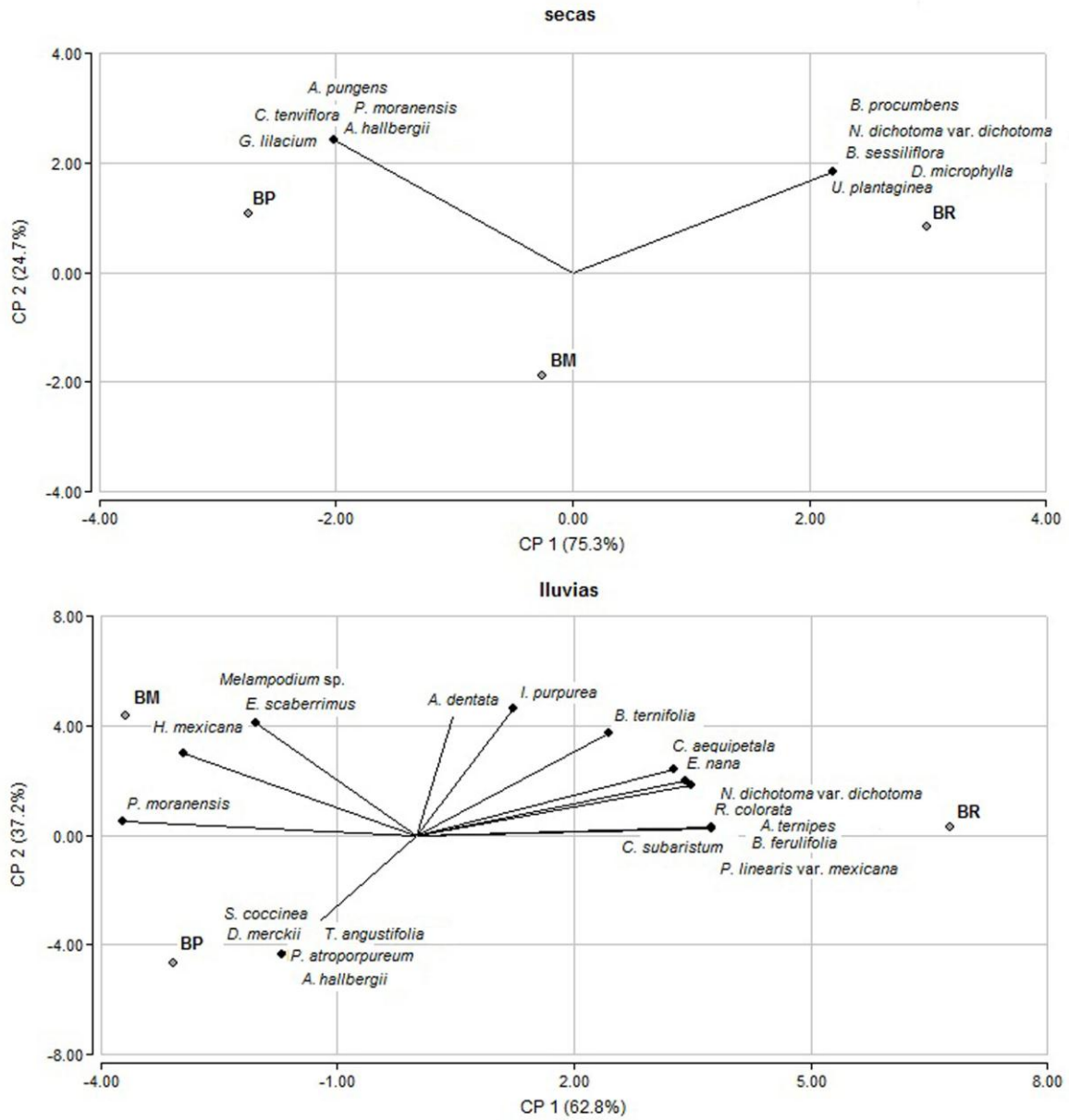


Figura 3. Análisis de componentes principales, para explicar la variabilidad encontrada en tres sitios contrastantes de bosque templado. **BP**= bosque primario **BM**= bosque primario con reforestaciones; **BR**= bosque reforestado.

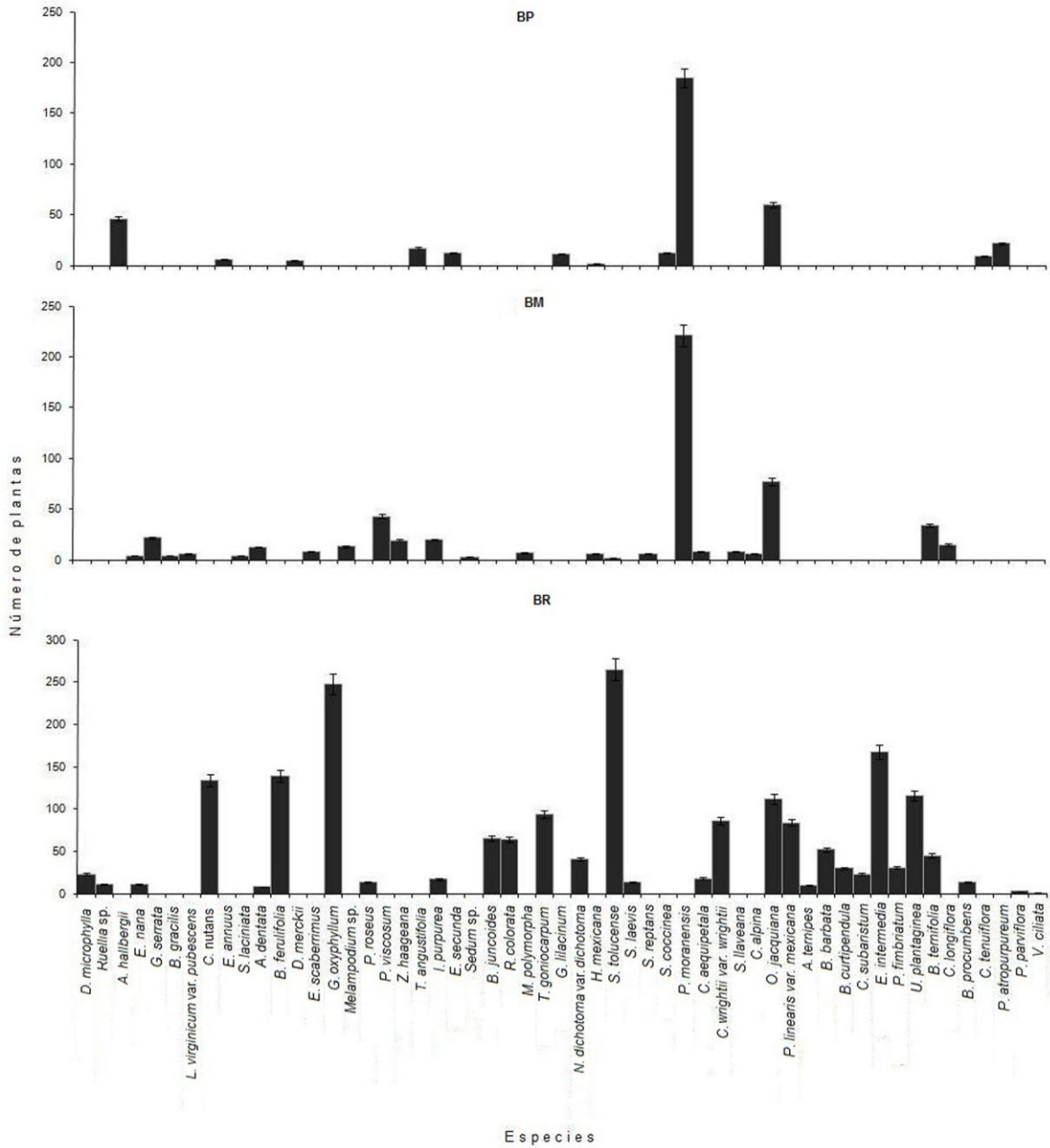


Figura 4. Abundancia de especies presentes en los estratos arbustivo y herbáceo en cada zona de estudio durante la temporada lluviosa. **BP**= bosque con árboles de bosque primario; **BM**= bosque con árboles de bosque primario y de reforestación; **BR**= bosque con árboles de reforestación.

Diversidad de especies del estrato arbóreo.

La riqueza florística del estrato arbóreo fue mayor en **BP**, con ocho especies, seguido de **BM** con seis especies y **BR** con una especie. De esta manera, la cobertura vegetal en este estrato, fue dominada por *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex. Endl., en **BR** (Prom. = 2.6 SD = ± 1.8 m). Por otro lado, tanto en **BM** como en **BP**, *Pinus* sp., fue la especie con mayor cobertura vegetal promedio (Prom. = 5.08 SD = ± 0.03; Prom. = 5.6 SD = ± 5.7 respectivamente) (Fig. 5).

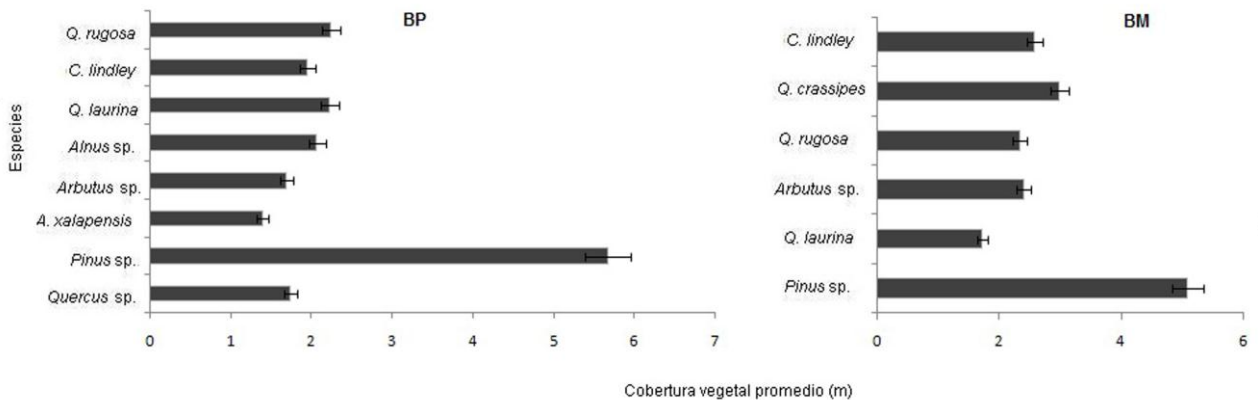


Figura 5. Especies que conforman el estrato arbóreo para los sitios **BR**= zona de bosque sin reforestaciones **BM** =zona de bosque con reforestaciones parciales. Debido a que en **BR**, únicamente se registró la presencia de *C. lindleyi*, no fue graficada.

El resultado de los índices de diversidad muestra que **BM** tiene una diversidad mayor que **BP**. Dado que **BR**, sólo tiene una especie en el estrato arbóreo, el análisis de diversidad no fue realizado (Fig. 5). El análisis comparativo de la diversidad, indica diferencias significativas entre **BP** y **BM** ($t_{0.05(2)472.0} = 2.29$, $p = 0.022$). El índice Simpson sugiere que las especies importantes que estructuran la comunidad vegetal arbórea en **BP**, fueron *Q. rugosa* Née y *C.*

lindleyi, aunque *Q. laurina* Humb. & Bonpl., fue también relativamente abundante, mientras que para **BM** fueron, en orden de abundancia, *C. lindleyi*, *Q. rugosa* y *Q. crassipes* Humb. & Bonpl. (Cuadro 3, Fig. 6).

Cuadro 3. Índices de diversidad de Shannon (H') y Simpson (D). **BP**= Bosque con cobertura arbórea primaria, **BM**=Bosque con cobertura arbórea primaria y reforestada, **BR**= Bosque con cobertura arbórea reforestada.

Zonas	BP	BM	BR
H'	0.41	0.47	-
H' Max log 10	0.84	0.95	-
Equitatividad (J')	0.49	0.49	-
D	1.8	1.8	1.0

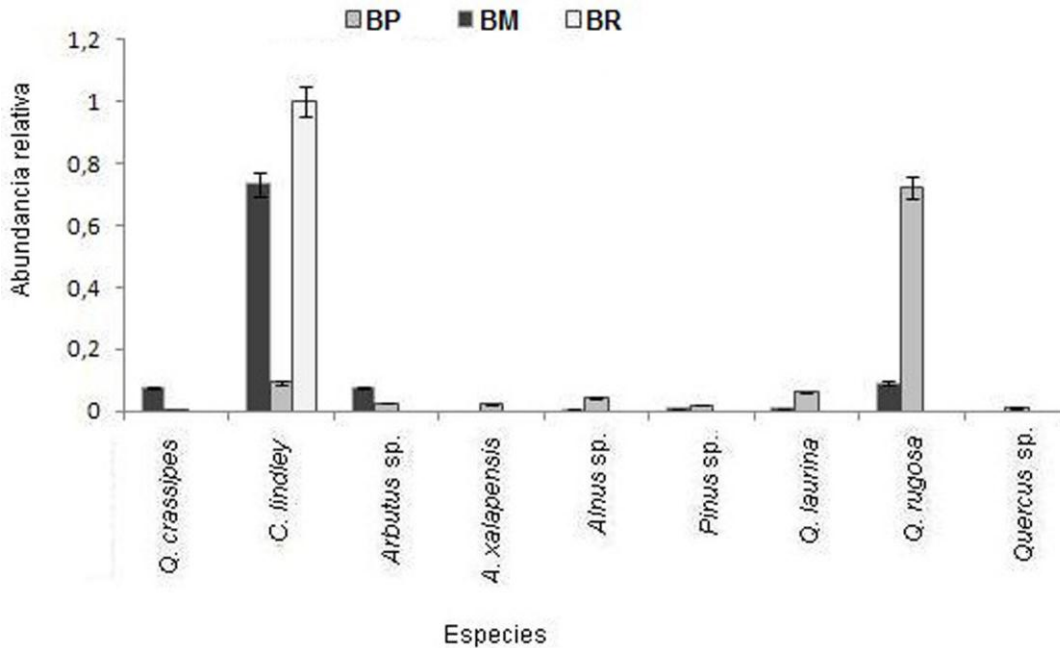


Figura 6. Abundancia relativa de las especies que forman el estrato arbóreo. **BP**= Zona de bosque con especies primarias; **BM**= zona de bosque con especies primarias y de reforestación; **BR**= Bosque reforestado con una especie *C. lindleyi*.

La estructura y composición de la comunidad vegetal de este estrato, presenta rasgos distintivos correspondientes a cada zona de estudio, aunque, se

observan similitudes importantes, particularmente entre **BR** y **BM**, principalmente por la presencia de *C. lindleyi* producto de la reforestación. Mientras que en **BP** y **BM**, las especies compartidas fueron *Q. rugosa*, *Q. crassipes*, *Arbutus* sp. y *C. lindleyi* (Fig. 5 y 6).

Formas de crecimiento vegetal.

Fueron identificadas cuatro formas de crecimiento: árboles (T); arbustos (A); herbáceas (LL) y vegetales muscinales (M). Tanto en **BP** como en **BM**, el estrato arbóreo fue mucho mayor en porcentaje de cobertura (166.2% y 143.3% respectivamente), en comparación con **BR** (56.4%), donde predominó una sola especie en el estrato arbóreo y las herbáceas (Fig. 7). Por otro lado, el resultado del análisis de clúster, sugiere que, por formas de crecimiento, las zonas fueron diferentes entre sí. El análisis indicó un 18.6% de similitud entre **BP** y **BR** y del 29.7% entre **BM** y **BR**. La similitud más próxima ocurrió entre **BP** y **BM**, con 44.9%. La distancia entre el clúster **BP-BM** y **BR** fue del 70.2% (Fig. 8).

El análisis de diversidad, por formas de crecimiento vegetal, muestra valores altos en **BP** y **BM** en comparación con **BR**, que además fue el sitio que presentó una dominancia mayor. La comparación estadística sugiere diferencias significativas entre todas las zonas (**BP-BM** $t_{0.05(2)1155.6} = 2.75$, $p = 0.005$; **BP-BM** $t_{0.05(2)1292.9} = 27.01$, $p < 0.0001$; **BR-BM** $t_{0.05(2)1003.4} = 20.77$, $p < 0.0001$). Además, de acuerdo al índice de Simpson, en **BP** la diversidad fue mayor ($D = 5.8$) al resto de las zonas de estudio (Cuadro 4).

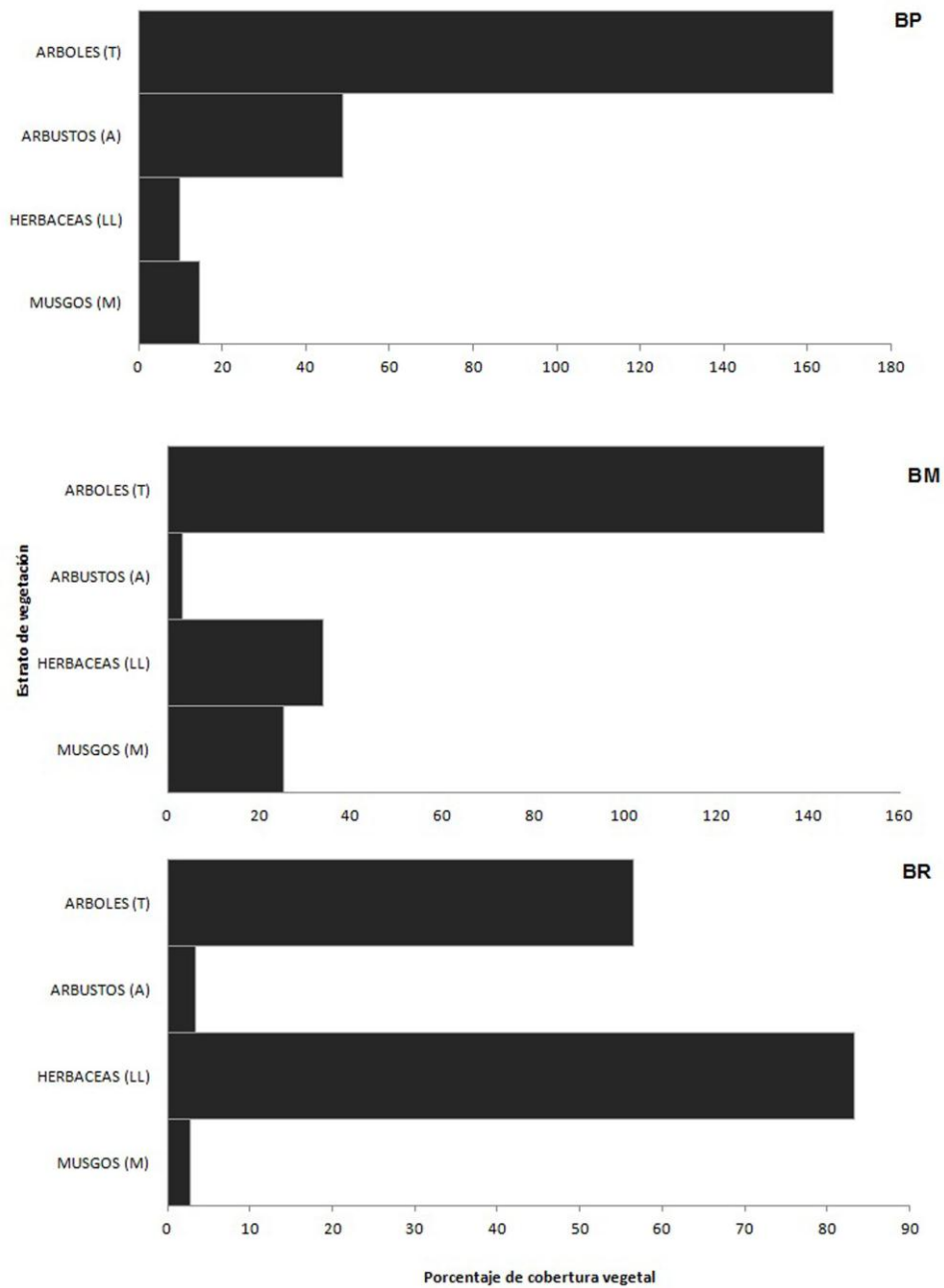


Figura 7. Porcentaje de coberturas por formas de crecimiento vegetal identificadas en tres zonas de bosque templado con diferentes condiciones de conservación en el Estado de México. **BP**= bosque con vegetación nativa en el estrato arbóreo; **BM**= bosque con vegetación nativa en el estrato arbóreo y con árboles de reforestación; **BR**= bosque con árboles de reforestación.

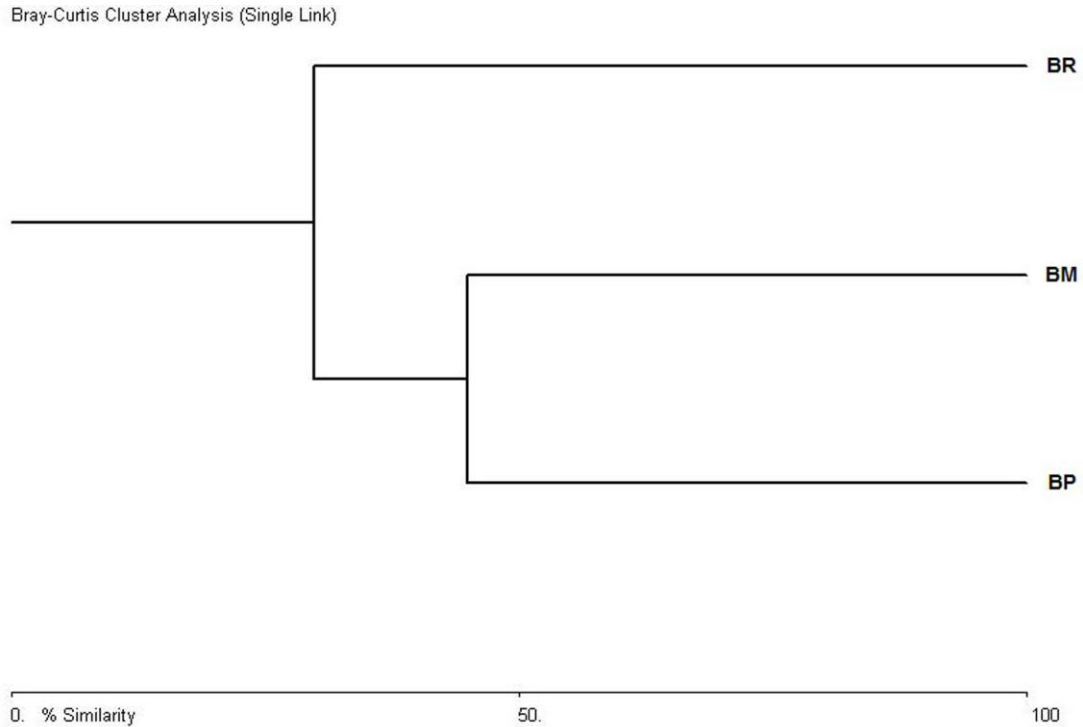


Figura 8. Análisis de clúster para tres zonas de bosque templado con diferente grado de conservación **BP**= bosque con vegetación nativa; **BM**= bosque con vegetación nativa y elementos de reforestación; **BR**= bosque reforestado.

Cuadro 4. Índice de diversidad de Shannon (H') para cada zona de estudio. J' equitatividad, valores bajos indican mayor dominancia en la comunidad. D = índice de Simpson. BP= bosque de vegetación nativa, BM= bosque con vegetación nativa y especies de reforestación, BR= bosque modificado por reforestación.

Zonas	BP	BM	BR
H'	0.86	0.80	0.27
H' max log 10	1.17	1.11	0.69
Equitatividad (J')	0.73	0.72	0.39
D	5.8	4.7	1.4

La evaluación del esfuerzo de muestreo mediante las curvas de acumulación de especies, indica que, por formas de crecimiento, se conoce parte de la diversidad vegetal de las zonas de estudio. En particular para **BR**, la curva

alcanza una asíntota y se observa una riqueza mayor en las zonas **BM** y **BP**, en ésta última no se alcanza a definir la asíntota (Fig. 9).

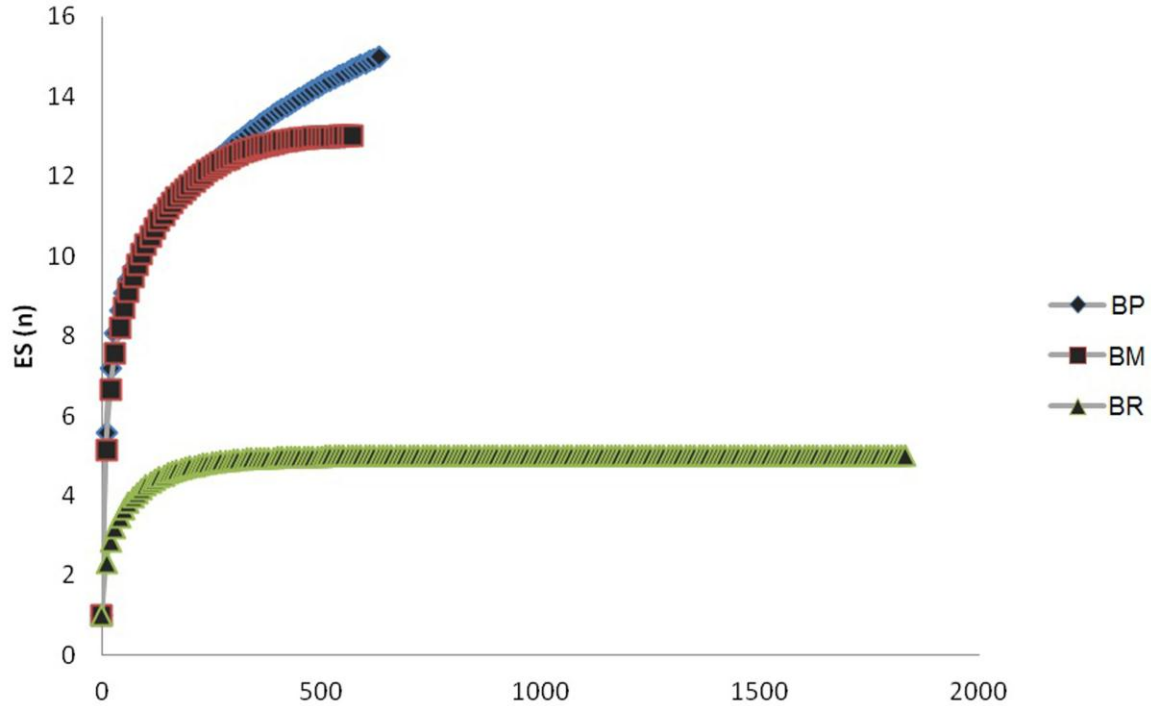


Figura 9. Curvas de acumulación de formas de crecimiento vegetal por el método de rarefacción, en tres zonas con distinto grado de alteración. **BP**= bosque primario; **BM**= bosque primario y reforestado; **BR**= bosque reforestado.

Discusión

Los resultados sugieren que las zonas son ambientes contrastantes, dado que la estructura de las comunidades vegetales fue diferente en todos los estratos, a pesar de que algunas especies son compartidas entre sitios. No obstante, los cambios ocurridos en cada zona los han afectado de manera singular, lo que puede ser inferido a partir de los resultados obtenidos por el análisis de conglomerados, así como por el índice de similitud de Renkonen, las comparaciones de la diversidad y el análisis multivariado. Estas diferencias, son

consecuencia de la heterogeneidad espacial que a su vez promueve diferentes condiciones ambientales, que se reflejan en diferentes niveles del ecosistema, tanto en las comunidades de productores primarios como de los consumidores que cada zona posee. Cayuela (2006) menciona que las reforestaciones son capaces de vulnerar las funciones biológicas de los ecosistemas debido al corte selectivo y a las plantaciones monoespecíficas. En este sentido, los bosques con reforestación monoespecífica modifican la conectividad ecológica entre comunidades y de acuerdo con Muñoz y Murrúa (1989), la diversidad disminuye. No obstante, los resultados presentados no concuerdan con lo mencionado anteriormente, dado que la riqueza y la diversidad florística del estrato arbustivo-herbáceo fue mayor en **BR** y tampoco se ajustan a lo señalado por Rohde (2005), en el sentido que una mayor heterogeneidad ambiental, puede estar relacionada con una mayor diversidad de especies. **BR**, fue la zona con más diversidad de plantas en los estratos inferiores al arbóreo, aunque desde el punto de vista de la heterogeneidad ambiental, fue el más homogéneo dada la reforestación mono específica de la zona.

Por otro lado, el hecho de que **BM** y **BR** tuvieran valores más altos en riqueza y diversidad de especies en comparación con **BP**, hace referencia a la hipótesis del disturbio intermedio. Haeussler *et al.* (2002), encontraron mayor riqueza de especies en zonas deforestadas, que en zonas de bosque primario, principalmente por especies pioneras o ruderales. En **BM** como en **BR** fueron encontradas especies con estas características como *A. dentata*, *Z. haageana*, *C. wrightii* var. *wrightii*, *P. parviflora*, entre otras (Cano y López, 1996; Espinoza-

García y Sarukhan, 1997; Calderón de Rzedowski y Rzedowski, 2004). Los efectos de la reforestación sobre las plantas son contrastantes, por ejemplo las briofitas fueron menos abundantes en **BR** y **BM** en comparación con **BP**.

A pesar de que los resultados indican que las zonas son diferentes entre sí, la presencia de algunas especies sugiere una marcada influencia de zonas de bosque relativamente bien conservadas y con alta diversidad biológica, como la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca (RBMM) cercana a las zonas de estudio. Lo anterior se refuerza por la presencia de *P. rosesus* y *D. microphylla* en **BR**; *I. purpurea* en **BM** y **BR**; *C. tenuiflora* en **BP**, por mencionar algunos casos, especies reportadas para la RBMM de acuerdo con Cornejo-Tenorio *et al.* (2003) y Cornejo-Tenorio e Ibarra-Manríquez (2007). La presencia de otras especies, es reflejo del proceso de modificación por actividades humanas que han ocurrido en las zonas de estudio; *C. lindleyi*, es un ejemplo de este proceso por reforestación en **BR** y **BM**. La presencia de esta especie ha acarreado modificaciones a diferentes niveles del ecosistema; uno de ellos, fue la escasa presencia de plantas a nivel de suelo en **BM** especialmente notable en secas.

Conclusiones

Aunque **BP** fue la zona mejor conservada en cuanto a la cobertura arbórea, especies como *Ruellia* sp., y *A. pungens* muestran evidencia de perturbación, principalmente por fuego y la conformación de comunidades secundarias en el proceso de sucesión de los bosques (Márquez-Linares *et al.*, 2006; Aragón-Piña *et al.*, 2010). Los incendios accidentales o provocados en **BR** han promovido el

crecimiento de pastos, principalmente de las especies *B. barbata*; *B. curtispindula* y *E. intermedia*. La reforestación monoespecífica y mal planeada en **BM** ha promovido que en ciertas partes del bosque no crezcan plantas herbáceas ni arbustivas. La diversidad vegetal se ha visto modificada entre los sitios. Por un lado, se observó una mayor cantidad de formas de crecimiento en **BP**, seguida de **BM** y **BR**, en un orden de mayor a menor conservación del bosque. Lo anterior responde a la presencia de las plantas muscinales, que no estuvieron presentes en **BR** y muy poco en **BM**. Sin embargo, en cuanto a la diversidad de especies; en el estrato arbóreo fue mayor en **BM** que en **BP**; pero en el estrato arbustivo-herbáceo la diversidad fue mayor en **BR** y menor en **BP**, siendo **BM**, el punto intermedio de un gradiente de menor conservación a mayor conservación del bosque.

Literatura consultada

- Alba-López M.P., M. González-Espinosa, N. Ramírez-Marcial, M.A. Castillo-Santiago. 2003. Determinantes de la distribución de *Pinus* spp. En la altiplanice central de Chiapas, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México 73: 7-15.
- Aragón-Piña E., A. Garza-Herrera, M.S. González-Elizondo, I. Luna-Vega. 2010. Composición y estructura de las comunidades vegetales del rancho El Duranguense en la Sierra Madre Occidental Durango México. Revista Mexicana de Biodiversidad 81: 771-787.

- Bocco G., M. Mendoza, O. M. Masera. 2001. La dinámica del cambio del uso del suelo en Michoacán. Una propuesta metodológica para el estudio de los procesos de deforestación. *Boletín del Instituto de Geografía UNAM* 44: 18-38.
- Calderón de Rzedowski G., J. Rzedowski. 2004. Manual de malezas de la región de Salvatierra, Guanajuato. Instituto de Ecología A.C., México.
- Cano O., E. López. 1996. Control preemergente y posemergente de malezas en frijol, de humedad residual en Veracruz México. *Agronomía Mesoamericana* 7: 42-49.
- Cayuela L. 2006. Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas México. Efectos sobre la diversidad de los árboles. *Ecosistemas* 15: 192-198.
- Challenger A. 2003. Conceptos generales acerca de los ecosistemas templados de montaña de México y su estado de conservación. *En* Sánchez O., E. Vega, E. Peters, O. Monroy-Vilchis (eds.). Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. INE-SEMARNAT, México. 17-44.
- CONAFOR. Comisión Nacional Forestal. 2001. Programa Estratégico Forestal Para México 2025. Comisión Nacional Forestal, Zapopán, México..
- Cornejo-Tenorio G., A. Casas, B. Farfán, J.L. Villaseñor, G. Ibarra-Manríquez 2003. Flora y vegetación de las zonas núcleo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 73: 43-62.

- Cornejo-Tenorio G., G. Ibarra-Manríquez. 2007. Plant reproductive phenology in a temperate forest of the Monarch Butterfly Biosphere Reserve, Mexico. *Interciencia* 32: 445-452.
- Di Rienzo J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada, C.W. Robledo. 2008. InfoStat, versión 2008. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Escalante, E. T. 2003. ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos* 52: 53-56.
- Espinoza-García F., J. Sarukhan. 1997. Manual de malezas del valle de México. UNAM, Fondo de Cultura Económica, México.
- Flores J.S., J. Álvarez-Sánchez. 2004. Flora y vegetación. *En* Bautista S.F., H. Delfín G., J.L. Palacio P., M del C. Delgado C. Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. UNAM, UAY, CONACYT, INE, México. 303-327.
- Fregoso A., A. Velázquez, G. Bocco, G. Cortéz. 2001. El enfoque de paisaje en el manejo forestal de la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM.* 46: 58-77.
- García E. 1996. Diversidad climático vegetal en México. *En* Llorente-Bousquets J., A.N. García-Aldrete, E. González-Soriano (eds.). Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento. Universidad Autónoma de México, México. 15-25.

- González-Espinosa M., N. Ramírez-Marcial, A. Camacho-Cruz, S.C. Holtz, J.M. Rey-Benayas, M.R. Parra-Vázquez. 2007. Restauración de bosques en territorios indígenas de Chiapas: modelos ecológicos y estrategias de acción. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80: 11-23.
- González-Medrano F. 1998. La vegetación de México y su historia. *Ciencias* 52: 58-65.
- Haeussler S., L. Bedford, A. Leduc, Y. Bergeron, J.M. Kranabetter. 2002. Silvicultural disturbance severity and plant communities of the southern Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36: 307-327.
- Krebs C.J. 1999. *Ecological methodology*. 2nd ed. Benjamin/Cummings, Menlo Park, California.
- Llorente-Bousquets J., S. Ocegueda 2008. Estado del conocimiento de la biota, en *Capital natural de México, Vol. I: conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO, México. 283-322.
- Luna-Cavazos M., A. Romero-Manzanares, E. García-Moya. 2008. Afinidades en la flora genérica de piñonares del norte y centro de México: un análisis fenético. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79: 449-458.
- Luna-José A de L., L. Montalvo-Espinoza, B. Rendón-Aguilar. 2003. Los usos no leñosos de los encinos en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 72: 107-117.
- Luna-Vega I. 2008. Aplicaciones de la biogeografía histórica a la distribución de las plantas mexicanas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79: 217-241.

- Márquez-Linares M., E. Jurado, S. González-Elizondo. 2006. Algunos aspectos de la biología de la manzanita (*Arctostaphylos pungens* HBK) y su papel en el desplazamiento de bosques templados por chaparrales. *Ciencia UANL* 9: 57-64.
- McAleece N. 1997. Biodiversity Professional Beta. Version 2.0. The Natural History Museum and The Scottish Association For Marine Science.
- Muñoz A., Murua R. 1989. Efectos de la reforestación con *Pinus radiata* sobre la diversidad y abundancia de los micromamíferos en un agroecosistema de Chile central. *Turriabla* 39: 143-150.
- Ordóñez J.A., B.H.J. de Jong, O. Maser. 2001. Almacenamiento de carbono en un bosque de *Pinus pseudostrobus* en Nuevo San Juan, Michoacán. *Madera y Bosques* 7: 27-47.
- Réscala-Pérez J. 2009. Historia del sector forestal. *En* Ceballos G., R. List, G. Garduño, R. López-Cano, M.J. Muñozcano-Quintanar, E. Collado, J.E. San Román (eds.). *La diversidad biológica del Estado de México: estudio de estado*. Colección Mayor, Gobierno del Estado de México, México. 319-330.
- Rohde K. 2005. *Nonequilibrium ecology*. University Press. Cambridge, U.K.
- Rzedowski J. 1996. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana* 35: 25-44.
- Sánchez-González A., L. López-Mata, D. Granados-Sánchez. 2005. Semejanza florística entre los bosques de *Abies religiosa* (H.B.K.) Cham. &Schltdl.

de la Faja Volcánica Transmexicana. Investigaciones Geográficas 56: 62-76.

Secretaría de Desarrollo Agropecuario. 2006. Programa de Desarrollo Forestal Sustentable del Estado de México 2005-2025.

Valencia-A. S. 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. Boletín de la Sociedad Botánica de México 75: 33-53.

Velázquez, A., V.M. Toledo, I. Luna. 2000. Mexican temperate vegetation. *En* Barbour M.G., W.D. Billings (eds.). North American Terrestrial Vegetation. Cambridge University Press, Nueva York. 571-592.

Villareal-Quintanilla J.A., J.A. Encina-Domínguez. 2005. Plantas vasculares endémicas de Coahuila y algunas áreas adyacentes México. Acta Botánica Mexicana 70: 1-46.

Villaseñor J.L. 2004. Los géneros de plantas vasculares de la flora de México. Boletín de la Sociedad Botánica de México 75: 105-135.

Zar J.H. 1999. Biostatistical analysis. 4th ed. Prentice Hall, New Jersey.

Zavala C.F. 1998. Observaciones sobre la distribución de encinos en México. Polibotánica 8: 47-64.



El efecto de las reforestaciones sobre los atributos de las comunidades de arañas (Arachnida: Araneae) y la disponibilidad de presas potenciales



Capítulo III.

El efecto de las reforestaciones sobre los atributos de las comunidades de arañas (Arachnida: Araneae) y la disponibilidad de presas potenciales

Resumen: Las arañas han sido organismos útiles para evaluar cambios en los atributos de sus comunidades y han sido relacionadas con la complejidad física del hábitat. El objetivo de este capítulo fue evaluar el cambio de las comunidades de arañas en relación a las modificaciones del hábitat, considerando a su vez, la abundancia de presas potenciales. Los resultados muestran una clara diferencia en la composición de las comunidades en cuanto a la estacionalidad y al manejo que cada zona de bosque ha tenido, además, los valores de riqueza, diversidad y abundancia se contraponen a la idea convencional de que las comunidades más diversas, ricas y abundantes en especies, se encuentran en zonas con mayor complejidad estructural del hábitat y, en consecuencia, con mayor diversidad vegetal. No obstante, hace falta incrementar el esfuerzo de muestreo tanto espacial como temporalmente, para entender los patrones observados en el presente estudio.

Palabras clave: diversidad, artrópodos, deforestación, bosques templados.

Abstract: Spiders are useful organisms to study changes and the attributes of their communities, and have been related to the physical structure of the habitat. In this chapter the aim was to evaluate the change in the community of spiders in relation to habitat changes, considering in turn the abundance of potential preys. The results show a clear difference in the composition of the communities related to the seasonality and forest management zones. Besides the richness, diversity and abundance values are contrary to the conventional idea that the most diverse communities, rich and abundant in species are found in zones with more structural complexity of habitat and with more vegetal diversity. However, in the present study it is necessary to increase the sampling effort such as spatial as temporal in order to understand the patterns observed.

Key words: diversity, arthropods, deforestation, temperate forest.

Introducción

Los cambios en las condiciones ambientales debidos a factores antropocéntricos, afectan a los organismos inmersos en estos ambientes, y pueden verse reflejados en su abundancia, distribución espacio-temporal y diversidad, entre otros (Burel, 1992; Rohde, 2005). A una escala microespacial, se ha observado que los artrópodos pueden estar asociados a formas vegetales en particular, por lo que la estructura física de los bosques puede ser un factor que contribuya a explicar los patrones de diversidad de artrópodos (véase Aguilera *et al.*, 2006). Por otro lado, a una escala macroespacial, la modificación de los bosques nativos que implica la introducción de especies foráneas, influye negativamente sobre la diversidad de vertebrados e invertebrados. Muñoz y Murua (1989), mostraron cómo la diversidad y riqueza de especies de aves y mamíferos fue mayor en zonas de bosque nativo que en zonas de plantaciones monoespecíficas de *Pinus radiata* D. Don y observaron que este efecto se encontró relacionado con una disminución en la heterogeneidad espacial, principalmente en la estratificación vegetal. Niemelä *et al.* (2004), mencionaron que zonas de bosque primario sin manejo aparente durante los últimos 150 años, albergan una abundancia y diversidad mayor de especies de escarabajos que los bosques sujetos a manejo.

La presencia de arañas en un sitio depende de la estructura del hábitat, de manera que la riqueza y la abundancia de especies puede estar relacionada con la cantidad de presas, sitios de refugio y condiciones microclimáticas adecuadas (Greenstone, 1984; Halaj *et al.*, 1998). En este sentido, Pearse *et al.* (2004) encontraron en zonas de bosque desbrozadas, una mayor abundancia de

individuos, principalmente de arañas cazadoras, tolerantes a las condiciones más calientes y secas de este tipo de sitios, en comparación con las zonas con cobertura vegetal. Corcuera *et al.* (2008), han reportado resultados similares, donde la abundancia de arañas se correlacionó estrechamente con la cobertura vegetal, además de la complejidad física del hábitat, como ramas, forma y número de hojas por ramas, que fueron los mejores predictores de la riqueza de especies. Estos rasgos ecológicos, aunado al hecho de que las arañas cumplen una destacada función en la regulación de las poblaciones de artrópodos (Bultman y Uetz, 1982), influyen en la densidad de la fauna de detritívoros y afectan los procesos de descomposición (Wise, 1993), las coloca como un grupo con amplia aceptación para estudios ecológicos, así como de especies indicadoras de la calidad ambiental (Ávalos *et al.*, 2009; Buchholz, 2010), lo anterior por su capacidad de responder rápidamente a cambios ocurridos a escalas microgeográficas (Smith *et al.*, 2008).

Bajo este panorama, se evaluó la hipótesis de que la diversidad, estructura y composición de las comunidades de arañas, es afectada por el estado de conservación del bosque, de manera que valores altos en estos atributos de la comunidad, pueden ser observados en zonas de bosque primario, considerando una mayor heterogeneidad vegetal, y que ésta se encuentra correlacionada con la diversidad de otros taxa (Siemann *et al.*, 1998). Por otro lado, se consideró que las modificaciones del bosque por reforestación, afectan no sólo la heterogeneidad del hábitat, sino también la disponibilidad de presas, de manera que un menor número de presas estarán presentes en zonas completamente modificadas y

monoespecíficas en cuanto a reforestación, y ésto puede estar reflejado en bajas abundancias y niveles de diversidad en la comunidad de carnívoros, lo anterior debido a que se ha observado que las modificaciones en la cobertura vegetal tienen efectos sobre la fluctuación de la disponibilidad de alimento, que se reflejan finalmente sobre las comunidades de consumidores (Johnston y Holberton, 2009). En este sentido, el objetivo del trabajo se centró en evaluar los cambios taxonómicos de las comunidades de arañas durante dos estaciones del año (lluvia y secas) en zonas contrastantes de bosque, y evaluar la disponibilidad de presas potenciales en estos ambientes.

Materiales y métodos

Características de las zonas muestreadas.

Las tres zonas forestales estudiadas, se localizan en el noroeste del Estado de México, y difieren entre sí por la composición florística y por las actividades de reforestación. En este sentido, la zona de San Marcos (19° 45' 48"N, 99° 59' 20"O, 2908 m snm), se caracterizó por tener una composición vegetal correspondiente a bosque primario (**BP**), la comunidad arbórea se encontró constituida por especies del género *Quercus*, entre las que destacan *Q. rugosa* Née, *Q. laurina* Humb. & Bonpl. y *Q. crassipes* Humb. & Bonpl.; otras especies fueron: *Arbutus xalapensis* Kunth, *Alnus* sp. y *Pinus* sp. Además, esta zona presentó una riqueza mayor de formas de crecimiento vegetal, de acuerdo a los criterios de Flores y Álvarez-Sánchez (2004). La zona de San Francisco (19° 43' 06"N, 100° 05' 38"O, 2738 m snm), se caracterizó por poseer un bosque con

elementos arbóreos característicos de bosque primario como, *Arbutus* sp., *Pinus* sp., *Q. rugosa*, *Q. crassipes*; además de contar con *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex Endl., árboles utilizados en la reforestación, por lo que este bosque fue una combinación de especies de bosque primario, con especies introducidas por actividades antropogénicas (**BM**). Finalmente, en la zona de Santiago Oxtempan (19° 40' 30"N, 100° 05' 51" O, 2679 m snm), se ha distinguido un bosque completamente modificado por actividades de reforestación, y en dónde se plantaron árboles de la especie *C. lindleyi* (**BR**).

Recolecta de arañas.

La distancia entre las zonas de estudio fue de aproximadamente 16 km lineales. Se colocaron aleatoriamente en cada sitio un total de 64 trampas de caída con atrayente hecho a base de avena y miel. Estas trampas fueron envases de plástico de 1lt de capacidad y 10 cm de diámetro, llenados a la mitad con glicol propileno y un poco de jabón de polvo, para romper la tensión superficial y facilitar la captura de los organismos. Con la finalidad de proteger la trampa, se acondicionó un pequeño plato al que también se le ajustó un vial con atrayente. Además, múltiples estudios sobre la fauna edáfica, han resaltado los beneficios de utilizar este tipo trampas para estimar lo más cercano posible el número de especies en la comunidad (Uetz, 1979; Green, 1999).

Las trampas se mantuvieron cerradas por una semana, con el fin de evitar efectos del disturbio sobre la captura (Bestelmeyer *et al.*, 2000). Una vez transcurrida la semana, las trampas fueron abiertas por 72 hrs. Bestelmeyer *et al.*

(2000) y Delabie *et al.* (2000), han mostrado que un tiempo de exposición mayor a 72 hrs no modifica los datos de captura en cuanto a, composición y abundancia de artrópodos como los insectos. En cada zona de estudio fueron colocadas 16 trampas en los meses de febrero y marzo de 2009, lo que dio un total de 96 trampas para la temporada seca, y 96 para la temporada de lluvias (agosto y septiembre de 2009). Todas las trampas fueron colocadas en zonas típicas para cada bosque, y para evitar interferencia entre trampas, se colocaron a una distancia mayor o igual a 10 m (Digweed *et al.*, 1995; De Mas *et al.*, 2009) y, a por lo menos 100 metros del borde de cada zona de muestro (Burel, 1992). Lo anterior con la finalidad de obtener una composición de la fauna característica de cada zona y evitar efectos del borde (Gibb y Hochuli, 2002).

Identificación de arañas.

Las arañas capturadas fueron lavadas y conservadas en viales con alcohol al 70% para su identificación a nivel de familia, utilizando claves taxonómicas de Kaston (1978) y Platnick (2009), por lo que se tomaron en cuenta únicamente los individuos adultos. Posteriormente, los ejemplares fueron diferenciados y organizados en grupos de especímenes morfológicamente similares (morfoespecies; Armendano y González, 2010). La importancia de este criterio reside en que agiliza la identificación taxonómica y es una respuesta al “impedimento taxonómico”, mencionado por la Convención sobre Diversidad Biológica (Astrin *et al.*, 2006). Además, considerando que el número de especies que no pueden ser asignadas a especies nominadas, incrementa el esfuerzo de

realizar un inventario taxonómico, el criterio de morfoespecie adquiere relevancia, sobre todo, tomando en cuenta que es una herramienta con alto grado de confiabilidad (Oliver y Beattie, 1995), que disminuye limitantes taxonómicas y logísticas en los tratamientos taxonómicos convencionales, como la identificación de especies, ya que para algunos grupos, la taxonomía está incompleta y con escasas colectas (Llorente-Bousquets *et al.*, 1996; Cardoso, 2009; Ríos-Casanova *et al.*, 2010).

Abundancia de presas.

Todos los artrópodos capturados en las trampas fueron lavados con agua de la llave y guardados en viales con alcohol al 70%, para ser separados y agrupados a nivel de familia y posteriormente en morfoespecies. Se tomaron en cuenta los órdenes de insectos más conspicuos como Coleoptera, Hymenoptera, Hemiptera y Orthoptera. Se construyeron matrices de abundancia para cada zona y para cada temporada de muestreo (lluvias y secas).

Análisis estadístico.

Riqueza y diversidad: se estimó el índice estandarizado de diversidad de Shannon (H'_{max}), con la finalidad de aplicar la prueba de t modificada por Hutcheson (Zar, 1999) y comparar estadísticamente entre sitios y temporadas. Además, este índice, permitió el cálculo del número de Pielou J' , que proporciona una idea de la equitatividad de las abundancias de las morfoespecies presentes en la comunidad. También se estimó el índice de diversidad de Simpson (D), que proporcionó

información acerca de la dominancia en términos de la composición y abundancia de las especies presentes en las comunidades (Ludwing y Reynolds, 1998) y que se considera una medida robusta para la diversidad (Magurran, 2004), por lo que fue posible identificar a las morfoespecies más importantes en términos de su dominancia. Se realizaron curvas de acumulación utilizando el modelo de Chao 2, un modelo no paramétrico que se basa en las incidencias de los individuos que pertenecen a una determinada clase, enfocándose sobre las especies raras (Krebs, 1999; Escalante, 2003). Para estos análisis se utilizó el programa Biodiversity Professional ver 2.0 (McAleece, 1997).

Para comparar numéricamente la composición de las comunidades artrópodos, se utilizó el índice de similitud de Renkonen, debido a que su cálculo es sencillo y no es afectado por el tamaño de muestra (Krebs, 1999), al mismo tiempo, se realizó un análisis de conglomerados para reforzar dicha evaluación. En este análisis se utilizó la medida de disimilitud de Bray Curtis y el método de agrupación del vecino más cercano. Con la finalidad de identificar las especies que conformaron dichos grupos, se aplicó un Análisis de Componentes Principales (ACP) y se estimó el coeficiente de correlación cofenética que define la ordenación natural óptima de los datos (Balzarini *et al.*, 2008). Para ello, se utilizó el programa Infostat ver. 2011 (Di Rienzo *et al.*, 2008).

Abundancia de arañas y presas: Se construyeron matrices de abundancia de las arañas recolectadas en cada muestreo (por zona y por estación). Se comparó la cantidad de capturas, mediante análisis no paramétricos; se aplicó la prueba de

Kolmogorov-Smirnov (Z), para comparar la cantidad de capturas entre las estaciones (secas y lluvias). Posteriormente se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis para comparar la cantidad de capturas entre los sitios y las estaciones; en caso de diferencias significativas, se aplicó la prueba de comparaciones múltiples de Dunnett, que asume que entre las muestras no hay homogeneidad de varianzas, ya que un análisis previo, indicó diferencias significativas con respecto a la homogeneidad de varianza.

Resultados

Riqueza y diversidad de las comunidades de arañas y de presas.

La riqueza de arañas a nivel de morfoespecie fue diferente de acuerdo a las zonas de muestreo y a la estacionalidad. Durante la estación seca, la riqueza total fue mayor en **BR** (S = 25), **BM** con un valor intermedio (S = 21) y **BP** con la menor riqueza (S = 16) y en lluvias, se observó una riqueza mayor en **BP** (S = 30) seguida de **BR** (S = 28) y menor en **BM** (S = 27) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Valores de riqueza de morfoespecies total (S) para las tres zonas de bosque muestreadas durante dos estaciones del año (lluvias y secas). Ar= arañas; Hor= hormigas; Esc= escarabajos; Ch-g= chapulines y grillos; Hm= hemípteros.

	Ar	Hor	Esc	Ch-g	Hm
BP secas	16	11	15	20	20
BP lluvias	30	17	30	26	29
BM secas	21	14	0	17	18
BM lluvias	27	25	1	26	14
BR secas	25	31	17	18	27
BR lluvias	28	28	26	18	14

En cuanto a la diversidad de presas potenciales, **BR** ($H'_{\max} = 1.93$) registró valores relativamente altos durante la temporada seca (**BR-BP** $t_{0.05(2)405.5} = 9.79$, $p < 0.0001$; **BR-BM** $t_{0.05(2)562.1} = 8.52$, $p < 0.0001$), mientras que **BP** ($H'_{\max} = 1.59$) y **BM** ($H'_{\max} = 1.60$), no mostraron diferencias significativas (**BP-BM** $t_{0.05(2)586.5} = 0.23$; $p > 0.05$) (Cuadro 2). En estas condiciones de heterogeneidad de recursos, el resultado de las curvas de acumulación para las arañas, indicó por un lado, una menor riqueza potencial de morfoespecies en **BP** y mayor riqueza en **BM** (Fig. 1). El resultado de las comparaciones de la diversidad de la comunidad de arañas mostró diferencias significativas entre las zonas (**BP-BM** $t_{0.05(2)91.5} = 7.99$, $p < 0.0001$; **BP-BR** $t_{0.05(2)90.3} = 11.79$, $p < 0.0001$; **BM-BR** $t_{0.05(2)129.8} = 2.43$, $p = 0.016$), siendo **BR** la zona con mayor diversidad ($H'_{\max} = 1.46$) en la comunidad de arañas, seguidos de **BM** ($H'_{\max} = 1.30$) y **BP** ($H'_{\max} = 0.77$) (Cuadro 2).

Cuadro 2. Valores de diversidad estimada de las comunidades de presas presentes en tres zonas de bosque, durante la estación seca y lluviosa J' =equitatividad; H'_{\max} = índice estandarizado de diversidad de Shannon; D = índice de Simpson; **BP**=bosque primario; **BM**=bosque mixto; **BR**= bosque reforestado.

Zonas	Valores de diversidad para las comunidades de presas					
	J' lluvias	J' secas	H'_{\max} lluvias	H'_{\max} secas	D lluvias	D secas
BP	0.38	0.48	1.83	1.59	0.059	0.072
BM	0.63	0.61	1.56	1.60	0.164	0.202
BR	0.46	0.47	2.04	1.93	0.166	0.158

Zonas	Valores de diversidad para las comunidades de arañas					
	J' lluvias	J' secas	H'_{\max} lluvias	H'_{\max} secas	D lluvias	D secas
BP	0.78	0.93	1.46	0.77	0.114	0.087
BM	0.92	0.87	1.49	1.30	0.036	0.072
BR	0.81	0.90	1.64	1.46	0.06	0.048

La diversidad de presas potenciales durante las lluvias, fue mayor en **BR** ($H'_{\max} = 2.04$); **BP** con un valor intermedio ($H'_{\max} = 1.83$) y **BM** con la diversidad más baja ($H'_{\max} = 1.56$). El análisis de comparaciones entre los valores de diversidad, indicó diferencias significativas entre todas las zonas **BP-BM** ($t_{0.05(2)1151.8} = 8.75$, $p < 0.0001$); **BP-BR** ($t_{0.05(2)1411.4} = 8.79$, $p < 0.0001$); **BM-BR** ($t_{0.05(2)915.1} = 17.31$, $p < 0.0001$) (Cuadro 2). En esta temporada, la riqueza potencial de morfoespecies de arañas se incrementó de manera lineal durante las lluvias en todas las zonas. Aunque no se aprecia una asíntota en las curvas, **BM** fue la zona con el valor más alto, seguido de **BR** y **BP** (Fig. 1). Las comparaciones del índice de diversidad de Shannon, para la comunidad de arañas, sugieren no diferencias significativas entre **BP** ($H'_{\max} = 1.46$) y **BM** ($H'_{\max} = 1.49$) ($t_{0.05(2)199.3} = 0.47$, $p > 0.05$), en cambio, si fueron identificadas diferencias importantes entre los valores de diversidad de **BR-BP** ($t_{0.05(2)186.3} = 3.17$, $p = 0.0017$) y **BR-BM** ($t_{0.05(2)226.9} = 3.64$, $p = 0.0003$). En este sentido, los resultados sugieren una mayor diversidad en **BR** ($H'_{\max} = 1.64$) (Cuadro 2).

Por otro lado, de acuerdo al índice de Simpson, la dominancia dentro de la estructura de las comunidades de arañas, fue menor en **BR** durante las secas, en todo caso, la dominancia se debió a la cantidad de capturas de arañas de la morfoespecie *Agelenidae* sp. 1 ($n = 14$, $\text{prom} = 0.5$, $\text{E.E.} = 0.39$), mientras que el resto de morfoespecies fueron capturadas en un rango de 6 a 1 individuos, en **BM**, se observó un valor intermedio de dominancia, pero el más bajo en cuanto a equitatividad, siendo las morfoespecies *Agelenidae* sp. 3 ($n = 13$, $\text{prom} = 0.6$, $\text{E.E.} = 0.22$) y *Clubionidae* sp. 5 ($n = 9$, $\text{prom} = 0.42$, $\text{E.E.} = 0.21$) las más abundantes

en la zona. En **BP** se observó la dominancia más alta, con morfoespecies como Agelenidae sp. 2 ($n = 5$, 0.31, 0.026); Agelenidae sp. 3 ($n = 5$, 0.31, 0.026) y Clubionidae sp. 3 ($n = 4$, 0.25, 0.28) como las más abundantes (Cuadro 2; Fig. 2).

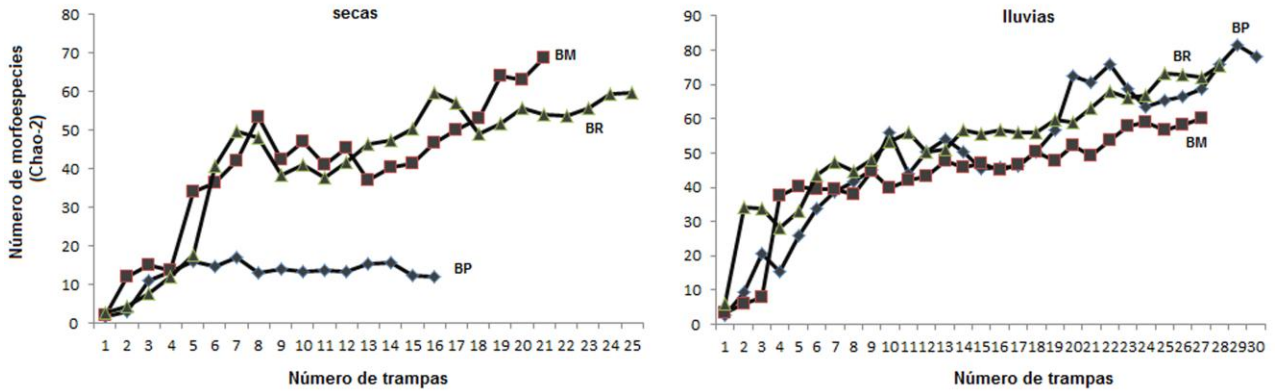


Figura 1. Curvas de acumulación máxima potencial de morfoespecies de arañas estimadas para secas y lluvias en los tres zonas de bosque templado bajo diferentes condiciones de conservación en relación a la reforestación. **BP**= Bosque primario (riqueza observada, $S_{secas}=16$, $S_{lluvias}=30$); **BM**= Bosque con especies de bosque primario y de reforestación (riqueza observada, $S_{secas}=21$, $S_{lluvias}=27$); **BR**= Bosque con especies de reforestación (riqueza observada, $S_{secas}=25$, $S_{lluvias}=28$).

En contraste, en lluvias, la dominancia fue más marcada en **BP** con un valor bajo en equitatividad, en esta zona Pisauridae sp. 4 ($n = 33$, prom = 1.1, E.E.= 0.27), fue la más abundante en las capturas, seguida de Agelenidae sp. 3. En **BR** fueron observados los valores intermedios en estas propiedades de la comunidad, las morfoespecies dominantes pertenecieron a la familia Clubionidae y Lycosidae. Finalmente, **BP** mostró el valor más bajo del índice de Simpson, pero más alto en equitatividad, siendo las morfoespecies Pisauridae sp. 4 ($n = 33$, 1.1, 0.27) y Agelenidae sp. 3 ($n = 21$, 0.7, 0.17), las que mayor cantidad de capturas registraron (Cuadro 2, Fig. 2).

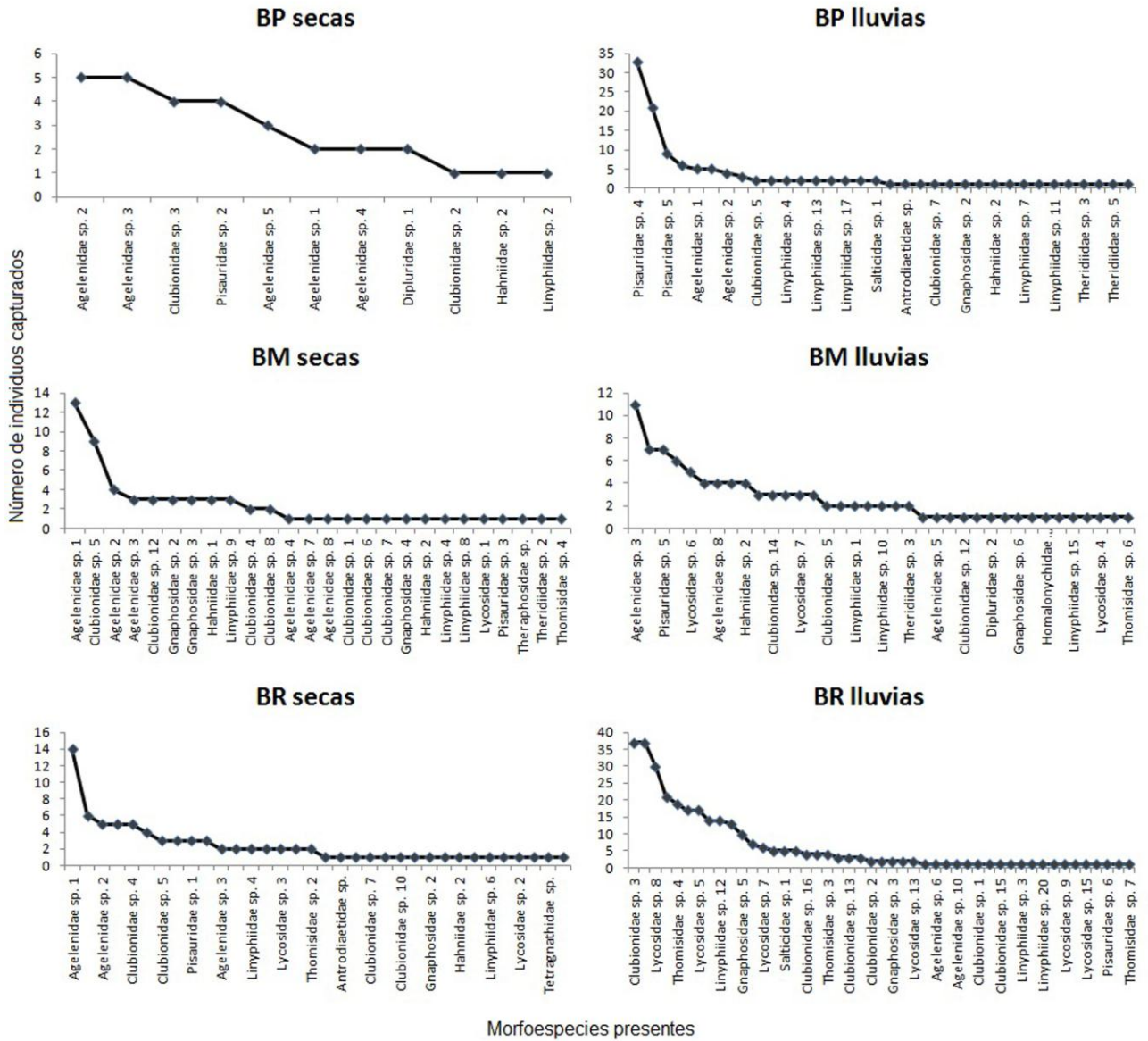


Figura 2. Descripción de la relación jerarquía de la dominancia con la abundancia de arañas capturadas e identificadas a nivel de morfoespecie, mediante curvas de abundancia por rangos, durante dos estaciones contrastantes del año, en zonas de bosque templado bajo diferentes condiciones de conservación con respecto a la reforestación. **BP**= bosque primario; **BM**= bosque mixto; **BR**= bosque modificado con especies de reforestación.

Cambio estacional de las comunidades de arañas.

El resultado del índice de similitud de Renkonen, sugiere que la composición de la comunidad de arañas fue diferente en la misma estación al compararla entre los sitios. En general, para las secas, la comparación de la similitud de la composición de las comunidades, fue menor al 50%. Particularmente entre **BR** y **BM**, la similitud alcanzó el 48.9%. En la estación de lluvias, los valores para estimar la similitud entre las comunidades aumentaron para algunos sitios, excepto para **BP** y **BR**, que alcanzó sólo el 9.1% de similitud, muy por debajo a lo encontrado en la estación seca (Cuadro 3).

Cuadro 3. Valores de similitud de la composición de las comunidades de arañas en dos estaciones (lluvias y secas), de acuerdo al índice de Renkonen. **BP**= Bosque primario; **BM**= Bosque con especies de bosque primario y de reforestación; **BR**= Bosque reforestado.

Zonas	Estación	Renkonen
BP-BM	Lluvias	36.7%
BP-BR	Lluvias	9.1%
BM-BR	Lluvias	32.8%
BP-BM	Secas	20.9%
BP-BR	Secas	22.5%
BM-BR	Secas	48.9%

Por otro lado, de acuerdo al análisis de clasificación, las comunidades de arañas fueron más parecidas durante la estación seca (31.5%) en contraste a lo observado en lluvias (21.1%). El cambio en la composición de las comunidades de acuerdo al cambio de estación, fue más evidente en **BP** y **BM**, cuyos valores de similitud fueron del 12.3 y 17.2% entre una estación y otra, respectivamente (Fig. 3).

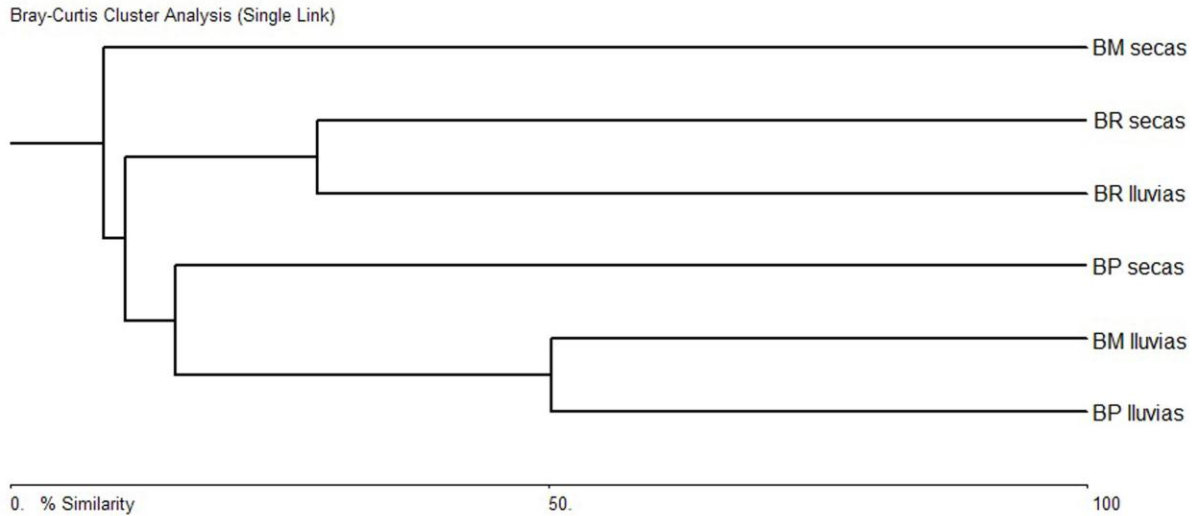


Figura 3. Comparación de la comunidad de arañas en la estación lluviosa y seca en tres zonas de bosque templado con diferente grado de conservación. **BP**= bosque primario; **BM**= bosque mixto; **BR**= bosque reforestado.

El resultado del ACP, para la temporada seca, muestra que el primer eje, con 56.3% de la varianza explicada, está determinado por la abundancia de morfoespecies de las familias Agelenidae, Clubionidae, Gnaphosidae, Linyphiidae, Lycosidae, Pisauridae, Salticidae y Thomisidae. Mientras que el segundo eje (con 43.7% de la varianza explicada), además de estas familias, estuvo influenciado por morfos de Dipluridae; Haniidae y Theraphosidae. Por otro lado, se observa una marcada separación entre las zonas de bosque. Morfoespecies de las familias Hahniidae; Agelenidae; Linyphiidae, Pisauridae y Dipulidare fueron más abundantes en **BP**; mientras que arañas de familias como Lycosidae, Theridiidae, Thomisidae y Theraphosidae fueron morfoespecies características de **BM** y finalmente en **BR**, morfoespecies de Thomisidae y Agelenidae estuvieron asociadas a estas condiciones (Fig. 4).

Durante la temporada lluviosa, la varianza explicada por los dos primeros vectores del ACP, 65 y 35%, respectivamente. De acuerdo a los resultados, el primer eje se formó con morfoespecies de las familias Agelenidae, Clubionidae, Gnaphosidae, Linyphiidae, Lycosidae, Pisauridae, Salticidae y Thomisidae. El segundo eje se conformó por morfos de las familias Antrodiaetidae, Clubionidae, Gnaphosidae, Hahniidae, Homalonychidae, Linyphiidae y Theridiidae. Además, se observa una marcada separación entre las zonas. En **BP**, las morfoespecies de Pisauridae, Thomisidae y Theridiidae fueron características en la zona; mientras que morfoespecies de Agelenidae y Thomisidae fueron afines a **BM**. Finalmente **BR**, fue la zona con una composición de la comunidad de arañas completamente diferente a lo observado en las otras dos, con morfoespecies de Lycosidae, Linyphiidae y Salticidae afines a las condiciones de esta zona (Fig. 4).

Abundancia de arañas edáficas e insectos presas.

Fueron colectados 701 individuos agrupados en 17 familias y 105 morfoespecies. La familia más abundante fue Clubionidae ($n = 155$; $\text{prom} = 0.058$ E.E. = 0.030), seguida de Agelenidae ($n = 132$; $\text{prom} = 0.089$ E.E. = 0.032) y Lycosidae ($n = 136$; $\text{prom} = 0.057$ E.E. = 0.036). En contraste, familias como Araneidae, Tetragnathidae y Theraphosidae estuvieron representadas por un sólo individuo durante todo el periodo de estudio (Cuadro 4).

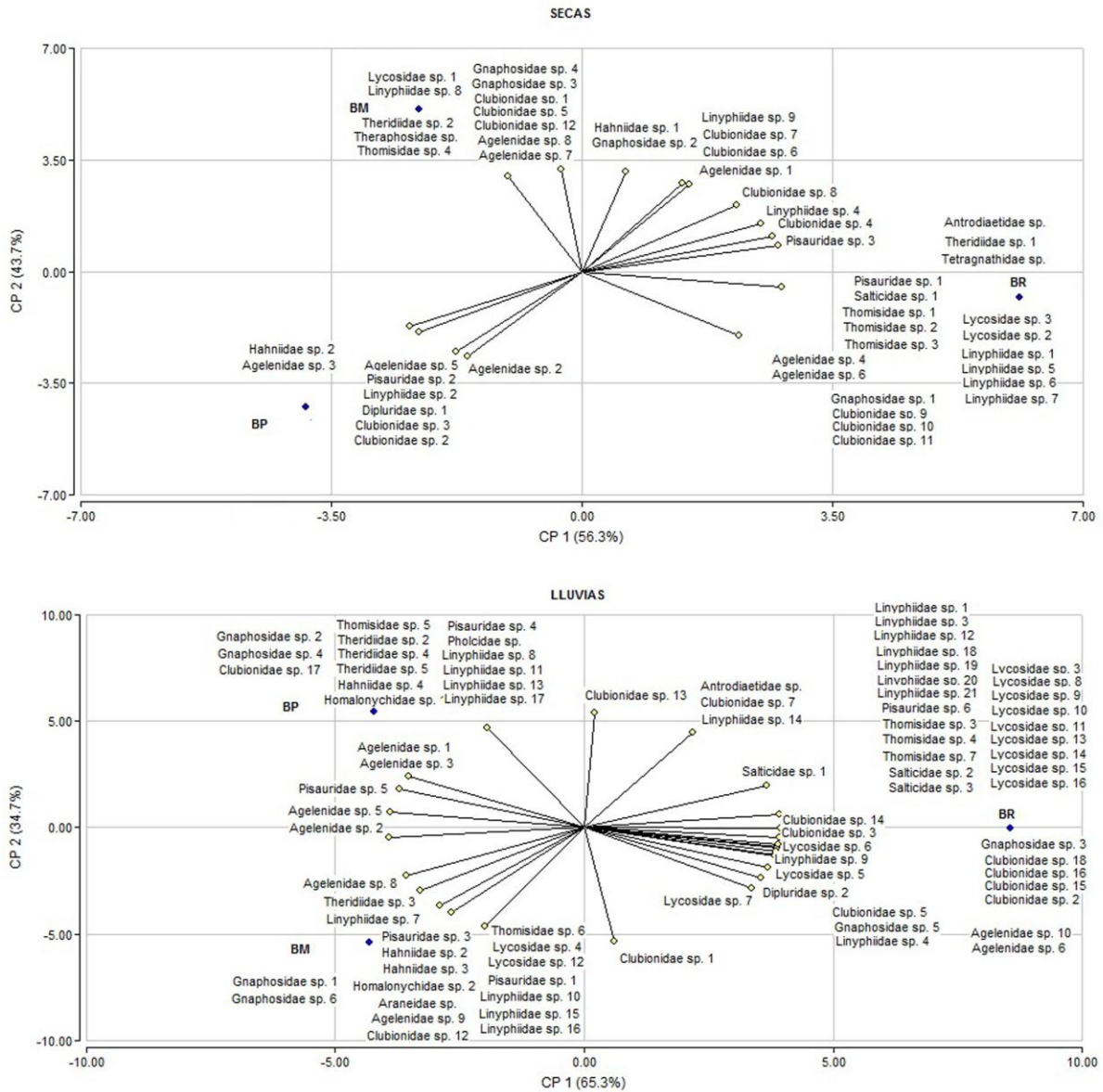


Figura 4. Bi-plot que muestra la ordenación por un ACP, de tres zonas de bosque templado en dos estaciones contrastantes del año (secas y lluvias) en función de la abundancia del número de morfoespecies de arañas (vectores), para **BP**= bosque primario; **BM**= bosque mixto; **BR**= bosque reforestado.

Cuadro 4. Listado, abundancia y número de morfoespecies de las familias de arañas presentes en las tres zonas de estudio. n= número de individuos capturados, prom.= promedio de capturas por trampa, E.E. = error estándar, nmsp= número de morfoespecies.

Familias	BP			BM			BR		
	n	Prom. E.E	nmsp.	N	Prom. E.E	nmsp.	n	Prom. E.E	nmsp.
Araneidae	-	-	-	1	0.02, 0.02	1	-	-	-
Agelenidae	51	0.11, 0.01	6	50	0.10, 0.017	8	31	0.058, 0.017	7
Antrodiaetidae	1	0.021, 0.021	1	-	-	-	2	0.037, 0.026	1
Clubionidae	15	0.018, 0.005	7	33	0.038, 0.007	10	107	0.11, 0.017	16
Dipluridae	2	0.021, 0.021	1	1	0.010, 0.010	1	2	0.018, 0.013	1
Gnaphosidae	2	0.007, 0.005	2	11	0.038, 0.012	6	14	0.044, 0.017	4
Hahniidae	3	0.016, 0.009	2	9	0.048, 0.016	3	2	0.009, 0.006	2
Homalonychidae	2	0.021, 0.015	1	1	0.010, 0.010	1	-	-	-
Linyphiidae	14	0.014, 0.004	9	17	0.016, 0.004	8	61	0.054, 0.009	13
Lycosidae	-	-	-	18	0.023, 0.006	6	118	0.13, 0.024	13
Pholcidae	2	0.043, 0.043	1	-	-	-	-	-	-
Pisauridae	47	0.17, 0.039	4	13	0.045, 0.014	3	7	0.022, 0.009	3
Salticidae	2	0.014, 0.010	1	-	-	-	12	0.075, 0.026	3
Tetragnathidae	-	-	-	-	-	-	1	0.018, 0.018	1
Theraphosidae	-	-	-	1	0.020, 0.020	1	-	-	-
Theridiidae	9	0.039, 0.015	4	3	0.012, 0.009	2	1	0.003, 0.003	1
Thomisidae	1	0.031, 0.031	1	2	0.005, 0.004	2	32	0.086, 0.035	5

La cantidad total de individuos capturados, se incrementó sensiblemente en lluvias, en comparación con las secas ($n_{\text{lluvias}} = 525$, prom. = 5.46, E.E. = 0.65; $n_{\text{secas}} = 175$, prom. = 1.82, E.E. = 0.23), y fue estadísticamente diferente de acuerdo al resultado de la prueba de Kolmogorov-Smirnov ($Z= 6.098$, $p < 0.0001$; Fig. 5). En cuanto a los sitios, se observó un cambio en la cantidad de arañas capturadas. En la zona **BP**, durante las secas se capturaron 30 (0.93 ± 0.23) individuos, mientras que en lluvias 120 (prom. = 3.75 E.E. = 0.41); en **BM** 63 (prom. = 1.96, E.E. = 0.42) y 97 (prom. = 3.03, E.E. = 0.48), respectivamente, y en **BR** 82 (prom. = 2.56, E.E. = 0.45) en secas y 308 (prom. = 9.62, E.E. = 1.65) en

lluvias. De acuerdo a lo anterior, **BR** fue la zona con una cantidad mayor de capturas, en comparación con el resto de las zonas de muestreo. El resultado del análisis de varianza de Kruskal-Wallis, sugiere diferencias significativas en la cantidad de capturas ($\chi^2_5 = 56.13$, $p < 0.0001$) y en este sentido, las diferencias se debieron a la cantidad de capturas obtenidas en **BR** durante las lluvias y en **BP** en secas, aunque formó un grupo con **BM** durante el muestreo en secas (Cuadro 5).

Por otro lado, la cantidad de insectos, considerados presas potenciales de las arañas fue de 6, 682 individuos. El grupo más abundante fueron las hormigas ($n = 4, 997$, prom. = 26.02, E.E. = 5.71); seguido de hemípteros ($n = 670$, prom. = 3.43, E.E. = 0.20); escarabajos ($n = 641$, prom. = 3.33, E.E. = 0.57); ortópteros ($n = 374$, prom. = 1.94, E.E. = 0.26). En general, la cantidad de insectos capturados fluctuó con respecto a las zonas; el resultado del análisis de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas en la cantidad de hormigas capturadas en las trampas ($\chi^2_5 = 94.32$, $p < 0.0001$), así como de escarabajos ($\chi^2_5 = 114.96$, $p < 0.0001$); chapulines y grillos ($\chi^2_5 = 21.89$, $p = 0.001$) y hemípteros ($\chi^2_5 = 45.14$, $p < 0.0001$).

En el caso de las hormigas, la prueba de Dunnett indicó la formación de cuatro grupos causantes de esas diferencias. En general, los resultados indican que la cantidad registrada de capturas entre lluvias y secas para una misma zona, no generó diferencias significativas. Sin embargo, la cantidad de registros obtenidos en todo el estudio en **BR**, no fue igual a **BP** y **BM**. Con respecto a los escarabajos, la cantidad de individuos varió en las zonas de acuerdo a la estacionalidad, excepto en **BM**. Por otro lado, la cantidad promedio de individuos capturados fue similar entre las temporadas de secas y lluvias en zonas

completamente diferentes como **BP** y **BR**. En relación con los chapulines y grillos, la cantidad promedio de individuos en las trampas, durante secas y lluvias, no tuvo diferencias estadísticas entre las zonas. No obstante, lo observado en **BR** durante las secas no fue igual a los registros en **BP** (prom. = 3.09, E.E. = 0.61) y **BM** (prom. = 2.81, E.E. = 0.50) durante las lluvias, ya que en la primer zona, se registró un promedio menor de capturas (prom. = 0.75, E.E. = 0.17). El cambio de secas a lluvias no generó diferencias en las capturas promedio de las chinches en las zonas excepto para **BR** en secas. La comparación entre zonas durante la temporada seca, indica que **BM** (prom. = 0.16, E.E. = 0.08) registró menos capturas que **BP** (prom. = 1.19, E.E. = 0.26) y **BR** (prom. = 1.41, E.E. = 0.28) y que también fue diferente a lo observado en lluvias. El efecto del cambio de estación sobre la cantidad de individuos capturados de hemípteros, fue observado en **BM** (prom. = 3.00, E.E. = 0.76; prom. = 1.84, E.E. = 0.84) y **BR** (prom. = 7.65, E.E. = 1.10; prom. = 1.34, E.E. = 0.41), donde la cantidad promedio de capturas, fue mayor en secas que en lluvias respectivamente (Cuadro 5, Fig. 5).

Discusión

La diversidad de arañas a nivel de familia, fue mayor a la encontrada en otros estudios realizados en biomas similares, como en el noroeste de México (Corcuera *et al.*, 2010) y en España (Urones *et al.*, 1990), aunque con un número menor de organismos.

Cuadro 5. Resultado de la prueba de Dunnett de comparaciones múltiples para la cantidad de arañas e insectos capturados en lluvias y secas (BP= bosque primario; BM= bosque mixto; BR= bosque reforestado). S= secas; II= lluvias. Ar.= arañas; Hor.= hormigas; esc.= escarabajos; Ch-g= Chapulines y grillos; Hm= Hemípteros. Las letras iguales en los paréntesis indican grupos iguales a un nivel de $\alpha= 0.05$; D.M.= Diferencia de las medias.

Ar		D.M.	Hor.		D.M.	Esc.		D.M.	Ch-g		D.M.	Hm		D.M.
BP-s (a)	BM-s (ab)	1.03	BP-s (a)	BM-s (a)	4.90	BP-s (a)	BM-s	1.31	BP-s (a)	BM-s (a)	0.62	BP-s (a)	BM-s (a)	1.12
	BR-s	1.62		BR-s	38.40		BR-s (a)	0.00		BR-s (a)	1.43		BR-s	5.78
	BP-II	2.81		BP-II (a)	1.68		BP-II	9.18		BP-II (a)	0.90		BP-II (a)	3.34
	BM-II	2.09		BM-II	11.34		BM-II	1.28		BM-II (a)	0.62		BM-II (a)	0.03
	BR-II	8.68		BR-II	88.93		BR-II	5.56		BR-II (a)	0.90		BR-II (a)	0.53
BM-s (b)	BR-s (ab)	0.59	BM-s (b)	BR-s	33.50	BM-s (b)	BR-s	1.31	BM-s (b)	BR-s (ab)	0.81	BM-s (b)	BR-s	4.65
	BP-II (b)	1.78		BP-II (ab)	3.21		BP-II	10.50		BP-II (ab)	1.53		BP-II (ab)	2.21
	BM-II (b)	1.06		BM-II (b)	6.43		BM-II	0.031		BM-II (ab)	1.25		BM-II (ab)	1.15
	BR-II	7.65		BR-II	84.06		BR-II	6.87		BR-II (ab)	0.28		BR-II (ab)	1.65
BR-s (c)	BP-II (bc)	1.18	BR-s (c)	BP-II	36.71	BR-s	BP-II	9.18	BR-s (c)	BP-II	2.34	BR-s (c)	BP-II (ac)	2.43
	BM-II (bc)	0.46		BM-II	27.06		BM-II	1.28		BM-II	2.06		BM-II	4.65
	BR-II	7.06		BR-II (c)	50.53		BR-II	5.56		BR-II (abc)	0.53		BR-II	6.31
BP-II (d)	BM-II (bcd)	0.71	BP-II (d)	BM-II (bd)	9.65	BP-II (c)	BM-II	10.46	BP-II (d)	BM-II (ad)	0.28	BP-II (d)	BM-II (abcd)	3.37
	BR-II	5.87		BR-II	87.25		BR-II (c)	3.62		BR-II (abd)	1.81		BR-II (abcd)	3.87
BM-II (b)	BR-II	6.59	BM-II (b)	BR-II	77.59	BM-II	BR-II	6.84	BM-II (e)	BR-II (abcde)	1.53	BM-II (e)	BR-II (abcde)	0.50

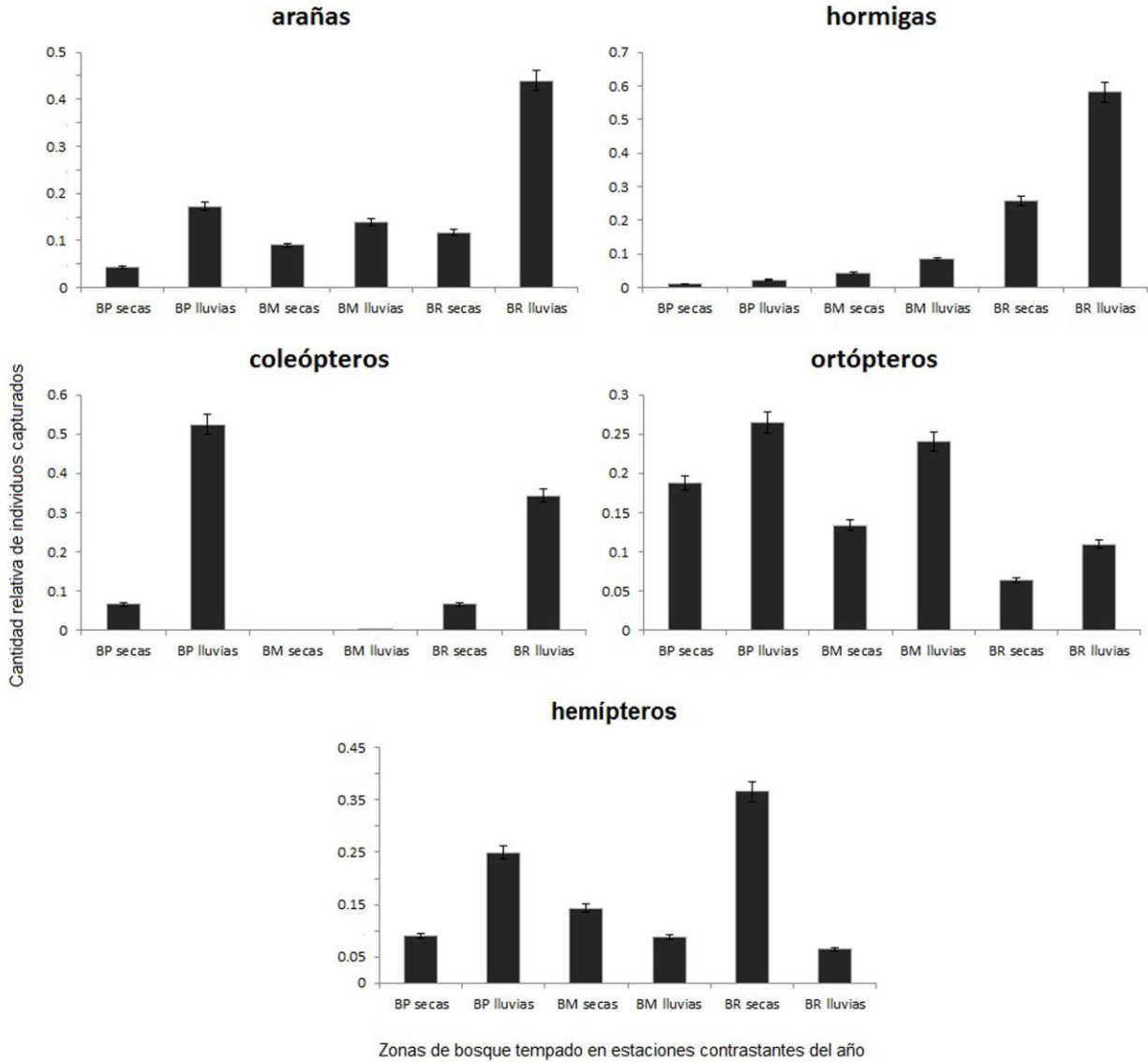


Figura 5. Número relativo de individuos capturados durante el periodo de estudio durante dos estaciones del año (lluvias y secas) en zonas de bosque modificadas por reforestación. **BP**= bosque primario; **BM**= bosque mixto; **BR**= bosque reforestado.

No obstante, la escasa cantidad de arañas y el número de morfoespecies registradas con pocos individuos, coincide con trabajos realizados en otros biomas, como los bosques tropicales y con la hipótesis de que estos artrópodos exhiben bajas abundancias y muchas especies raras (Flórez, 1998; Ávalos *et al.*, 2007).

Los valores de diversidad y abundancia fueron mayores en **BR**, aunque la riqueza máxima potencial cambia de acuerdo a la estacionalidad y a la zona. Análisis previos sugieren un gradiente de perturbación marcado en la zona de estudio, siendo **BP** y **BR** los extremos. La mayor riqueza potencial de especies estimada para **BM**, puede ajustarse a lo predicho por la hipótesis del disturbio intermedio y que ha sido observado en estudios de perturbación. Por ejemplo, Schuldt *et al.* (2008), encontró que zonas de diversidad vegetal intermedia, mostraron valores altos de riqueza de especies. No obstante, las curvas de acumulación del modelo de Chao-2, sugieren la necesidad de un incremento en el esfuerzo de muestro particularmente para lo observado en lluvias.

Los resultados observados en **BR** y **BP** que muestran valores altos y bajos en riqueza de morfoespecies respectivamente, no coinciden completamente con lo reportado en otros trabajos. Corcuera *et al.* (2008), encontraron que la diversidad vegetal, asociada con la complejidad del hábitat, reflejó valores altos en la abundancia, diversidad y riqueza de especies; Schuldt *et al.* (2008), registraron una baja riqueza de arañas en zonas de baja diversidad forestal. En ambientes artificiales como los agroecosistemas, se ha observado que la riqueza de especies de artrópodos decrece, al incrementarse la intensidad del manejo (Hendrickx *et al.*,

2007), en consecuencia, los recursos alimenticios disponibles para las arañas también son afectados. En este sentido Schmidt *et al.* (2005), encontraron mayores abundancias de insectos presa (colémbolos y moscas) en ambientes con mayor complejidad estructural del hábitat y mayor diversidad de especies de arañas. En comparación con las arañas, en este estudio, sólo los escarabajos en **BP** y las hormigas en **BR** durante las lluvias tuvieron abundancias altas. Los valores bajos de la diversidad observada en **BP** son similares a lo reportado por Hurd y Fagan (1992), quienes además de una baja diversidad también encontraron una baja equitatividad en comunidades de arañas habitantes de áreas boscosas dominadas por árboles y arbustos, al contrario de la idea convencional de que la diversidad se incrementa con la edad sucesional.

El bosque reforestado (**BR**), fue la zona con valores más altos en la abundancia de arañas y otros insectos como hormigas, escarabajos y hemípteros, grupos que han sido considerados como presas importantes (Nentwig, 1985). Se ha reportado que la abundancia en ambientes perturbados, puede aumentar dependiendo de las especies que componen la comunidad. En este sentido, Bolger *et al.* (2008), encontraron que las abundancias de las comunidades de arañas aumentaban dentro de fragmentos de bosque, dependiendo del área y la edad del fragmento, así como si se trataba de especies no-nativas. Los valores altos de abundancia en **BR**, se deben básicamente a la familia Lycosidae, reportada en otros estudios como asociada a ambientes estresantes por factores de perturbación como la deforestación y fácilmente adaptable a nuevas

condiciones ambientales (Pearse *et al.*, 2004; Ávalos *et al.*, 2007; Bultman y De Witt, 2008).

Por otro lado, la composición de las comunidades fue diferente entre las zonas, particularmente notable en lluvias. De acuerdo a los resultados del ACP y las curvas de abundancia, las morfoespecies importantes en **BP** pertenecieron a las familias: Pisauridae Thomisidae y Theridiidae. Agelenidae, Thomisidae y Linyphiidae en **BM**, y finalmente morfoespecies pertenecientes a Clubionidae, Lycosidae, Linyphiidae y Salticidae estuvieron más relacionadas con **BR**. En secas, las morfoespecies dominantes pertenecieron a Agelenidae en todas las zonas, aunque el ACP indicó una marcada diferencia de las comunidades. De esta manera, los resultados sugieren particularidad entre las comunidades de arañas de acuerdo a la zona y la estacionalidad donde fueron encontradas. Por ejemplo, la presencia de algunas morfoespecies de Pisauridae y Theridiidae en **BP** indica una complejidad vegetal mayor que en **BR**, dada la conducta de estas arañas para tejer redes (Bultman y Uetz, 1982). En cambio, licósidos y salticidos, arañas cazadoras, fueron importantes en la comunidad de **BR**, la zona con menor complejidad del hábitat pero con mayor abundancia de insectos potencialmente presas de las arañas, como hormigas y hemípteros. La presencia de Linyphiidae en **BM** y **BR** es interesante, ya que son arañas que construyen redes y que requieren un hábitat estructuralmente complejo (Pearse *et al.*, 2004). Su presencia puede responder al hecho de que **BM** y **BR** comparten especies de otros grupos como plantas e insectos y al resultado del índice de similitud para las comunidades de arañas, debido a la cercanía entre las zonas y además, porque a

menos de un kilómetro de **BR**, existe un parche de vegetación bien conservado de bosque de encinos.

Conclusiones

La diversidad y la riqueza de arañas cambiaron entre sitios y entre estaciones. Además la composición de las comunidades fue diferente, lo que indica que cada zona ofrece hábitats distintos para las arañas. Un rasgo interesante de los datos fue la mayor abundancia, diversidad y riqueza de las comunidades registrada en la zona **BR** y los valores bajos en estos atributos en **BP**, lo que fue diferente a lo que ha sido comúnmente reportado. Sin embargo, la curva de acumulación máxima de especies, particularmente para la época de lluvias sugiere que sería conveniente incrementar el esfuerzo de muestreo. Aunque es posible observar que la zona **BR** fue la más abundante en la cantidad de presas potenciales para las arañas, es necesario incrementar el esfuerzo de muestreo para obtener la gama más completa posible de presas potenciales, como colémbolos, ácaros, lepidópteros, dípteros, etc., que son organismos abundantes en bosques conservados donde la hojarasca y la complejidad estructural del hábitat tienen un papel importante. Esto cambiaría las apreciaciones observadas para **BP** y entender como **BM** puede tener una comunidad con valores medios de abundancia y diversidad y potencialmente más rica de todas las zonas, en ausencia de presas importantes como los escarabajos.

Literatura consultada

- Aguilera M.A., M.E. Casanueva, C.E. Hernández. 2006. Composición de la araneofauna en dos especies de árboles nativos *Peumus boldus* Mol. Y *Luma apiculata* (D.C) Burret en el parque botánico Pedro del Río Zañartu (Hualpen), Concepción VIII región, Chile. *Gayana* 70: 176-185.
- Armendano A., A. González. 2010. Comunidad de arañas (Arachnida, Araneae) de cultivo de alfalfa (*Medicago sativa*) en Buenos Aires, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 58: 757-767.
- Astrin J.J., B.A. Huber, B. Misof, C.F.C. Klütsch. 2006. Molecular taxonomy in pholcid spiders (Pholcidae, Araneae): evaluation of species identification methods using CO1 and 16S rRNA. *Zoologica Scripta* 35: 441-457.
- Ávalos G., G.D. Rubio, M.E. Bar, A. González. 2007. Arañas (Arachnida: Araneae) asociadas a dos bosques degradados del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 55: 899-909.
- Ávalos G., M.P. Damborsky, M.E. Bar, E.B. Oscherov, E. Porcel. 2009. Composición de la fauna de Araneae (Arachnida) de la Reserva Provincial Iberá, Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 57: 339-351.
- Balzarini M.G., L. Gonzalez, M. Tablada, F. Casanoves, J.A. Di Rienzo, C.W. Robledo. 2008. Manual del Usuario de InfoStat. Editorial Brujas, Córdoba, Argentina.
- Bestelmeyer B.T., D. Agosti, L.E. Alonso, C.R.F. Brandão, W.L. Brown Jr., J.H.C. Delabie, R. Silvestre. 2000. Field techniques for the study of ground-

- dwelling ants: An overview, description and evaluation. *In* Agosti D., J.D. Majer, L.E. Alonso, T.R. Schultz (eds.). *Ants standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian institution, Washington, D.C.. 122-144.
- Bolger D.T., K.H. Beard, A.V. Suarez, T.J. Case. 2008. Increased abundance of native and non-native spiders with habitat fragmentation. *Diversity and Distributions* 14: 655–665.
- Buchholz S. 2010. Simulated climate change in dry habitats: do spiders respond to experimental small-scale drought?. *Journal of Arachnology* 38: 280-284.
- Bultman T.L., G.W. Uetz. 1982. Abundance and community structure of forest floor spiders following litter manipulation. *Oecologia* 55: 34-41.
- Bultman T.L., D.J. De Witt. 2008. Effect of an invasive ground cover plant on the abundance and diversity of a forest floor spider assemblage. *Biological Invasions* 10: 749-756.
- Burel F. 1992. Effect on landscape structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks. *Landscape Ecology* 6: 161-174.
- Cardoso P. 2009. Standardization and optimization of arthropod inventories the case of Iberian spiders. *Biodiversity Conservation* 18: 3949-3962.
- Corcuera P., M.L. Jiménez, P.L. Valverde. 2008. Does the microarchitecture of mexican dry forest foliage influence spider distribution?. *Journal of Arachnology* 36: 552-556.
- Corcuera P., P.L. Valverde, J.A. Zavala-Hurtado, G. De la Rosa, C. Gabriel-Duran. 2010. Non weaving spiders on native woodlands and *Eucalyptus*

plantations in western Mexico: diversity and distribution patterns. *Journal of Insect Conservation* 14: 711-719.

De Mas E., G. Chust, J.L. Pretus, C. Ribera. 2009. Spatial modelling of spider biodiversity: matters of scale. *Biodiversity Conservation* 18: 1945-1962.

Delabie J.H.C., B.L. Fisher, J.D. Majer, I.W. Wright. 2000. Sampling effort and choice of methods. *In* Agosti D., J.D. Majer, L.E. Alonso, T.R. Schultz (eds.). *Ants standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian institution, Washington, D.C..145-154.

Di Rienzo J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada, C.W. Robledo. 2008. InfoStat, versión 2008. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Digweed S.C., C.R. Currie, H.A. Cárcamo, J.R. Spence. 1995. Digging out the “digging in effect” of pitfall traps: influences of depletion and disturbance on catches of ground Beetles (Coleoptera: Carabidae). *Pedobiologia* 39: 561-576.

Escalante E. T. 2003. ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos* 52: 53-56.

Flores J.S., J. Álvarez-Sánchez. 2004. Flora y vegetación. *En* Bautista S.F., H. Delfín G., J.L. Palacio P., M del C. Delgado C. (eds.). *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales*. UNAM, UAY, CONACYT, INE, México. 303-327.

- Flórez D.E. 1998. Estructura de comunidades de arañas (Araneae) en el departamento Del Valle, suroccidente de Colombia. *Caldasia* 20: 173-192.
- Gibb H., D.F. Hochuli. 2002. Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biological Conservation* 106: 91-100.
- Green J. 1999. Sampling methods and time determines composition of spider collections. *Journal of Arachnology*. 27: 176:18.
- Greenstone M.H. 1984. Determinants of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs. prey availability. *Oecologia*, 62: 299-304.
- Halaj J., D.W. Ross, A.R. Moldenke. 1998. Habitat structure and prey availability as predictors of the abundance and community organization of spiders in Western Oregon forest canopies. *The Journal of Acachnology* 26: 203-220.
- Hendrickx F., J.P. Maelfait, W.V. Wingerden, O. Schweiger, M. Speelmans, S. Aviron, I. Augenstein, R. Billeter, D. Bailey, R. Bukacek, F. Burel, T. Diekötter, J. Dirksen, F. Herzog, J. Liira, M. Roubalova, V. Vandomme, R. Bugter. 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44: 340-351.
- Hurd L.E., W.F. Fagan. 1992. Cursorial spiders and succession: age or habitat structure?. *Oecologia* 92: 215-221.

- Johnston J.C., R.L. Holberton. 2009. Forest management and temporal effects on food abundance for a ground-foraging bird (*Catharus guttatus*). *Forest Ecology and Management* 258: 1516-1527.
- Kaston B.J. 1978. How to know the spiders 3rd edition. McGraw Hill, California.
- Krebs C. J. 1999. Ecological methodology. 2nd ed. Benjamin/Cummings, Menlo Park, California.
- Llorente-Bousquets J., E. González S., A.N. García-Aldrete, C. Cordero. 1996. Breve panorama de la taxonomía de artrópodos en México. *En* Llorente-Bousquets J., A.N. García A., E. González S. (eds.). Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento. CONABIO-UNAM, México. 3-14.
- Ludwing J.A., J.F. Reynolds. 1988. Statistical ecology: A primer on methods and computing. Wiley and Sons, Hoboken, New Jersey.
- Magurran A.E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell, Cambridge, Massachusetts.
- McAleece, N. 1997. Biodiversity Professional Beta. Version 2.0. The Natural History Museum and The Scottish Association For Marine Science, Oban, Scotland, U.K.
- Muñoz A., R. Murua. 1989. Efectos de la reforestación con *Pinus radiata* sobre la diversidad y abundancia de los micromamíferos en un agroecosistema de Chile central. *Turrialba* 39: 143-150.

- Niemelä J., M. Koivula, D.J. Kotze. 2004. The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forest. *Journal of Insect Conservation* 11: 5-18.
- Nentwig W. 1985. Prey analysis of four species of tropical orb-weaving spiders (Araneae: Araneidae) and a comparison with araneids of the temperate zone. *Oecologia* 66: 580-594.
- Oliver I., A.J. Beattie. 1995. Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. *Conservation Biology* 10: 99-109.
- Pearse J.L., L.A. Venier, G. Eccles, J. Pedlar, D. McKenney. 2004. Influence of habitat and microhabitat on epigeal spider (Araneae) assemblages in four stand types. *Biodiversity and Conservation* 13: 1305-1334.
- Platnick, N.I. 2009. The World Spider Catalog, Version 10.0. American Museum of Natural History. www.research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html. Consulta, enero 2010.
- Ríos-Casanova L., Z. Cano-Santana, H. Godínez-Álvarez. 2010. Patterns of arthropod diversity in contrasting habitats of El Pedregal de San Angel, a preserve in Mexico City. *Southwestern Entomologist* 35: 165-175.
- Rohde K. 2005. *Nonequilibrium ecology*. Cambridge. University Press. Cambridge, U.K.
- Schmidt M.H., I. Roschewitz, C. Thies, T. Tschardt. 2005. Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology* 42: 281-287.

- Schuldt A., N. Fahrenholz, M. Brauns, S. Migge-Kleian, C. Platner, M. Schaefer. 2008. Communities of ground-living spiders in deciduous forests: Does tree species diversity matter?. *Biodiversity Conservation* 17:1267–1284.
- Siemann E., D. Tilman, J. Haarstad, M. Ritchie. 1998. Experimental test of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist* 152: 738-750.
- Smith G.F., T. Gittings, M. Wilson, L. French, A. Oxbrough, S. O'Donoghue, J. O'Halloran, D.L. Kelly, F.J.G. Mitchell, T. Kelly, S. Iremonger, A.M. McKee, P. Giller. 2008. Identifying practical indicators of biodiversity for stand-level management of plantation forests. *Biodiversity Conservation* 17: 991-1015.
- Uetz G.W. 1979. The influence of variation in litter habitats on spiders communities. *Oecologia* 40: 29-42.
- Urones C., M. Jerardino, J.L. Fernández. 1990. Estudio ecológico de las arañas epigeas (Araneae) en un encinar adhesado de *Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp. (provincia de Salamanca, España). *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 14: 185-197.
- Wise D.H. 1993. *Spiders in Ecological Webs*. Cambridge, Cambridge, U.K.
- Zar J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4th ed. Prentice Hall, New Jersey.



Cambios en la estructura de las comunidades de hormigas en un gradiente de reforestación en bosques templados del centro occidente de México

(Artículo aceptado en Madera y Bosques)

Guzmán-Mendoza R., J.A. Zavala-Hurtado, G. Castaño-Meneses, J.L. León-Cortés



Capítulo IV.

Cambios en la estructura de las comunidades de hormigas en un gradiente de reforestación en bosques templados del centro occidente de México

Resumen. El presente trabajo evaluó el cambio en la diversidad, riqueza, abundancia, y similitud de las comunidades de hormigas en áreas con distinto impacto humano. Para ello se eligieron tres localidades ubicadas en el Noroeste del Estado de México: zona de árboles nativos (**BP**) con bosque de *Quercus* spp.; zona de combinación (**BM**) con bosque de *Quercus* spp., y elementos de reforestación (*Cupressus lindleyi*); y zona de reforestación (**BR**), con bosque modificado con *C. lindleyi*. Se colocaron 192 trampas de caída en febrero y marzo de 2009 en grupos de cuatro trampas en cuadrantes ubicados al azar de 10 x 10 m. La composición y la abundancia de las comunidades variaron de acuerdo a las zonas de estudio. Los valores de riqueza y diversidad de especies fueron mayores en **BR** en comparación con **BP** y **BM**. Los resultados, sugieren un efecto relativo del cambio en la cobertura vegetal arbórea, sobre la estructura de las comunidades de hormigas. Especies como *Temnothorax* sp. 1 y *Crematogaster* sp., podrían asociarse a zonas de bosque conservado, mientras que *Pheidole* sp. 1, *Liometopum apiculatum* y *Camponotus atriceps*, corresponden a especies relacionadas con la recolonización y la perturbación de un sitio.

Palabras clave: Diversidad, perturbación, gremios tróficos, Formicidae.

Abstract. This research evaluated the human impact upon diversity, richness, abundance and similarity patterns of ants' communities in different managed areas in Central Mexico. Three areas located in the Northwest of the State of Mexico were selected: native trees area (**BP**) with *Quercus* spp. forest, combined area (**BM**) with *Quercus* spp. forest and *Cupressus lindleyi* as reforestation species, and reforested area (**BR**), an altered forest with *C. lindleyi*. A total of 192 pit-fall traps were placed from February to March 2009 in sets of four traps in random quadrants of 10 m². The community composition and abundance shifted according to the site conditions. The values of richness and species diversity were higher in **BR** in comparison with **BP** and **BM**. The results suggest a relative effect of changes in floristic composition on ants' community. Species as *Temnothorax* sp. 1 and *Crematogaster* sp., were abundant in preserved forest areas. In contrast, *Pheidole* sp. 1, *Liometopum apiculatum* and *Camponotus atriceps* were relatively common in disturbed habitats.

Keywords: Diversity, perturbation, trophic guilds, Formicidae.

Introducción

Los bosques templados de México son el segundo bioma más extenso del país (21% del territorio; Rzedowski, 1992), y uno de los más bio-diversos a nivel mundial, debido en parte a que la mayoría de las especies que conforman el estrato arbóreo, tienen su centro de origen en las montañas del territorio nacional (Fregoso *et al.*, 2001; Valencia-A., 2004). De las aproximadamente 200 especies reconocidas del género *Quercus* en México, el 70% son endémicas (Zavala, 1998), mientras que del género *Pinus* hay presencia de poco más de 40 de 100 especies reconocidas a nivel mundial, también con un alto grado de endemismos (Alba-López *et al.*, 2003). A pesar de la gran riqueza florística reconocida, los bosques templados enfrentan un problema ambiental grave: desde el último cuarto del siglo XX, la tasa de modificación de la cobertura vegetal se ha incrementado considerablemente (Medina y Tejero-Diez, 2006). En particular para este bioma, la tasa de deforestación de 1976 al 2000, fue estimada en 0.25% anual, lo que representó un cambio en la cobertura vegetal original de un área de 20,000 km² (Mas *et al.*, 2004).

La rápida modificación de los ecosistemas hace necesaria la identificación de organismos responsivos o indicadores, que proporcionen información rápida acerca del estado de conservación, alteración o bien, el éxito en la restauración de un ambiente (Mattoni *et al.*, 2000). En este ámbito, las hormigas son un grupo ecológicamente importante, tanto por su abundancia como por su diversidad, además de que desempeñan diferentes papeles ecológicos en los ecosistemas terrestres, como depredadoras, parásitas, herbívoras, detritívoras, granívoras, etc.

(Hölldobler y Wilson, 1990), lo que las coloca en niveles tróficos altos, ya sea como especialistas o generalistas (Majer, 1983). Debido a estas características, ocupan una posición clave dentro de los ecosistemas como ingenieros ecológicos, porque a partir de su actividad, pueden modificar la distribución, la abundancia y la dinámica de la comunidad vegetal (Whitford, 1978; Wilby y Shachak, 2000; Zavala-Hurtado *et al.*, 2000; Guzmán-Mendoza y Castaño-Meneses, 2007) y alterar las condiciones del suelo (Farji-Brener, 1992; Bestelmeyer y Wiens, 2001; Fortanelli y Servín, 2002). Lo anterior puede repercutir sobre las propiedades del ecosistema, como los flujos de materia y energía (Naeem *et al.*, 1999; Guzmán-Mendoza, 2004) y los procesos biogeoquímicos (Folgarait, 1998; Rojas, 2001). Además de tales atributos, se les captura con relativa facilidad; algunas especies son de sencilla identificación y sensibles a las condiciones fluctuantes del ambiente (Philpott y Armbrrecht, 2006). Esto permite considerarles útiles para el monitoreo de las condiciones ambientales (Shah *et al.*, 2003; Stephens y Wagner, 2006; Gove *et al.*, 2009; Philpott *et al.*, 2010).

El presente trabajo evaluó la hipótesis de que el cambio en la cobertura vegetal en el estrato arbóreo puede ejercer efectos que se reflejan sobre los niveles tróficos superiores. En este sentido, Luna-Cavazos *et al.* (2008) mostraron cómo el disturbio por aprovechamiento forestal, cambio en el uso de suelo, pastoreo e incendios, son determinantes de la comunidad herbácea. Si esto ocurre, los efectos del disturbio, en consecuencia, se pueden expresar también sobre las comunidades de insectos. El objetivo del presente trabajo fue evaluar los cambios en la diversidad y composición de la comunidad de hormigas, en función

de las condiciones contrastantes en relación con la conservación de la cobertura vegetal arbórea, así como proporcionar un listado con datos sobre los hábitos alimenticios de las especies de hormigas que componen la comunidad en una zona de bosque templado del centro de México que no ha sido evaluada previamente y que, además, no cuenta con registros sobre la mirmecofauna de la región.

Materiales y Métodos

Zonas de estudio: Se seleccionaron tres zonas de estudio en la región noroeste del Estado de México, contrastantes en cuanto a la condición relativa del bosque. Las condiciones consideradas fueron: a) bosque con elementos arbóreos nativos (árboles nativos: **BP**; 19° 45' 48"N, 99° 59' 20"O, 2908 msnm), conformados por especies como *Quercus rugosa* Née, *Q. laurina* Humb. et Bonpl., *Q. crassipes* Humb. et Bonpl., *Pinus* sp., *Arbutus* sp. y *Arbutus xalapensis* Kunth, así como *Alnus* sp., y otras especies de bosque conservado, además de una mayor diversidad de formas de crecimiento vegetal, de acuerdo a la clasificación de Flores y Álvarez-Sánchez (2004); b) bosque con una combinación de elementos arbóreos nativos (zona de combinación: **BM**; 19° 43' 06"N, 100° 05' 38"O, 2738 msnm) con especies como *Q. laurina*, *Q. rugosa*, *Q. crassipes*, *Q. sp.*, *Pinus* sp., *Arbutus* sp. y *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex Endl.; y de reforestación; c) bosque con elementos arbóreos de reforestación (**BR**) con la especie *C. lindleyi* (19° 40' 30"N, 100° 05' 51" O, 2679 msnm); un análisis de diversidad de formas de

crecimiento mostró que fue la zona menos diversa en comparación de las otras dos.

Recolecta de hormigas: En cada zona de estudio, se localizaron 12 cuadrantes al azar de 100 m² cada uno con cuatro trampas de caída, distribuidas al azar al interior del cuadrante. Este esquema permitió colocar 48 trampas de caída en todos los sitios durante febrero, y 48 más durante marzo de 2009. Estas trampas fueron elaboradas con envases de plástico de 500 ml de capacidad, con 11 cm de diámetro y 13 cm de altura, a los que se les acondicionó una tapa que sostuvo un atrayente hecho a base de avena y miel. Las trampas fueron enterradas a nivel de suelo y antes de ser abiertas por 72 hrs, se mantuvieron cerradas por una semana, con el objeto de disminuir el efecto del disturbio. Una vez abiertas, los recipientes fueron llenados a la mitad únicamente con etilenglicol, sustancia que evita la evaporación. Se añadieron unos granos de detergente, con la finalidad de disminuir la tensión superficial y facilitar el hundimiento de los insectos (Bestelmeyer *et al.*, 2000). Las hormigas capturadas fueron lavadas con agua de la llave para quitar tierra y detritus, y almacenadas en viales con alcohol al 70% para su posterior identificación en laboratorio. La identificación se realizó utilizando las claves de Mackay y Mackay (2005). Una vez identificadas a nivel específico, las especies fueron agrupadas por hábitos alimenticios, de acuerdo con Hölldobler y Wilson (1990).

Análisis estadístico: La abundancia de la fauna de hormigas por zona se obtuvo a partir de la suma de individuos por especie por trampa. Para cada localidad se

calculó la riqueza de especies (S), la diversidad con el índice de Shannon (H'), la dominancia con el índice de Simpson (1/D), y la equitatividad con el índice de Pielou (J'). Se aplicó un análisis de varianza de una vía con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, para comparar la variación en el número de individuos promedio capturados entre los sitios. En caso de diferencias significativas, se aplicó la prueba de LSD, diferencia mínima significativa, que se basa en la t de Student, con el objeto de reconocer los grupos que generan dichas diferencias. Con la finalidad de recalcular la probabilidad y tratar de evitar caer en el error tipo I, esta corrección consistió en dividir la probabilidad crítica entre el tamaño de muestra para cada comparación (Sokal y Rohlf, 1995). Además, se utilizó una prueba de χ^2 , mediante una tabla de contingencia 4 x 3 bidimensional, para evaluar si existió o no independencia entre la frecuencia de los gremios alimenticios de las hormigas, y las zonas de estudio, dado que esta información, puede servir para valorar el efecto de las hormigas sobre el desarrollo de la comunidad (Hendrix *et al.*, 1988). En caso de obtener valores significativos de χ^2 , se optó por un análisis de residuales estandarizados, que permitió encontrar las categorías responsables de la desviación, aquellas que difieren del valor de la distribución normal estándar al 5% de 1.96 (Everitt, 1977). Para esto se utilizó el programa SPSS ver 12 (INC. 2003 SPSS For Windows Rel. 12.0 Chicago). Los índices de diversidad de Shannon fueron comparados mediante una prueba de t modificada (Hutcheson, 1970), con el programa estadístico PAST (Hammer *et al.*, 2001). Además, se estimaron curvas para la máxima riqueza potencial de especies en un conjunto de muestras, mediante el método de Chao 1, que es un

modelo no paramétrico y que se basa en las abundancias de los individuos que pertenecen a una determinada clase, enfocándose sobre las especies raras (Krebs, 1999; Escalante, 2003). Los índices fueron calculados mediante el programa Biodiversity Pro ver. 2 (McAleece, 1997). Así mismo, para explorar los patrones de distribución de las especies de hormigas en las 96 muestras, se llevó a cabo un Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS, por sus siglas en inglés), sobre la matriz de similitud construida con el índice de Jaccard para generar un espacio de ordenación de las muestras, donde se ajusta la compatibilidad de las disimilitudes en la matriz con la distancia euclidiana entre las muestras en el espacio de ordenación. Este método de ordenación ha probado ser adecuado para representar fielmente la similitud entre las muestras de comunidades en un espacio de ordenación (Minchin, 1987). Para este análisis se extrajeron dos dimensiones utilizando el programa XLSTAT 2011 (Addinsoft, 2011). Para todos los análisis realizados, fueron excluidas las trampas donde no se contabilizaron hormigas.

Resultados

Fauna mirmecológica por zona de estudio.

Durante el periodo de trabajo de campo fueron recolectados 1517 individuos, pertenecientes a cinco subfamilias y 20 especies. La subfamilia que presentó la mayor abundancia fue Formicinae con 750 individuos contabilizados en todas las trampas (7.4 ± 0.29 por trampa), seguida de Myrmicinae con 383 (3.8 ± 0.11) y Dolichoderinae con 373 individuos (5.4 ± 0.40). El sitio con mayor número de

organismos a este nivel taxonómico fue **BR**, con cinco subfamilias, Formicinae y Myrmicinae se presentaron en los tres sitios de estudio, aunque en **BR** se cuantificaron las abundancias más importantes. En el caso de Ecitoninae y Ponerinae, sólo fueron recolectadas en **BR**. Además, el mayor número de individuos y de especies por subfamilia ($S = 20$) registrado durante el estudio, fue encontrado en **BR** (Fig. 1).

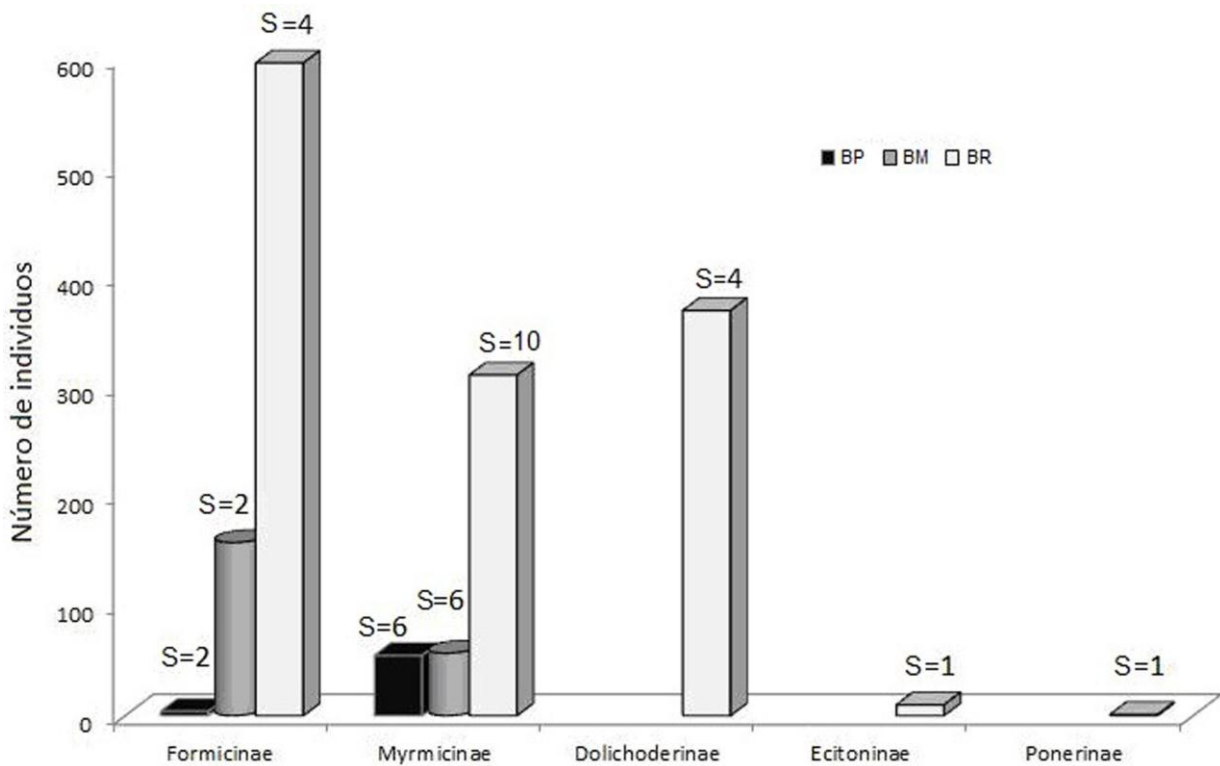


Figura 1. Cantidad de individuos por subfamilia y número de especies presentes en cada zona de estudio. Árboles nativos (**BP**); zona de combinación (**BM**); reforestación (**BR**), S=número de especies por familia dentro de cada sitio.

En términos generales, Myrmicinae, registró la mayor cantidad de especies ($S = 10$), siendo la más abundante *Pheidole* sp. 3 con 181 ejemplares. En Dolichoderinae, se encontraron cuatro especies, con *Liometopum apiculatum* (Mayr), como la más abundante por el número de individuos contabilizados. La

subfamilia Formicinae registró cuatro especies, con *Camponotus* sp.2, la más importante en términos de su abundancia (615 individuos; 17.5 ± 0.67 por trampa en todos los sitios). En Ecitoninae y Ponerinae se identificó sólo a una especie, *Labidus coecus* (Latreille) y *Odontomachus clarus* (Roger), respectivamente. Las especies, *Dorymyrmex bureni* (Trager), *Camponotus* sp.1, *Formica* sp. y *O. clarus*, obtuvieron únicamente un registro durante todo el estudio (Cuadro 1).

Cuadro 1. Lista de especies presentes en los sitios de estudio, **BP**= árboles nativos; **BM**= zona de combinación; **BR**= reforestación. X= indica presencia. D=Depredadoras, HD=Ambrosía, CR=Carroñeras; NC=Nectarívoras; GR=Granívoras.

Subfamilia/especie	Hábitos alimenticios	Número de individuos promedio EE	Presencia		
			BP	BM	BR
Dolichoderinae					
<i>Dorymyrmex grandulus</i> (Forel)	D, HD, CR, NC	0.12, 0.2	x		x
<i>Dorymyrmex flavopectus</i> (Smith)	HD	0.07, 0.1			x
<i>Dorymyrmex bureni</i> (Trager)	D	0.01, 0.1			x
<i>Liometopum apiculatum</i> (Mayr)	HD	6.4, 0.8			x
Ecitoninae					
<i>Labidus coecus</i> (Latreille)	D, CR	0.1, 0.3			x
Formicinae					
<i>Camponotus atriceps</i> (Smith)	CR	2.3, 0.8		x	x
<i>Camponotus</i> sp.1	HD, D, CR	0.01, 0.1			x
<i>Camponotus</i> sp.2	HD, D, CR	10.9, 0.6	x	x	x
<i>Formica</i> sp.	HD, CR	0.01, 0.1			x
Myrmicinae					
<i>Crematogaster</i> sp.	D, HD, CR	0.1, 0.2	x		x
<i>Monomorium cyaneum</i> (Wheeler)	D, HD, GR	0.5, 0.5	x		x
<i>Pheidole</i> sp.1	GR, CR, D, HD	0.4, 0.4		x	x
<i>Pheidole</i> sp.2	GR, CR, D, HD	1.2, 0.2	x	x	x
<i>Pheidole</i> sp.3	GR, CR, D, HD	32, 0.5	x	x	x
<i>Pheidole</i> sp.4	GR, CR, D, HD	0.03, 0.1		x	x
<i>Pheidole</i> sp.5	GR, CR, D, HD	0.03, 0.1			x
<i>Temnothorax</i> sp.1	CR	0.5, 0.3	x	x	x
<i>Temnothorax</i> sp.2	CR	0.5, 0.3			x
<i>Tetramorium</i> sp.	HD, CR	0.1, 0.1	x	x	x
Ponerinae					
<i>Odontomachus clarus</i> (Roger)	D	0.01, 0.1			x

Por otro lado, las especies de Dolichoderinae se presentaron solamente en **BR**, además, la mayor parte de las especies encontradas fueron más abundantes

en esta zona, por ejemplo, *L. apiculatum*, *Camponotus* sp. 2 y *Pheidole* sp. 3. En contraste, pocas especies fueron abundantes en **BP** (*Pheidole* sp. 2 y *Temnothorax* sp. 1) y **BM**, (*Camponotus* sp. 2) (Fig. 2). Finalmente, el resultado de la prueba de Kruskal-Wallis, indicó que el número promedio de individuos capturados durante el periodo de estudio, fue estadísticamente diferente entre las zonas ($\chi^2_{0.05,2} = 18.002$, $p < 0.0001$), presentando **BR** un promedio mayor de hormigas capturadas (67.7 ± 3.6), en comparación con **BP** (3.1 ± 0.9) y **BM** (11.3 ± 2.3), que también registraron diferencias en rango de la cantidad de organismos atrapados de acuerdo al análisis de LSD, **BP-BM** = 8.21, $p = 0.035$; **BP-BR** = 64.68, $p = 0.00075$; **BM-BR** = 56.47, $p = 0.0016$.

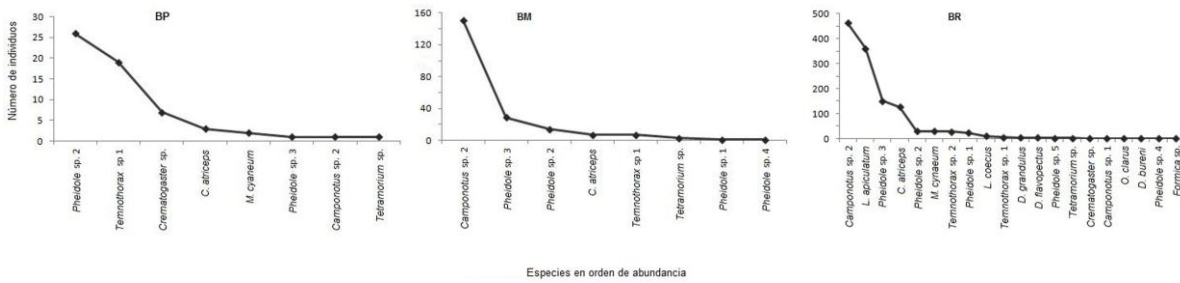


Figura 2. Abundancia de especies de hormigas, presentes en cada zona de estudio. **BP**= árboles nativos; **BM**= zona de combinación; **BR**= reforestación.

Comunidad mirmecológica.

El resultado del análisis comparativo, sugiere diferencias significativas entre los índices de diversidad en cada zona. En este sentido, la diversidad de **BP** (árboles nativos), fue mayor a **BM** (zona de combinación) ($t_{0.05(2) 112.5} = 2.53$, $p = 0.012$), pero menor a la diversidad encontrada en **BR** (reforestación) ($t_{0.05(2) 65.7} = 2.45$, $p = 0.016$). La comparación entre **BM** y **BR**, indica que el primer sitio, fue el de

menor diversidad de todos los demás ($t_{0.05(2)} 275.7 = 8.08$, $p < 0.0001$) (Cuadro 2). En contraste, **BR** no sólo fue el sitio de mayor diversidad, sino también el de mayor riqueza de especies ($S = 20$).

Por otro lado, de acuerdo al índice de Simpson, la diversidad observada en **BP**, está determinada fundamentalmente por tres especies, que en orden de importancia (abundancia), fueron las mirmecinas: *Pheidole* sp.2, *Temnothorax* sp. 1 y *Crematogaster* sp. (Fig. 2). En **BM**, dos especies fueron las más importantes para la comunidad: *Camponotus* sp.2 (Dolichoderinae) y *Pheidole* sp.3 (Myrmicinae) (Fig. 2). Finalmente, en **BR**, las especies que estructuraron a la comunidad en términos de su dominancia, fueron las Formicinae *Camponotus* sp. 2 y *C. atriceps*, *L. apiculatum* (Dolichoderinae) y la Myrmicinae *Pheidole* sp. 3. (Fig. 2). Los resultados muestran una marcada heterogeneidad en **BP**, a pesar de tener una diversidad menor que **BR**. En este sentido, el índice de equitatividad (J') sugiere una mayor dominancia en **BR** y **BP** (Cuadro 2).

Cuadro 2. Riqueza de especies (S), índices de diversidad de Shannon (H') y Simpson ($1/D$), riqueza máxima de especies (H' max) e índice de equitatividad (J'). **BP**= árboles nativos, **BM**= combinación, **BR**= reforestación.

Parámetro	BP	BM	BR
S	8	8	20
H'	0.62	0.44	0.74
$1/D$	3.4	1.9	4.1
H' max	0.90	0.90	1.30
J'	0.69	0.49	0.56

Todas las especies registradas en el estudio se presentaron en **BR** y algunas fueron observadas únicamente en este sitio. Por ejemplo, para la familia

Dolichoderinae, las especies *D. flavopectus*, *D. bureni* y *L. apiculatum*; la única especie de Ecitoninae, *L. coecus*; dos especies de Formicinae: *Camponotus* sp. 1 y *Formica* sp.; *Temnothorax* sp. 2 (Myrmicinae) y *O. clarus* (Ponerinae). En cuanto a **BP** y **BM**, todas las especies encontradas en estos sitios fueron compartidas (Fig. 2, Cuadro 1).

El análisis de tabla de contingencia, detectó diferencias significativas en cuanto a la independencia de los datos de la frecuencia de los gremios, con respecto a las zonas de estudio ($\chi^2_{0.05, 6} = 40.75$, $p < 0.0001$). En este sentido, la presencia de los gremios, puede estar relacionada con las características de las zonas. Comparando los valores absolutos encontrados a partir del resultado de residuales estandarizados, con el 5% de la desviación normal estándar (1.96), es posible observar que muchos de los residuales ajustados son significativos, principalmente para las zonas **BM** y **BP**. En cuanto a **BR**, sólo HD fue diferente de la desviación normal estándar, además de que en esta zona se encontró *D. grandulus*, considerada también, nectarívora (NC) y que fue la única especie con este tipo de actividad alimenticia (Cuadro 3).

Cuadro 3. Valores de los residuales ajustados mediante el método de residuales estandarizados, comparados con el valor de la desviación normal estándar al 0.05, de 1.96. **BP**= árboles nativos; **BM**= zona de combinación; **BR**= reforestación. D=Depredadoras, HD=Ambrosía, CR=Carroñeras; GR=Granívoras.

Zonas	Gremios			
	D	HD	CR	GR
BP	-7.4	-20.9	12.4	55.2
BM	10.8	-7.8	5.8	-17.9
BR	-1.9	2.7	-1.9	0.9

El resultado de las curvas de estimación potencial de riqueza de especies, sugieren valores similares entre **BR** y **BM**. Para **BP**, los valores son bajos en comparación a las otras dos zonas. Con un mayor esfuerzo de muestreo, el resultado indica que probablemente se incrementen o se igualen los valores a lo observado en **BR** (Fig. 3).

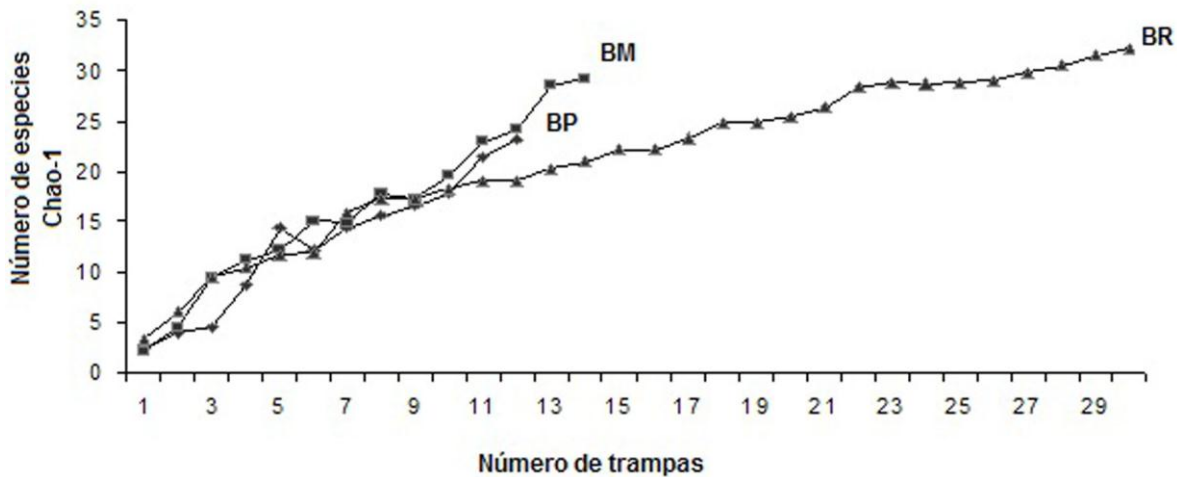


Figura 3. Curvas de estimación potencial de la riqueza de especies de hormigas para cada zona de estudio. **BP**= árboles nativos; **BM**= zona de combinación; **BR**= reforestación.

Efecto de las modificaciones del hábitat.

El análisis de ordenación mostró que las comunidades se ordenan a lo largo de un gradiente que va de la zona más conservada (**BP**), pasando por la zona con elementos de la vegetación original y de reforestación (**BM**), hasta las muestras de la zona sujeta a la mayor modificación de la comunidad vegetal (**BR**). Este gradiente está definido por los dos primeros ejes del NMDS, con un estrés de 0.193, lo que sugiere una representación adecuada de las similitudes entre las muestras en el espacio de ordenación (Kruskal, 1964) (Fig. 4). De acuerdo con lo anterior, especies como *Temnothorax* sp. 1 y *Crematogaster* sp., corresponden a

la zona conservada, mientras que *Pheidole* sp. 3, *Pheidole* sp. 2, *Tetramorium* sp. y *Pheidole* sp. 4, aparecen relacionadas con **BM**. Especies como *Pheidole* sp. 1, *L. apiculatum* y *C. atriceps*, parecen tener una preferencia mayor por **BR**. También se puede apreciar una segregación clara de las muestras de acuerdo al sitio al que pertenecen, aunque la heterogeneidad en la composición de especies dentro de cada zona es relativamente alta. Así, las muestras para **BP** tuvieron una similitud promedio de 47 ± 26 %. En **BM** el valor promedio de semejanza entre las muestras fue de 26 ± 29 % y en **BR**, el valor promedio fue de 42 ± 35 %. Valores encontrados en muestras de **BM**, sugieren que la fauna de este sitio, fue en algunos puntos más parecida a **BP** que a **BR**. Especies como *C. atriceps*, *Pheidole* sp. 4 y *Tetramorium* sp., fueron elementos compartidos entre **BM** y **BP**. *Camponotus* sp. 1, *Pheidole* sp. 4 y *Pheidole* sp. 1., se presentaron tanto en **BM** como en **BR**.

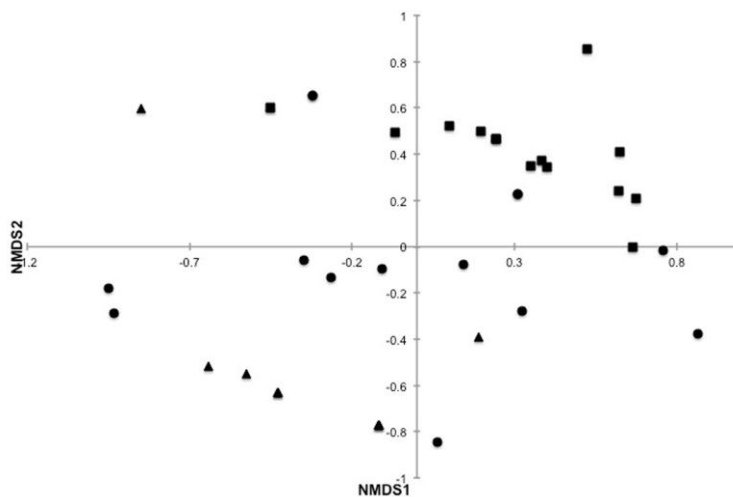


Figura 4. Diagrama de dispersión en dos ejes del Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) de las comunidades de hormigas en zonas con diferente condición de la cobertura vegetal arbórea. **BP**= árboles nativos (▲); **BM**= zona de combinación (●); **BR**= reforestación (■).

Discusión

Los resultados sugieren que las comunidades de hormigas se han visto afectadas por el cambio en la cobertura vegetal arbórea. Se observa un gradiente entre las zonas **BP** (mejor conservado) hasta **BR**, que corresponde a la zona con mayor modificación ambiental por la reforestación, donde **BM** es el lugar intermedio en cuanto a conservación. El hecho de que **BR** sea la zona con mayor diversidad, puede deberse a que las hormigas son colonizadoras exitosas en sitios con perturbaciones frecuentes (Folgarait, 1998), siendo *Pheidole* sp.1, *L. apiculatum* y *C. atriceps*, especies indicadoras tanto de un proceso de recolonización progresivo, como de la perturbación de un sitio, lo que se ha observado para algunas especies de Dolichoderinae que son funcionalmente un grupo dominante de acuerdo a Andersen (2000) y Andersen y Majer (2004). Estudios realizados en bosques perturbados de eucaliptos en Australia, en zonas perturbadas del Chaco Argentina y en bosques templados en Georgia, muestran que especies de Dolichoderinae como *Dorymyrmex* y *Forelius*, son comunes en hábitats alterados (Graham *et al.*, 2004). Sin embargo, a diferencia de estudios previos, los resultados obtenidos muestran que el disturbio ocurrido en las zonas de trabajo incrementa además de la abundancia, la diversidad de hormigas, aunque con una menor equitatividad. Lo anterior puede deberse a factores intrínsecos del disturbio, como la frecuencia, la intensidad y la fuente de la perturbación, lo que a su vez afecta los ensamblajes de la comunidad (Fukami y Morin, 2003). Por ejemplo, se ha observado que las hormigas arbóreas son más sensibles a la fragmentación que las hormigas terrestres (Gove *et al.*, 2009); mientras que el estrés hídrico en las

plantas promueve respuestas tanto negativas como positivas y no determinadas, sobre la abundancia y la diversidad que depende de los gremios estudiados (Huberty y Denno, 2004). Adersen (1991), encontró que especies de hormigas crípticas y generalistas eran comunes en zonas sin disturbio, mientras que las hormigas oportunistas y especializadas lo eran en zonas disturbadas por fuego. En el presente trabajo, la zona **BR** registró una mayor abundancia de hormigas con hábitos alimenticios carroñeros y de ambrosía. Los individuos que actúan como carroñeros, bien pueden estar funcionando como los oportunistas observados por Andersen (1991a), la ambrosía, por su parte, puede estar favorecida debido a que algunos individuos de *Camponotus* sp. 2, fueron observados saliendo de los troncos de *C. lindleyi*, una especie que secreta resina, de la que posiblemente se alimentan estas hormigas. Sin embargo, inferir el efecto de las modificaciones del ambiente sobre la comunidad de hormigas basado en los hábitos alimenticios debe tomarse con cautela debido a que para algunas especies no se conoce totalmente la dieta, como en el caso de *Temnothorax* (Rueppell y Kirkman, 2005). Una explicación alterna refiere a que tales asociaciones, pueden corresponder a los grupos funcionales propuestos por Andersen (1991b). En este sentido, las Dolichoderinae y las generalistas *Pheidole*, funcionalmente definidas como dominantes, fueron abundantes en **BR**, así como las subordinadas *Camponotus*.

El gradiente de conservación sugerido por los resultados donde **BP** y **BR** son los extremos de un bosque conservado a uno completamente modificado, muestra que éstos tienen una diversidad mayor que el punto intermedio. Lo

anterior parece contraponerse a lo predicho por la teoría del disturbio intermedio y a lo observado en otros grupos donde la riqueza aumenta hacia los sitios con disturbio intermedio (Premauer y Vargas, 2004). Una razón puede radicar en la naturaleza de los factores involucrados en el disturbio (Guzmán-Mendoza *et al.*, 2010) y que pueden condicionar la identidad de las especies que conforman una comunidad. En particular en **BR**, ocurren incendios accidentales durante la temporada seca, mientras que en **BM**, el disturbio es ocasionado por las veredas que marcan los habitantes, los animales de pastoreo y la extracción de leña.

Por otro lado, la baja abundancia de hormigas en **BP**, puede responder al hecho de que estos atributos de la comunidad decrecen al incrementarse la madurez del bosque y, por lo tanto, las condiciones conservadas del mismo (Sonthichai *et al.*, 2006); pero además, los resultados son consistentes con la hipótesis de la limitación termal: temperaturas frías limitan la capacidad de las hormigas para obtener recursos (Kaspari *et al.*, 2000). De acuerdo con los resultados, especies como *Temnothorax* sp. 1 y *Crematogaster* sp., serían especies esperadas en zonas de bosque conservado. La baja diversidad encontrada en **BP** puede indicar que las hormigas se encuentren también en otros ambientes dentro de la zona; las epifitas como bromelias, helechos y musgos, que crecen sobre las ramas de los encinos, pueden estar incrementando la heterogeneidad ambiental y por lo tanto, generar hábitats a especies que no visitan el suelo o al menos que lo hacen pocas veces, como *Crematogaster* sp., que se encontró en **BP**. Lo anterior puede explicar el hecho de que **BP** fue una zona con menor diversidad que **BR**, no obstante que la heterogeneidad de la

comunidad fue mayor a cualquiera de las otras dos zonas. Además, existen antecedentes donde se ha mostrado una relación positiva, entre la heterogeneidad ambiental proporcionada por la diversidad vegetal y la diversidad de artrópodos (Siemann *et al.*, 1998).

A pesar de que se observa un incremento de la diversidad de hormigas en la zona con un cambio drástico en la cobertura vegetal, la modificación a través de reforestaciones monoespecíficas puede homogeneizar la diversidad de insectos debido a que disminuye la heterogeneidad espacial, lo cual puede repercutir sobre procesos importantes de los ecosistemas como el flujo de nutrientes, la composición de la comunidad de productores y sobre la productividad primaria del ambiente (Guzmán-Mendoza, 2004).

Conclusiones

De acuerdo a los resultados, se observa un efecto significativo de las condiciones de los bosques sobre la riqueza, diversidad, composición y estructura de las comunidades de hormigas presentes en estos ambientes. La zona **BR** muestra valores altos en estos parámetros de la diversidad, seguido de **BP** y finalmente de **BM**, la zona intermedia. En principio esto sugiere que la hipótesis del disturbio intermedio no se cumple con los datos encontrados, mientras que otras hipótesis como la limitación termal sí. Para corroborar dichos resultados, es necesario incrementar los puntos de muestreo, aunque se debe considerar que las condiciones sean lo más parecidas entre sí.

El presente trabajo, propone que comunidades con características presentes en la zona **BP**, sería un indicio de una estrategia adecuada de conservación, manejo o reforestación de los bosques de la región, como lo muestra la presencia de especies como *Crematogaster* sp.. No obstante para reforzar estos resultados se deben tomar en cuenta, aspectos como la heterogeneidad espacial a la que sensiblemente responden los insectos en general.

Literatura consultada

Addinsoft. 2011. XLSTAT 2011. Addinsoft, Paris. 224-230.

Alba-López M.P., M. González-Espinosa, N. Ramírez-Marcial, M.A. Castillo-Santiago. 2003. Determinantes de la distribución de *Pinus* spp. en la altiplanicie central de Chiapas, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México 73: 7-15.

Andersen A.N. 1991a. Responses of ground foraging ant communities to three experimental fire regimes in a savanna forest of tropical Australia. Biotropica 23: 575-585.

Andersen A.N. 1991b. Parallels between ants and plants: implications for community ecology. In C. Huxley, D.F. Cutler (eds.). Ant-plant interactions. Oxford Science Publications. 539-558.

Andersen A.N. 2000. A global ecology of rain forest ants: functional groups in relation to stress and disturbance. In Agosti D., J.D. Majer, L.E. Alonso y T.R. Schultz (eds.). Ants: standard methods for measuring and

monitoring biodiversity. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C..
25-34.

Andersen A.N., J.D. Majer. 2004. Ants show the way down under: invertebrates as
bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology Environment* 2:
291-298.

Bestelmeyer B.T., D. Agosti, L.E. Alonso, C.R.F. Brandao, W.L. Brown Jr., J.H.C.
Delabie, R. Silvestre. 2000. Field techniques for study of ground-
dwelling ants: an overview, description and evaluation. *In* Agosti D., J.D.
Majer, L.E. Alonso, T.R. Schultz (eds.). *Ants: standard methods for
measuring and monitoring biodiversity*, Smithsonian Institution Press,
Washington, D.C.. 122-144.

Bestelmeyer B.T., J.A. Wiens. 2001. Ant biodiversity in semiarid landscape
mosaics: The consequences of grazing vs. natural heterogeneity.
Ecological Applications 11: 1123-1140.

Escalante E.T. 2003. ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos
de Chao. *Elementos* 52: 53-56.

Everitt B.S. 1977. *The análisis of contingency tables*. Chapman and Hall, London.

Farji-Brener A.G. 1992. Modificaciones al suelo realizadas por hormigas
cortadoras de hojas (Formicidae: Attini): una revisión de sus efectos
sobre la vegetación. *Ecología Austral* 2: 87-94.

Flores J.S., J. Álvarez-Sánchez. 2004. Flora y vegetación. *En* Bautista S.F., H.
Delfín G., J.L. Palacio P., M del C. Delgado (eds.). *Técnicas de*

muestreo para manejadores de recursos naturales. UNAM, UAY, CONACYT, INE, México. 303-327.

Folgarait P. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: A review. *Biodiversity and Conservation* 7: 1221-1244.

Fortanelli M.J., M.E. Servín. 2002. Desechos de hormiga arriera (*Atta mexicana* Smith), un abono orgánico para la producción hortícola. *Terra* 20: 153-160.

Fregoso A., A. Velázquez, G. Bocco, G. Cortéz. 2001. El enfoque de paisaje en el manejo forestal de la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. 46: 58-77.

Fukami T., P.J. Morin. 2003. Productivity-biodiversity relationships depend on the history of community assembly. *Nature* 424: 423-426.

Gove A.D., J.D. Majer, V. Rico-Gray. 2009. Ant assemblages in isolated trees are more sensitive to species loss and replacement than their woodland counterparts. *Basic and Applied Ecology* 10: 187-195.

Graham J.H., H.H. Hughie, S. Jones, K. Wrinn, A.J. Krzysik, J.J. Duda, D.C. Freeman, J.M. Emlen, J.C. Zak, D.A. Kovacic, C. Chamberlin-Graham, H. Balbach. 2004. Habitat disturbance and the diversity and abundance of ants (Formicidae) in the Southeastern Fall-Line Sandhills. 15 p. *Journal of Insect Science*, 4:30. Available online: insectscience.org/4.30.

- Guzmán-Mendoza R. 2004. Patrones de actividad de forrajeo de *Pogonomyrmex barbatus* en el valle semiárido de Zapotitlán Salinas, Puebla. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma Metropolitana.
- Guzmán-Mendoza R., G. Castaño-Meneses. 2007. Selected foraging activity of *Camponotus rubrithorax* Forel (Hymenoptera: Formicidae) in the Zapotitlán Salinas valley, Puebla. *Sociobiology* 50: 435-448.
- Guzmán-Mendoza R., G. Castaño-Meneses, M.C. Herrera-Fuentes. 2010. Variación espacial y temporal de la diversidad de hormigas en el Jardín Botánico del valle de Zapotitlán de las Salinas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80: 427-435.
- Hammer Ø., D.A. T. Harper, P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm. Consulta, noviembre 2011.
- Hendrix S.D., V.K. Brown, H. Dingle. 1988. Arthropod guild structure during early old field succession in a new and old world site. *Journal of Animal Ecology* 57: 1053-1065.
- Hölldobler B., E.O. Wilson. 1990. *The Ants*. Belknap Press, Harvard University. Cambridge, Massachusetts.
- Hutcheson K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* 29:151–154.
- Huberty A.F., R.F. Denno. 2004. Plant water stress and its consequences for herbivorous insects: a new synthesis. *Ecology* 85:1383–1398.

- Kaspari M., L. Alonso, S. O'Donnell. 2000. Three energy variables predict ant abundance at a geographical scale. *Proceedings of the Royal Society of London B* 267: 485-489.
- Krebs C.J. 1999. *Ecological methodology* 2nd ed. Benjamin Cummings, Menlo Park California.
- Kruskal J.B. 1964. Nonmetric Multidimensional Scaling: a numerical method. *Psychometrika* 29: 115-129.
- Luna-Cavazos M., A. Romero-Manzanares, E. García-Moya. 2008. Afinidades en la flora genérica de piñonares del norte y centro de México: un análisis fenético. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79: 449-458.
- McAleece N. 1997. *Biodiversity Professional Beta. Version 2.0.* The Natural History Museum and The Scottish Association for Marine Science.
- Mackay W., E. Mackay. 2005. *The ants of North America.* <http://www3.utep.edu/leb/antgenera.htm>. Consulta, enero 2011.
- Majer D.J. 1983. Ants: Bio-indicators of minesite rehabilitation, land use, and land conservation. *Environmental Management* 7: 375-383.
- Mas J.F., A. Velázquez, J.R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, C. Alcántara, G. Bocco, R. Castro, T. Fernández, A. Pérez-Vega. 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multivariate spatial data base for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5: 249-261.

- Mattoni R., Longcore T., V. Novotny. 2000. Environmental auditing arthropod monitoring for fine-scale habitat analysis: a case study of the El Segundo sand dunes. *Environmental Management* 25: 445–452.
- Medina J.G., J.D. Tejero-Diez. 2006. Flora y vegetación del parque estatal Atizapán-Valle escondido, Estado de México, México. *Polibotánica* 21: 1-43.
- Minchin P.R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordinations. *Vegetatio* 69: 89-107.
- Naeem S., F.S. Chapin III, R. Constanza, P.R. Ehrlich, F.B. Golley, D.U. Hooper, J.H. Lawton, R.V. O'Neill, H. A. Mooney, O.E. Sala, A.J. Symstad, D. Tilman. 1999. Biodiversity and ecosystem functioning: Maintaining natural life support processes. *Issues in Ecology* 4: 2-11.
- Philpott S.M., I. Armbrecht. 2006. Biodiversity in tropical agroforests and ecological role of ants and ant diversity in predatory function. *Ecological Entomology* 31: 369-377.
- Philpott S.M., I. Perfecto, I. Armbrecht, C.L. Parr. 2010. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. *In* Lach L., C.L. Parr, K.L. Abbott, (eds.). *Ant ecology*. Oxford University Press, Oxford. 137-156.
- Premauer J., O. Vargas. 2004. Patrones de diversidad en vegetación pastoreada y quemada en un páramo húmedo (parque natural Chingaza, Colombia). *Ecotropicos* 17: 52-66.

- Rojas P. 2001. Las hormigas del suelo en México: Diversidad, distribución e importancia (Hymenoptera: Formicidae). *Acta Zoológica de México* no Esp. 1: 189-238.
- Rueppell O., R.W. Kirkman. 2005. Extraordinary starvation resistance in *Temnothorax rugatulus* (Hymenoptera, Formicidae) colonies: demography and adaptative behavior. *Insectes Sociaux* 52: 282-290.
- Rzedowski J. 1992. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Ciencias*, no. Esp. 6: 47-56.
- Shah P.A., D.R. Brooks, J.E. Ashby, J.N. Perry, I.P. Woiwod. 2003. Diversity and abundance of the coleopteran fauna from organic and conventional management systems in southern England. *Agricultural and Forest Entomology* 5: 51-60.
- Siemann E., D. Tilman, J. Haarstad, M. Ritchie. 1998. Experimental test of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist* 152: 738-750.
- Sokal R.R., J.F. Rohlf. 1995. *Biometry. The principles and practice of statistic in biological research* 3rd ed. W. H. Freeman and Company, New York.
- Sonthichai S., N. Gavinjan, S. Suwannaratana, W. Jaitrong. 2006. A comparison of ant populations in restored forest of different ages and adjacent natural vegetation in northern Thailand. *Kasetsart Journal: Natural Science* 40: 882-889.

- Stephens S.S., M.R. Wagner. 2006. Using ground foraging ant (Hymenoptera: Formicidae) functional group as bioindicators of forest health in northern Arizona ponderosa pine forest. *Environmental Entomology* 35: 937-949.
- Valencia-A. S. 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 75: 33-53.
- Whitford E.G. 1978. Foraging in seed harvester-ants *Pogonomyrmex* spp. *Ecology* 59: 185-189.
- Wilby A., M. Shachak. 2000. Harvester ant response to spatial and temporal heterogeneity in seed availability: pattern in the process of granivory. *Oecologia* 125: 495-503.
- Zavala C.F. 1998. Observaciones sobre la distribución de encinos en México. *Polibotánica* 8: 47-64.
- Zavala-Hurtado J.A., P.L. Valverde, M.C. Herrera-Fuentes, A. Díaz-Solís. 2000. Influence of leaf-cutting ants (*Atta mexicana*) on performance and dispersion patterns of perennial desert shrubs in a Inter-tropical region of Central Mexico. *Journal of Arid Environments* 46: 93-102.



**¿Pueden las comunidades de hormigas
reflejar el estado de la diversidad de otros
taxa en relictos de bosque templado?**



Capítulo V.

¿Pueden las comunidades de hormigas reflejar el estado de la diversidad de otros taxa en relictos de bosque templado?

Resumen: Debido a las propiedades ecológicas que presentan las hormigas, han sido consideradas como bioindicadores útiles de condiciones ambientales. Sin embargo, entre las características de un grupo bioindicador, está la contundencia de las respuestas a los cambios en el ambiente. En este sentido, se han registrado respuestas divergentes, incluso, entre taxa emparentados. El objetivo de este capítulo fue comparar la diversidad de las comunidades de hormigas, a lo largo de un gradiente de perturbación de un bosque templado y correlacionar la abundancia, riqueza y diversidad, con la registrada en otras comunidades de artrópodos. Los resultados sugieren que la modificación de la cobertura vegetal por reforestación ha ejercido cambios ambientales que han influido sobre las comunidades de hormigas. Por otro lado, se han observado correlaciones significativas y causales entre hormigas, arañas, escarabajos y hemípteros, que responden no sólo a la razón numérica de la abundancia, sino también, a interacciones ecológicas potenciales i.e simbiosis. Finalmente, los resultados parecen indicar que la forma en la que se ha llevado a cabo la reforestación, ha modificado la diversidad, la riqueza de especies y las interacciones ecológicas, a través de la desaparición de grupos importantes para el ecosistema, como los escarabajos.

Palabras clave: reforestación, bioindicadores, riqueza de especies.

Abstract: Due to their ecological characteristics, ants have been considered useful as bioindication. However, among the characteristics of a bioindicator group, there must be a response consistent and repeatable to environment disturbance. In this regards, divergent responses have been reported, even among closely related taxa. In this chapter the objective was to compare the diversity of ant communities along a gradient of disturbance in a temperate forest and correlate their abundance, richness and diversity with that found for other arthropod communities. The results suggest that changes in reforested vegetation have exerted environmental changes that have influenced ants' communities. Furthermore, were observed significant and causal correlations between ants, spiders, beetles and Hemiptera, which seem to respond not only to numerical ratios of abundance, but also to ecological interactions, namely symbiosis. Finally, the results seem to indicate that the type of reforestation that has been carried out has precipitated changes in diversity, species richness and ecological interactions, through the disappearance of major groups from ecosystems, such as beetles.

Key words: reforestation, bioindicators, species richness.

Introducción

En general, los insectos han sido considerados útiles como herramientas de monitoreo ambiental en ecosistemas terrestres (Castro-Delgado *et al.*, 2008). En particular, las hormigas han sido utilizadas como organismos bioindicadores (Andersen *et al.*, 2002; Andersen *et al.*, 2004). Lo anterior se debe a múltiples atributos de este grupo, entre los que destacan la diversidad, su dominancia numérica y biomasa en ambientes terrestres, el conocimiento taxonómico, la facilidad de coleccionar, la sensibilidad a los cambios ambientales y las funciones ecológicas, entre otros (Alonso y Agosti, 2000). Sin embargo, el problema radica en que la eficiencia de un taxón como bioindicador se encuentra en la consistencia y repetitividad de las respuestas a la fuente del disturbio. En este sentido, Hodkinson y Jackson (2005), señalan respuestas poco consistentes a la misma fuente del disturbio entre taxa relativamente emparentados o bien divergentes. Además, se ha sugerido que la diversidad, la abundancia y la composición de las comunidades de hormigas, se encuentran fuertemente influenciadas por una amplia gama de factores asociados al disturbio como el tipo, la temporalidad, la intensidad y la frecuencia del mismo (Guzmán-Mendoza y Zavala-Hurtado, 2005).

De esta forma, las hormigas, a pesar de ser ampliamente reconocidas como bioindicadores, no representan la panacea del monitoreo ambiental, al menos no para todas las regiones del mundo, dado que aún falta información que permita comprender la dinámica de sus comunidades en relación al disturbio e incluso ciertos aspectos de su ecología (Kaspari, 2003). Además, es necesario reconocer cómo las respuestas de las hormigas a las perturbaciones reflejan cambios

potenciales en la biodiversidad y ecología de otros invertebrados (Andersen y Majer, 2004). El objetivo del presente estudio fue comparar la diversidad de las comunidades de hormigas en tres zonas de bosque templado a lo largo de un gradiente de perturbación y relacionar esta diversidad y riqueza con la cuantificada para otras comunidades de artrópodos.

Los bosques templados del centro de México son extraordinariamente diversos en riqueza de especies y endemismos de plantas y vertebrados (Cornejo-Tenorio *et al.*, 2003), con una grave problemática de deforestación y un escaso conocimiento sobre artrópodos. Las comunidades de hormigas en estos ambientes son poco conocidas en México, por lo que su estudio y la posibilidad de relacionar ensamblajes de especies al grado de alteración, constituyen una herramienta importante para ser considerada dentro de los planes de manejo en ambientes amenazados.

Materiales y métodos

Zonas de muestreo: El trabajo de campo se ubicó en el norte del Estado de México, en los municipios de San José del Rincón, Jocotitlán y El Oro. De acuerdo con García (1996), el tipo de clima es C, con una vegetación de bosque templado. Las zonas de bosque estudiadas, se ubicaron claramente en tres categorías de disturbio: Bosque Primario (**BP**), con bajo disturbio relativo; Bosque Mixto (**BM**) con indicios de reforestación y Bosque Reforestado (**BR**). Esta selección de las zonas garantizó la representación de hábitats bajo diferentes condiciones ambientales y niveles de disturbio. La vegetación de la zona de bosque primario

(**BP**), con una altitud de 2908 m snm (19° 45' 48"N, 99° 59' 20"O), estuvo constituida por especies del género *Quercus* (*Q. rugosa* Née, *Q. laurina* Humb. & Bonpl., *Q. crassipes* Humb. & Bonpl.); *Arbutus xalapensis* Kunth, *Alnus* sp., y *Pinus* sp., en el estrato arbóreo y en el estrato arbustivo-herbáceo se obtuvo el registro de especies como *Arctostaphylos pungens* Kunth, *Pinguicula moranensis* Kunth y *Geranium lilacinum* R. Knuth, reconocidas dentro de las zonas núcleo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM) (Cornejo-Tenorio *et al.*, 2003). La zona de bosque mixto (**BM**), con una altura de 2738 m snm (19° 43' 06"N, 100° 05' 38"O), además de contar con especies de bosque primario en el estrato arbóreo (*Q. crassipes*, *Q. rugosa*, *Arbutus* sp., *Pinus* sp.), la presencia de *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex. Endl. mostró evidencia de perturbación por reforestación en algunas partes de la zona de estudio. No obstante lo anterior, la presencia de especies como *Echeandia nana* (Baker) Cruden, *Begonia gracilis* Kunth y *Lepidium virginicum* (Greene) Thell., en el estrato arbustivo-herbáceo sugiere una zona relativamente conservada, considerando que estas especies están registradas para zonas núcleo de la RBMM (Cornejo-Tenorio *et al.*, 2003). Finalmente, la zona de bosque reforestado (**BR**), (19° 40' 30"N, 100° 05' 51" O, 2679 m snm) consistió de un bosque monoespecífico de *C. lindleyi*, con especies reportadas como indicadoras de disturbio en su estrato arbustivo-herbáceo, como *Aldama dentata* La Llave, *Zinnia haageana* Regel y *Buddleja sessiliflora* Kunth, entre otras (Espinoza-García y Sarukhan, 1997; Calderón de Rzedowski y Rzedowski, 2004).

Recolecta de hormigas: Para estimar la abundancia y composición de especies en las comunidades de hormigas, en cada zona de estudio, en un área de 2500 m² fueron colocadas aleatoriamente 16 trampas de caída, con al menos 10 metros de separación, como ha sido utilizado en estudios ecológicos relacionados con hormigas y otros artrópodos (Whitmore *et al.*, 2002; Sarmiento-M., 2003; Sanders *et al.*, 2003). El total de trampas para las tres zonas fue de 48 en el mes de febrero, y 48 más en marzo de 2009, considerados la estación seca. Otras 96 trampas fueron colocadas en las mismas áreas, en agosto y septiembre del 2010 en la época de lluvias. Estas trampas fueron elaboradas con envases de plástico de 500 ml de capacidad, con 11 cm de diámetro y 13 cm de altura, a los que se les acondicionó una tapa que sostuvo un vial con atrayente de avena y miel. Las trampas fueron enterradas a nivel de suelo y antes de ser abiertas por 72 hrs, se mantuvieron cerradas por una semana con el objeto de minimizar el efecto del disturbio (Bestelmeyer y Wiens, 2001). Una vez abiertos, los recipientes fueron llenados a la mitad únicamente con etilenglicol, sustancia que evita la evaporación. Se añadieron unos granos de detergente, con la finalidad de disminuir la tensión superficial y facilitar el hundimiento de los insectos (Bestelmeyer *et al.*, 2000; Castro-Delgado *et al.*, 2008). El contenido de las trampas fue vaciado en tela organza colocada sobre una delgada capa de agua, lo que permitió separar claramente por flotación, el detritus y organismos menores a 0.3 cm, técnica utilizada para separar semillas por flotación (Pake y Venable, 1996). Las hormigas separadas fueron almacenadas en viales con alcohol al 70% para su posterior

identificación en laboratorio. La identificación se realizó utilizando las claves de Mackay y Mackay (2005).

Recolecta e identificación de artrópodos: en las mismas trampas se recolectaron otros artrópodos como colémbolos, arácnidos, ortópteros, lepidópteros, hemípteros y dípteros, entre otros órdenes. Los organismos capturados fueron lavados con agua de la llave y depositados en viales con alcohol al 70% para su identificación en laboratorio. Debido a la abundancia y facilidad para la identificación morfológica, arañas, ortópteros, coleópteros y hemípteros, fueron identificados a nivel de familia y morfoespecie, utilizando las claves de Kaston (1972) para arañas; Arnett *et al.* (1980) y Navarrete-Heredia *et al.* (2002) para escarabajos; Bland y Jaques (1978) para hemípteros y Bland y Jaques (1978) y Fontana *et al.* (2008) para ortópteros.

Análisis estadístico: Para el caso particular de las comunidades de hormigas, los datos del número de hormigas capturadas por trampa, fueron transformados a $\sqrt{n+0.5}$. Esta transformación y otras, como \ln , han sido recomendadas para minimizar las varianzas en las capturas ocasionadas por la conducta social de las hormigas (Andrew *et al.*, 2000; Bestelmeyer y Wiens, 2001), que origina una distribución agrupada dentro de las muestras (Longino *et al.*, 2002). Con los datos transformados, se comparó la cantidad de hormigas por zona, utilizando el análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis. En caso de diferencias significativas, se aplicó la prueba de comparaciones múltiples LSD, con la finalidad de reconocer el grupo

o grupos que generaron dichas diferencias. Estas pruebas fueron ejecutadas utilizando el programa SPSS ver. 12.0 para Windows (SPSS INC. 2003 SPSS For Windows rel. 12.0, Chicago IL, USA).

Para los análisis de riqueza y diversidad, los valores de la cantidad de individuos por trampa fueron sumados para cada zona y estación, obteniendo así muestras menos susceptibles a la estacionalidad y a los cambios en los patrones de forrajeo, lo que proporcionó una mejor representación de las características de las comunidades de hormigas en un lugar (Bestelmeyer y Wiens, 2001; Sarmiento-M., 2003). A partir de esto, se calcularon los índices de diversidad de Shannon (H' , utilizando logaritmo decimal), índice de equitatividad de Pielou (J') e índice de dominancia de Simpson ($1/\lambda$) (Ludwing y Reynolds, 1988). Los valores del índice de Shannon fueron utilizados para comparar estadísticamente entre zonas con la prueba de t de Hutcheson (Zar, 1999). Todos estos análisis fueron realizados con el programa Biodiversity Professional ver 2. (Mc Aleece, 1997), y para la prueba de t se utilizó el programa PAST (Hammer *et al.*, 2001). Con la finalidad de reconocer las similitudes entre zonas con respecto a sus comunidades mirmecológicas, fue aplicado el índice de similitud de Renkonen y un análisis de componentes principales (ACP), técnicas ampliamente usadas para comparar la composición de especies en comunidades de plantas y animales (Watt *et al.*, 2002). Partiendo de una matriz de presencia-ausencia recomendada por Sarmiento-M (2003), fue construida una curva de acumulación máxima potencial de especies para cada zona de bosque, utilizando el modelo de Chao-1, que es un modelo no paramétrico basado en incidencias (presencia-ausencia) y que ha sido

probado para el tipo de abundancias agrupadas que presentan las hormigas en las trampas debido a su conducta social (Bestelmeyer y Wiens, 2001).

Para la comparación de la abundancia y diversidad de la comunidad de hormigas con otros artrópodos, las abundancias de estos últimos fueron de igual forma transformados a $\sqrt{n+0.5}$ y comparados mediante el análisis de varianza no paramétrica de Kruskal-Wallis, las diferencias significativas fueron analizadas mediante la prueba de comparaciones múltiples LSD, con el programa SPSS ver. 12.0 para Windows.

Para cada grupo de artrópodos se calculó el índice de diversidad de Shannon (H'), que permitió la comparación estadística mediante t de Hutcheson, con la diversidad de especies de hormigas. La abundancia, riqueza y diversidad de morfoespecies de artrópodos fueron correlacionadas con la abundancia, riqueza y diversidad de hormigas usando el coeficiente de Pearson. Además, con el objeto de probar posibles relaciones causales de los niveles de significancia de la correlación entre artrópodos y hormigas, con el programa Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2011), se aplicó el análisis de sendero, que permite evaluar efectos directos e indirectos que cada variable tiene sobre la variable respuesta, permitiendo así la exploración de relaciones causa-efecto (Jennings *et al.*, 2010) y, aunque hay controversia en cuanto a su utilización (Greenland, 2000), su aplicación en ecología es prometedora (Wootton, 1994).

Resultados

Riqueza y abundancia de las comunidades de hormigas.

Se capturaron 4 953 hormigas que representan cinco subfamilias y 34 especies. Myrmicinae fue la subfamilia más abundante con 44.9% de las capturas ($n = 2\ 226$, promedio, E.E. = 106, 48.7) y la más rica en especies ($S = 20$), seguida de Formicinae (35.9%, $n = 1\ 781$, 356.2, 313.8), que junto con Dolichoderinae (17.8%, $n = 881$, 884, 162.0) registraron cinco especies, Ecitoninae tres especies, con 1.1% (59, 19.6, 9.5) de las capturas y finalmente Ponerinae, con tres ejemplares de una sola especie colectados durante todo el estudio (Cuadro 1).

Cuadro 1. Número de individuos, promedio y E.E. de capturas por trampa, de las especies presentes de hormigas en tres zonas de bosque con diferente grado de conservación. **BP** = bosque primario; **BM** = bosque mixto y **BR** = bosque reforestado. SubF = subfamilia: Do = Dolichoderinae; Ec = Ecitoninae; Fo = Formicinae; My = Myrmicinae; Po = Ponerinae.

Taxa	BP	BM	BR
Dolichoderinae			
<i>Dorymyrmex bureni</i> (Trager)	-	4, 0.06, 0.04	-
<i>D. flavopectus</i> Smith	-	48, 0.82, 0.36	-
<i>D. grandulus</i> (Forel)	3, 0.1, 0.1	1, 0.01, 0.01	-
<i>Dorymyrmex</i> sp.	-	4, 0.06, 0.05	-
<i>Liometopum apiculatum</i> Mayr	-	824, 14.20, 2.54	-
Ecitoninae			
<i>Labidus coecus</i> (Latreille)	12, 0.41, 0.41	10, 0.17, 0.14	-
<i>Neivamyrmex manni</i> (Wheeler)	-	1, 0.01, 0.01	1, 0.02, 0.02
<i>N. opacithorax</i> (Emery)	-	35, 0.60, 0.45	-
Formicinae			
<i>Camponotus atriceps</i> (Smith)	2, 0.06, 0.04	141, 2.43, 1.23	14, 0.35, 0.11
<i>Camponotus</i> sp. 1	-	1, 0.01, 0.01	-
<i>Camponotus</i> sp. 2	1, 0.03, 0.03	1444, 24.89, 7.26	161, 4.12, 2.37
<i>Camponotus</i> sp. 3	-	2, 0.03, 0.02	-
<i>Formica</i> sp.	-	15, 0.25, 0.12	-
Myrmicinae			
<i>Crematogaster</i> sp. 1	8, 0.27, 0.20	1, 0.01, 0.01	1, 0.02 ± 0.02
<i>Crematogaster</i> sp. 2	1, 0.03, 0.03	-	-
<i>Crematogaster</i> sp. 3	-	-	1, 0.02 ± 0.02
<i>Crematogaster</i> sp. 4	2, 0.06, 0.06	-	-
<i>Monomorium cyaneum</i> Wheeler	2, 0.06, 0.04	40, 0.68, 0.37	-

<i>Monomorium</i> sp. 1	-	93, 1.60, 0.70	-
<i>Pheidole</i> sp. 1	6, 0.20, 0.14	378, 6.51, 3.03	156, 4, 2.06
<i>Pheidole</i> sp. 2	26, 0.89, 0.32	69, 1.18, 0.41	24, 0.61, 0.23
<i>Pheidole</i> sp. 3	2, 0.06, 0.04	753, 12.98, 4.67	182, 4.66, 2.87
<i>Pheidole</i> sp. 4	-	157, 2.70, 1.89	1, 0.02, 0.02
<i>Pheidole</i> sp. 5	-	12, 0.20, 0.10	2, 0.05, 0.03
<i>Pheidole</i> sp. 6	5, 0.17, 0.14	2, 0.03, 0.02	2, 0.05, 0.05
<i>Pheidole</i> sp. 7	4, 0.13, 0.08	4, 0.06, 0.04	1, 0.02, 0.02
<i>Pheidole</i> sp. 8	-	15, 0.25, 0.17	5, 0.12, 0.08
<i>Temnothorax</i> sp 1	19, 0.65, 0.39	33, 0.56, 0.27	7, 0.17, 0.13
<i>Temnothorax</i> .sp. 2	29, 1.0, 0.47	29, 0.5, 0.38	26, 0.66, 0.32
<i>Temnothorax</i> sp. 3	36, 1.24, 0.59	4, 0.06, 0.06	3, 0.07, 0.05
<i>Temnothorax</i> sp. 4	4, 0.13, 0.08	-	-
<i>Tetramorium</i> sp.	9, 0.31, 0.14	25, 0.43, 0.20	28, 0.71, 0.30
<i>Solenopsis geminata</i> (Fabricius)	-	-	19, 0.48, 0.28
Ponerinae			
<i>Odontomachus clarus</i> Roger	-	3, 0.05, 0.03	-

En cuanto a la riqueza de especies registrada para las comunidades dentro de cada zona de bosque, se cuantificaron 17 y 18 especies en **BP** y **BM** respectivamente, mientras que **BR** tuvo 25. De acuerdo al análisis de riqueza máxima potencial de especies, la zona más rica en orden ascendente fue **BR**, seguida de **BP** y **BM** (Fig. 1).

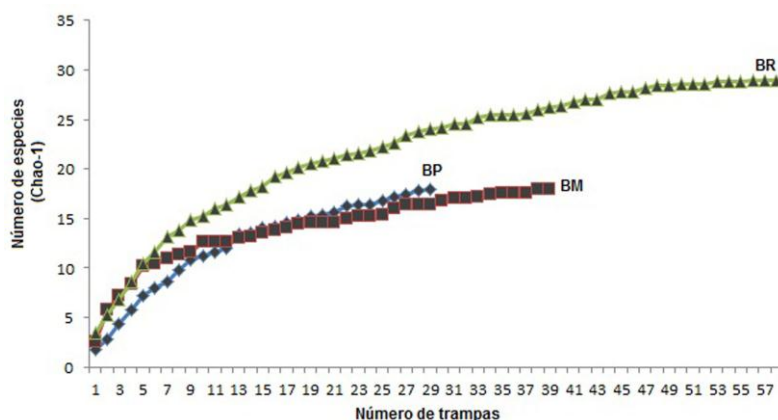


Figura 1. Número potencial de especies para cada comunidad de hormigas de acuerdo a condiciones de conservación de bosque templado. **BP** = bosque primario; **BM** = bosque mixto y **BR** = bosque reforestado.

El resultado de las comparaciones de la abundancia sugiere diferencias significativas entre las zonas ($\chi^2_{(0.05)2} = 67.62$, $p < 0.0001$), siendo **BR** la que mayor

cantidad de hormigas registro en las trampas, mientras que **BP** y **BM** no mostraron diferencias significativas en la cantidad de hormigas capturadas por trampa (Cuadro 2).

Cuadro 2. Comparaciones múltiples por el método LSD, para las abundancias de artrópodos en zonas contrastantes de bosque templado. **BP** = bosque primario; **BM** = bosque mixto; **BR** = bosque reforestado. Letras iguales entre paréntesis indican grupos iguales a un nivel de $\alpha = 0.05$. DM = diferencia de las medias.

Zona		DM
BP (a)	BM (a)	1.98
	BR	11.24
BM (a)	BR (b)	9.25

Por otro lado, el resultado de la diversidad sugiere una menor dominancia en **BP**, mientras que en **BM** y **BR** los valores fueron relativamente similares. Además, la heterogeneidad, fue significativamente mayor en **BR** en comparación con **BP** ($t_{0.05(2)196.6} = 5.48$, $p < 0.0001$) y **BM** ($t_{0.05(2)904.3} = 7.30$, $p < 0.0001$). Mientras que en **BP** y **BM** no se detectaron diferencias estadísticamente importantes ($t_{0.05(2)308.2} = 0.72$, $p = 0.42$) (Cuadro 3).

Cuadro 3. Valores de dominancia ($1/\lambda$), equitatividad (J') y diversidad (H' max) de las comunidades de hormigas en bosques templados contrastantes en cuanto a conservación. **BP** = bosque primario, **BM** = bosque mixto, **BR** = bosque reforestado.

	BP	BM	BR
$1/\lambda$	0.12	0.21	0.20
J'	0.82	0.63	0.58
H max	1.23	1.25	1.39

De acuerdo al resultado del índice de similitud de Renkonen, la composición de las comunidades de hormigas fue relativamente diferente entre las zonas de bosque. En este sentido, la composición de la comunidad de hormigas de **BP** y **BR** obtuvo un valor de similitud del 22.1% y entre **BP** y **BM** del 37.1%. La similitud más elevada fue la observada entre las comunidades de **BR** y **BM** con 54.3%.

Por otro lado, el resultado del ACP, alcanzó el 100% de la varianza explicada, y muestra que el primer eje, con el 63.3% de la varianza, se conformó por especies de los géneros *Camponotus*, *Crematogaster*, *Monomorium*, *Pheidole*, *Temnothorax* y *Odontomachus*. El segundo eje con el 36.7% se conformó con especies de *Dorymyrmex grandulus*, *Labidus coecus*, *Neivamyrmex manni*, *Crematogaster* sp. 3, *Pheidole* sp. 2, *Pheidole* sp. 7, *Temnothorax* sp. 1, *Tetramorium* sp., *Solenopsis geminata*. Además, el resultado muestra una clara diferencia entre las zonas de bosque. En este sentido, la zona **BP**, registró abundancias importantes de especies de *Crematogaster*, mientras que en **BM**, fueron especies como *Tetramorium* sp., *Crematogaster* sp. 3 y *S. geminata*, fueron características de esta zona. Finalmente la zona **BR**, *Camponotus* sp. 2, *Monomorium* sp., *M. cyaneum*, *Pheidole* sp. 4 y *O. clarus*, fueron las especies más abundantes e incluso con registros únicamente en esta zona (Cuadro 1, Fig. 2).

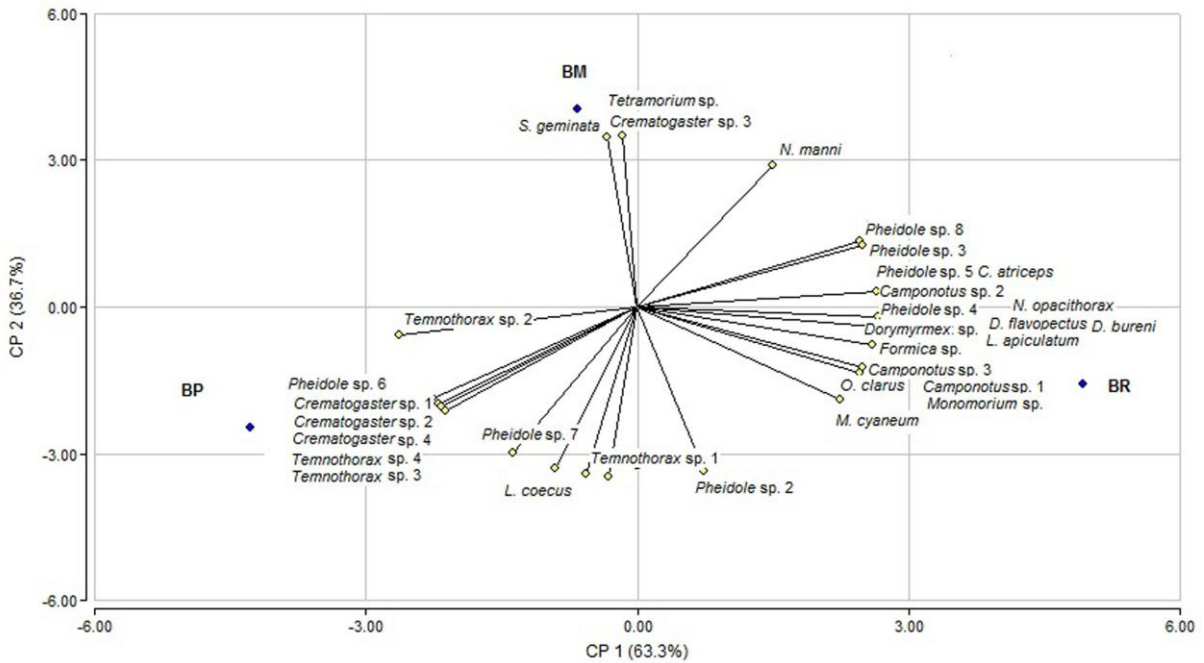


Figura 2. Bi-plot que muestra la ordenación por un ACP, de tres zonas de bosque templado contrastantes en función de la conservación de la cobertura forestal en función de la abundancia del número de especies de hormigas (vectores), para **BP** = bosque primario, **BM** = bosque mixto, **BR** = bosque reforestado. Datos transformados a $\sqrt{n+0.5}$.

Comparación de la abundancia y diversidad de artrópodos.

De acuerdo al resultado de la prueba de Kruskal-Wallis, en todas las zonas se detectaron diferencias significativas entre la cantidad de artrópodos capturados.

En **BP** ($\chi^2_{(0.05)4} = 31.35$, $p < 0.0001$), las diferencias se debieron a la abundancia de escarabajos registrada por trampa (prom. = 8.4, E.E. = 1.13), ya que de acuerdo al resultado de comparaciones múltiples, el resto de los grupos, hormigas (prom. = 5.89, E.E. = 1.01), chapulines (prom. = 3.67, E.E. = 0.48), hemípteros (prom. = 4.63 ± 0.90) y arañas (prom. = 3.28, E.E. = 0.32) fueron estadísticamente comparables. En la zona **BM** ($\chi^2_{(0.05)4} = 14.48$, $p = 0.002$), las hormigas fueron los artrópodos más abundantes en promedio, de acuerdo al registro de capturas

(prom. = 16.25, E.E. = 5.39), seguidas de los hemípteros (prom. = 4.84, E.E. = 0.96), arañas (prom. = 3.33, E.E. = 0.36) y chapulines (prom. = 3.25, E.E. = 0.36), en el caso de los escarabajos, estos no fueron considerados en el análisis debido a que se registró sólo un individuo durante todo el estudio. Finalmente en **BR** ($\chi^2_{(0.05)4} = 98.69$, $p < 0.0001$), los grupos que generaron las diferencias fueron las hormigas con la mayor cantidad de capturas (prom. =71.51, E.E.= 10.63) y los chapulines, con la menor cantidad de registros de captura (prom. = 1. 96 E.E.= 0.21). Arañas (prom. = 7.35, E.E.= 1.08), hemípteros (prom =7.02, E.E.= 0.88) y escarabajos (prom. = 6.09, E.E.= 0.71) no mostraron diferencias significativas en la cantidad promedio de individuos capturados por las trampas (Cuadro 4, Fig. 3).

Cuadro 4. Comparaciones múltiples por el método LSD, para las abundancias de artrópodos en zonas contrastantes de bosque templado. **BP** = bosque primario; **BM** = bosque mixto; **BR** = bosque reforestado. Hor = hormigas; Ar = arañas; Col = escarabajos; Ort = chapulines; Hm = hemípteros. Letras iguales entre paréntesis indican grupos iguales a un nivel de $\alpha = 0.05$. DM = diferencia de las medias. Datos transformados a $\sqrt{n+0.5}$.

BP		DM	BM		DM	BR		DM
Hor (a)	Ar (ab)	0.09	Hor (a)	Ar	1.76	Hor (a)	Ar	8.34
	Ort (a)	1.12		Ort	2.80		Ort	12.51
	Hm (a)	0.22		Hm	2.05		Hm	8.94
	Col	3.04					Col	9.07
Ar (b)	Ort (ab)	1.02	Ar (b)	Ort (b)	1.03	Ar (b)	Ort	4.17
	Hm (ab)	0.12		Hm (b)	0.29		Hm (b)	0.60
	Col	3.13					Col (b)	0.72
Ort (c)	Hm (abc)	0.89	Ort (c)	Hm (bc)	0.74	Ort (bc)	Hm	3.56
	Col	4.16					Col	3.44
Hem (d)	Col	3.26				Hem (bd)	Col (bd)	0.12

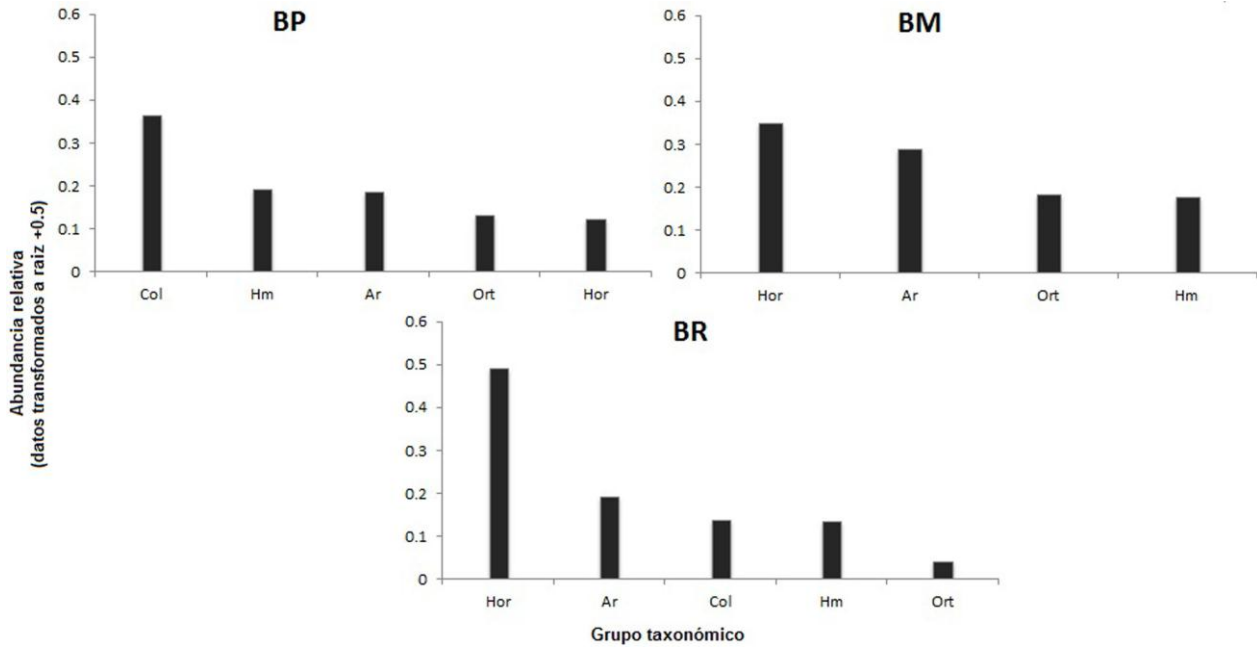


Figura 3. Proporción de individuos capturados a lo largo de un gradiente de conservación de bosque templado. **BP** = bosque primario; **BM** = bosque mixto, **BR** = bosque reforestado. Ar = arañas, Col = coleópteros, Hor = hormigas, Hm = hemípteros, Ort = chapulines. Datos transformados a $\sqrt{n+0.5}$.

Para el caso de la relación entre la presencia de hormigas y otros artrópodos capturados en las trampas, el análisis de correlación muestra una correlación positiva y significativa entre escarabajos y hormigas para la zona **BP** ($r = 0.578$, $p < 0.0001$), dicha correlación podría ser causal, de acuerdo al resultado del análisis de sendero que muestra que la presencia de hormigas tiene una explicación causal significativa por la presencia de escarabajos y no con otro tipo de artrópodos. En el bosque **BM**, los resultados no sugieren ninguna correlación significativa y tampoco una relación causal entre el número de hormigas y otros artrópodos que fueron capturados. Finalmente en **BR**, se encontraron dos relaciones positivas y significativas entre el número de capturas de hormigas-arañas ($r = 0.473$, $p < 0.0001$) y hormigas-escarabajos ($r = 0.629$, $p < 0.0001$).

Además el análisis de sendero, sugiere una causalidad directa entre arañas y escarabajos, para explicar el número de hormigas registradas; más aún, la cantidad de hormigas está determinada por una correlación entre arañas y escarabajos (Cuadros 5 y 6).

Cuadro 5. Coeficiente de correlación de Pearson para la cantidad de artrópodos capturados en zonas de bosque templado contrastantes en conservación de la cobertura vegetal. **BP** = bosque primario, **BM** = bosque mixto, **BR** = bosque reforestado. **nivel de significancia $\alpha = 0.05$. Datos transformados a $\sqrt{n+0.5}$.

Artrópodos	Hormigas en BP	Hormigas en BM	Hormigas en BR
Arañas	0.132	0.213	0.473**
Coleópteros	0.578**	-	0.629**
Hemípteros	0.068	-0.063	0.301
Ortópteros	-0.137	0.251	0.117

Cuadro 6. Coeficientes de correlación por el método del análisis de sendero, entre la cantidad de artrópodos capturados y la cantidad de hormigas registrada en las trampas, en zonas de bosque templado contrastantes en conservación de la cobertura arbórea. **BP** = bosque primario, **BM** = bosque mixto, **BR** = bosque reforestado. D = vía directa; Ar = arañas, Col = coleópteros, Hm = hemípteros, Ort = ortópteros. **nivel de significancia $\alpha = 0.05$. Datos transformados a $\sqrt{n+0.5}$.

Efecto	BP vía	r	Efecto	BM Vía	r	Efecto	BR vía	r
Ar	D	0.11	Ar	D	0.08	Ar	D	0.52
	Col	0.03		Col	-		Col	0.17
	Hm	0.001		Hm	-0.009		Hm	-0.04
	Ort	-0.01		Ort	0.01		Ort	-0.04
	r total	0.13		r total	0.08		r total	0.59**
Col	D	0.56	Col	D	-	Col	D	0.38
	Ar	0.006		Ar	-		Ar	0.23
	Hm	-0.006		Hm	-		Hm	-0.01
	Ort	0.01		Ort	-		Ort	0.0005
	r total	0.57**		r total	-		r total	0.60**
Hm	D	-0.03	Hm	D	-0.09	Hm	D	0.13
	Ar	-0.005		Ar	0.007		Ar	-0.17
	Col	0.10		Col	-		Col	-0.04
	Ort	0.002		Ort	0.02		Ort	0.01
	r total	0.06		r total	-0.06		r total	-0.06

Ort	D	-0.08	Ort	D	0.29	Ort	D	-0.10
	Ar	0.02		Ar	0.003		Ar	0.24
	Col	-0.07		Col	-		Col	-0.001
	Hm	0.001		Hm	-0.007		Hm	-0.02
r total		-0.13	r total		0.29	r total		0.11

En cuanto a la diversidad, la riqueza de especies cambió de acuerdo al tipo de bosque, en la mayor parte de los casos, la zona **BR** mostró los valores más altos, por ejemplo de arañas y coleópteros alcanzó hasta $S = 70$ y $S = 67$ morfoespecies, respectivamente (Fig. 4). La comparación del número de morfoespecies y especies capturadas por trampa, indica diferencias significativas en todas las zonas. En **BP** ($\chi^2_{(0.05)4} = 53.03$, $p < 0.0001$), la diferencia fue causada por la cantidad de morfoespecies de escarabajos registradas por trampa (prom. = 4.28, E.E. = 0.40). Tanto en **BM** ($\chi^2_{(0.05)4} = 11.17$, $p = 0.011$) como en **BR** ($\chi^2_{(0.05)4} = 45.00$, $p < 0.0001$), la significancia ocurrió por la baja cantidad de morfoespecies de ortópteros registradas (prom. = 1.72, E.E. = 0.13; prom. = 1.66, E.E. = 0.15, respectivamente) (Cuadro 7).

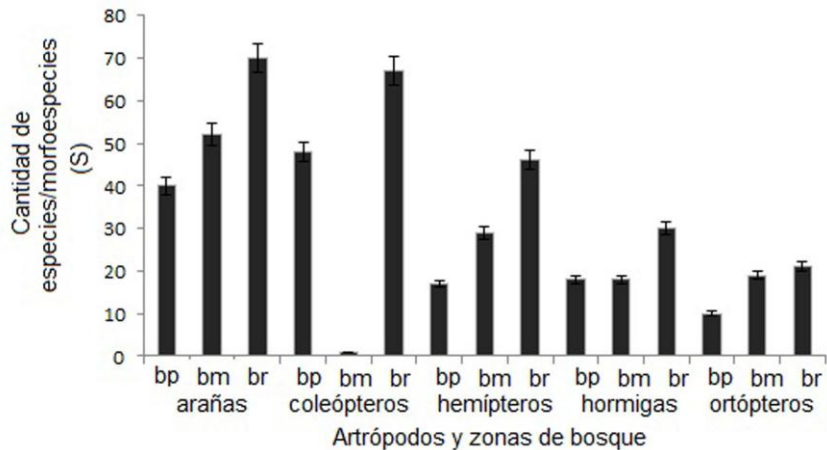


Figura 4. Cantidad de especies (para el caso de las hormigas) y morfoespecies (para el resto de los artrópodos) contabilizadas por trampa, en zonas de bosque templado bajo diferentes condiciones de conservación. **BP**= bosque primario, **BM**= bosque mixto, **BR**= bosque reforestado.

Cuadro 7. Comparación de las medias por el método LSD, para la riqueza de especies (hormigas) y morfoespecies (el resto de los artrópodos) registradas por trampa durante todo el estudio en tres zonas de bosque templado. **BP** = bosque primario, **BM** = bosque mixto, **BR** = bosque reforestado. Hor = hormigas; Ar = arañas; Col = escarabajos; Ort = ortópteros; Hm= hemípteros. Letras iguales entre paréntesis indican grupos iguales a un nivel de $\alpha = 0.05$. DM = diferencia de las medias.

	BP	DM		BM	DM		BR	DM
Hor (a)	Ar (a)	0.44	Hor (a)	Ar (a)	0.20	Hor (a)	Ar (a)	0.21
	Col	2.32		Col	-		Col (a)	0.64
	Hm (a)	0.05		Hm (a)	0.40		Hm (a)	0.76
	Ort (a)	0.61		Ort	0.86		Ort	3.02

Los análisis de correlación entre la riqueza de especies de hormigas y de morfoespecies de artrópodos registradas por trampa, indicaron relaciones significativas con algunos grupos, los hemípteros tuvieron una relación de la riqueza con respecto a la de las hormigas, positiva en **BP** ($r = 0.44$, $p = 0.008$) y negativa en **BM** ($r = -0.32$, $p = 0.03$). Los coleópteros tuvieron un coeficiente positivo en **BP** ($r = 0.32$, $p = 0.04$) y en **BR** ($r = 0.56$, $p < 0.0001$) y las arañas únicamente tuvieron una correlación significativa con las hormigas en **BM** ($r = 0.36$, $p = 0.01$) (Cuadro 8). Aunado a los resultados anteriores, el análisis de sendero, sugiere dos relaciones causales de las correlaciones que fueron significativas. De manera directa los hemípteros tuvieron una relación causal directa con la riqueza de especies de hormigas en **BP**, mientras que en **BR** fueron los coleópteros por la misma vía. Además, se pueden observar otras relaciones causales, aunque no significativas como las arañas y los hemípteros de manera directa en **BM** (cuadro 9).

Cuadro 8. Coeficientes de correlación de Pearson, para la riqueza de morfoespecies y especies de artrópodos y hormigas respectivamente así como de los valores de diversidad (H') registrados por trampa, en zonas de bosque templado. **BP** = Bosque primario, **BM** = bosque mixto, **BR** = bosque reforestado. **nivel de significancia $\alpha = 0.05$.

Artrópodos	Riqueza de morfoespecies/especies		
	Hormigas BP	Hormigas BM	Hormigas BR
Arañas	0.054	0.36**	0.10
Coleópteros	0.32**	-	0.56**
Hemípteros	0.44**	-0.32**	-0.11
Ortópteros	0.11	0.10	-0.09

Artrópodos	Diversidad (H')		
	Hormigas BP	Hormigas BM	Hormigas BR
Arañas	0.004	-0.24	0.45**
Coleópteros	-0.026	-	-0.13
Hemípteros	0.36	0.42	0.18
Ortópteros	-0.53**	0.25	-0.28

Cuadro 9. Coeficientes de correlación por el método del análisis de sendero, entre la cantidad de morfoespecies (artrópodos) y especies (hormigas) y de la diversidad (H') registrada por trampa, siendo la variable dependiente la cantidad de especies de hormigas, en tres zonas de bosque templado. **BP** = bosque primario, **BM** = bosque mixto, **BR** = bosque reforestado. Ar = arañas, Col = coleópteros, Hm = hemípteros, Ort = Ortópteros. D = vía directa, **nivel de significancia $\alpha = 0.05$.

efecto	Riqueza de morfoespecies/especies								
	BP			BM			BR		
	vía	r	efecto	vía	r	efecto	vía	r	
Ar	D	-0.07	Ar	D	0.20	Ar	D	-0.05	
	Col	0.04		Col	-		Col	0.20	
	Hm	0.05		Hm	-0.01		Hm	-0.04	
	Ort	0.02		Ort	-1x10 ⁻³		Ort	-0.03	
r total		0.05	r total		0.18	r total		0.07	
Col	D	0.27	Col	D	-	Col	D	0.48	
	Ar	-0.01		Ar	-		Ar	-0.02	
	Hm	0.08		Hm	-		Hm	-0.02	
	Ort	-0.01		Ort	-		Ort	-8x10 ⁻³	
r total		0.32	r total		-	r total		0.43**	
Hm	D	0.39	Hm	D	-0.33	Hm	D	0.12	
	Ar	-0.01		Ar	9x10 ⁻³		Ar	0.02	
	Col	0.05		Col	-		Col	-0.08	
	Ort	-2x10 ⁻³		Ort	-5x10 ⁻⁴		Ort	0.01	
r total		0.44**	r total		0.42	r total		0.08	
Ort	D	0.16	Ort	D	-0.01	Ort	D	-0.09	
	Ar	-0.01		Ar	0.01		Ar	-0.02	
	Col	-0.02		Col	-		Col	0.04	
	Hm	-4x10 ⁻³		Hm	-0.01		Hm	-0.02	
r total		0.11	r total		-0.01	r total		-0.09	

efecto	BP		Diversidad (H')				BR	
	vía	r	efecto	BM vía	r	efecto	vía	r
Ar	D	-0.06	Ar	D	-0.32	Ar	D	0.15
	Col	-0.01		Col	-		Col	-0.02
	Hm	-0.06		Hm	0.08		Hm	-0.01
	Ort	-0.07		Ort	-8×10^{-3}		Ort	-0.23
r total	-0.22	r total	-0.24	r total	-0.10			
Col	D	-0.17	Col	D	-	Col	D	-0.20
	Ar	-7×10^{-3}		Ar	-		Ar	0.01
	Hm	0.24		Hm	-		Hm	0.02
	Ort	0.01		Ort	-		Ort	-0.08
r total	0.07	r total	-	r total	-0.24			
Hm	D	0.40	Hm	D	0.45	Hm	D	0.11
	Ar	0.01		Ar	-0.06		Ar	-0.02
	Col	-0.10		Col	-		Col	-0.04
	Ort	0.09		Ort	0.03		Ort	0.10
r total	0.40	r total	0.42	r total	0.14			
Ort	D	-0.44	Ort	D	0.34	Ort	D	-0.30
	Ar	-0.01		Ar	7×10^{-3}		Ar	0.11
	Col	5×10^{-3}		Col	-		Col	-0.05
	Hm	-0.08		Hm	0.04		Hm	-0.03
r total	-0.53	r total	0.40	r total	-0.28			

Por otro lado, los resultados generales de la diversidad estimada por zona para cada grupo de artrópodos, sugieren diferencias significativas en todos los casos excepto en la diversidad encontrada entre hormigas ($H' = 1.82$) y ortópteros ($H' = 1.91$) en **BM**, en esta misma zona, hemípteros ($H' = 2.32$) y arañas ($H' = 3.39$) tuvieron comunidades más diversas que las hormigas. En la zona **BP**, las comunidades más diversas en comparación con las hormigas ($H' = 2.33$) fueron las de coleópteros ($H' = 2.75$) y arañas ($H' = 2.84$). En el caso de hemípteros ($H' = 1.82$) y ortópteros ($H' = 1.30$), la diversidad fue significativamente menor a la encontrada en la comunidad de hormigas. La comparación de las comunidades de artrópodos encontrados en **BR** sugiere, que la comunidad de hormigas ($H' = 1.96$)

fue la menos diversa en comparación con el resto de los artrópodos considerados en el estudio ($H'_{\text{arañas}} = 3.45$; $H'_{\text{coleópteros}} = 3.38$; $H'_{\text{hemípteros}} = 2.90$; $H'_{\text{ortópteros}} = 2.69$) (Cuadro 10).

Cuadro 10. Comparaciones del índice de diversidad de Shannon (H'), por medio de la prueba de t , para las comunidades de hormigas (Hor), arañas (Ar), coleópteros (Col), hemípteros (Hm) y ortópteros (Ort), registradas para tres zonas de bosque templado. **BP** = bosque primario, **BM** = bosque mixto, **BR** = bosque reforestado. (*) = diferencias significativas.

BP				
Hor	Ar $t_{0.05(2)268.02}=4.0^*$	Col $t_{0.05(2)463.93}=4.2^*$	Hm $t_{0.05(2)386.38}=5.1^*$	Ort $t_{0.05(2)327.19}=9.3^*$
BM				
Hor	Ar $t_{0.05(2)260.93}=18.0^*$	Col -	Hm $t_{0.05(2)204.17}=4.4^*$	Ort $t_{0.05(2)189.4}=0.8$
BR				
Hor	Ar $t_{0.05(2)475.21}=24.8^*$	Col $t_{0.05(2)291.66}=17.5^*$	Hm $t_{0.05(2)326.18}=12.4^*$	Ort $t_{0.05(2)70.03}=7.5^*$

Sólo en dos casos la diversidad de artrópodos por trampa se correlacionó significativamente con la diversidad de especies de hormigas por trampa. Estos fueron los ortópteros en **BP** y las arañas en **BR** (Cuadro 8). No obstante lo anterior, el análisis de sendero, indica que no hay relaciones causales para estos resultados (Cuadro 9).

Discusión

Aunque en México se ha notado un avance considerable en el conocimiento sobre las hormigas (Vásquez-Bolaños, 2011), particularmente en zonas templadas, hay poca información disponible sobre la riqueza y diversidad de especies. En la

región donde se realizó el estudio no hay información que permita hacer una comparación de los resultados, a pesar de formar parte de zonas prioritarias de conservación, como la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM) y santuarios de protección de bosques y agua como la presa Brockman-Villa Victoria (List *et al.*, 2009). Así, los resultados se presentan como novedades faunísticas para la región. En comparación con estudios realizados en otras partes del mundo en biomas relativamente similares, la riqueza de especies aquí presentada es mayor a lo estimado por Lessard *et al.* (2009) con 17 especies para un bosque mixto de robles. Además, aunque con el mismo número de especies ($S = 34$), la abundancia registrada es mucho mayor a lo que otros autores han cuantificado (Castro-Delgado *et al.*, 2008) y posiblemente la diversidad aumentaría al añadir métodos de colecta adicionales y/o incrementar el esfuerzo de muestro espacial y temporal. Al respecto Lubertazzi y Tschinkel (2003), encontraron de 25 a 46 especies en trampas de caída, de un total de 72 especies, utilizando técnicas adicionales de muestreo, lo que sería de utilidad para coleccionar aquellas especies que por sus hábitos no pueden ser capturadas por las trampas. Por ejemplo, se ha observado que las diferencias fisonómicas de las especies de árboles, además de promover una mayor complejidad estructural y alterar la distribución de plantas con exudados palatables, puede promover la especialización de las hormigas del dosel, incrementando así la diversidad regional (Yanoviak y Kaspari, 2000; Lubertazzi y Tschinkel, 2003). Esto puede ser particularmente importante para la zona **BP**, que fue la de mayor complejidad estructural y con una gran cantidad de plantas epifitas.

Por otro lado, los resultados sugieren que las comunidades de hormigas son diferentes entre sí y por consiguiente particulares a cada zona de estudio independientemente de la estacionalidad, en **BP** fueron registradas especies arborícolas de *Crematogaster*, asociadas a ambientes conservados, mientras que en **BM** y **BR** fueron más abundantes especies antropofílicas de *Camponotus* y *Solenopsis*. De esta manera se infiere que las comunidades han respondido sensiblemente al cambio en la cobertura vegetal, como ha sido reportado en otros estudios (Rivera y Armbrecht, 2005), aunque los resultados, no concuerdan completamente con lo observado en zonas sujetas a manejo forestal. Watt *et al.* (2002), encontraron una riqueza mayor en zonas de bosque con corte parcial que en zonas completamente cortadas, aunque sin diferencias en la composición de especies. En **BR**, la zona con mayores modificaciones y escasa cobertura arbórea, fue observada una mayor abundancia de hormigas, pero además, valores altos en riqueza y diversidad, sin contar que la composición de las especies fue diferente.

Las hormigas han sido consideradas bioindicadores adecuados para la evaluación del estado de conservación o de perturbación de un hábitat y parte de esta bondad, es el hecho de que la riqueza está estrechamente correlacionada con la diversidad y la abundancia de otros taxa, pero también con los patrones de recolonización de zonas perturbadas (Andersen y Majer, 2004). Los resultados resaltan la importancia de estas relaciones, al identificar en algunos casos, las probables razones causales de las mismas, que además, pueden depender de las condiciones ambientales y de las interacciones ecológicas y no sólo de las

razones matemáticas que se observan en las regresiones o correlaciones. En el presente estudio, la significancia de las relaciones causales dependió, por un lado, de la zona de bosque y por otro de sí era correlacionada la abundancia, la riqueza y la diversidad. En el caso de la abundancia, la cantidad de hormigas capturadas se correlacionó significativamente con escarabajos en **BP**, y escarabajos y arañas en **BR**. Los resultados del análisis de sendero, indican razones causales significativas principalmente por la vía directa. Sólo la riqueza de morfoespecies de hemípteros en **BP** y coleópteros en **BR**, tuvo una relación causal directa y significativa con la riqueza de especies de hormigas y a pesar de que hubo correlaciones significativas, no necesariamente esto significó una relación causal, lo que fue particularmente observado en **BM** con arañas y hemípteros. El hecho de que hormigas y arañas sean depredadores, las relaciones antagónicas como la competencia y la depredación intragremio, pueden estar influyendo en los resultados observados (Moya-Laraño y Wise, 2007). En el caso de los hemípteros y coleópteros a nivel de familia, se han identificado grupos estrechamente vinculados con las hormigas y que fueron registrados en las zonas de estudio (ver anexo 1). Schuh y Slater (1995) mencionan a Cydnidae, Lygaeidae, Miridae y Nabidae como hemípteros asociados con hormigas ya sea como depredadores o bien como imitadoras de hormigas, además de Membracidae, donde algunas especies son atendidas por éstas. Por parte de los escarabajos, en las zonas de trabajo, se han reconocido familias como Pselaphidae, asociadas a los nidos de las hormigas y que se alimentan de las regurgitaciones de sus hospederos (Cammaers, 2001) o bien, se reporta únicamente la presencia de escarabajos en

los hormigueros, como parte de su diagnosis, tal es el caso de Leptodiridae, Nitidulidae y Scydmaenidae (Arnett *et. al.*, 1980) y subfamilias de Staphylinidae, estrechamente relacionadas con hormigas, como Osoneriinae y Staphylininae (Newton, 1990; Navarrete-Heredia *et al.*, 2002).

Las comunidades de hormigas pueden reflejar lo que sucede con comunidades de otros taxa, cuando ocurren cambios en el ambiente. Las arañas y escarabajos presentaron correlaciones estadísticamente significativas con sustento causal en dos de las tres zonas de bosque estudiadas **BP** y **BR**. En **BM**, no se presentaron relaciones causales de las correlaciones, es probable que la forma en la que se ha llevado a cabo la reforestación, ejerza un efecto en cascada que modifique la estructura de la vegetación y altere las relaciones ecológicas de los consumidores. En esta zona, los árboles de *C. lindleyi* han sido plantados tan cerca unos de otros que se han notado cambios a nivel del suelo, por mencionar, no hay cobertura de hojarasca ni crecimiento de herbáceas, además el suelo se nota compactado y carente de humedad. Lo anterior ha promovido la desaparición de taxa importantes entre los que se encuentran los escarabajos, afectando procesos funcionales del ecosistema, como el reciclaje de la materia, la descomposición, la herbivoría y la depredación, entre otros (Lassau *et al.*, 2005).

Conclusiones

El cambio en la cobertura vegetal a través de la reforestación ha ejercido un efecto importante que se refleja en la estructura, la composición y la riqueza de especies de las comunidades de consumidores. En este caso, las hormigas presentan

comunidades diferentes en cada zona de bosque, lo que sugiere condiciones del hábitat relativamente diferentes. Bajo esta situación las hormigas pueden ser organismos bioindicadores del cambio en la cobertura vegetal a través de la reforestación, dado que la correlación entre abundancia y riqueza de especies, no sólo es significativa matemáticamente, sino también causalmente. En este sentido, sólo tres taxa: arañas, escarabajos y hemípteros presentaron estos resultados y sólo dos (arañas y escarabajos), en dos de las tres zonas de bosque (**BP** y **BR**).

La forma en la que se ha llevado a cabo la reforestación ha afectado de manera diferencial a las comunidades de consumidores, por ejemplo en **BR**, la reforestación ha promovido una alta diversidad y abundancia de artrópodos, mientras que en **BM**, han desaparecido grupos de plantas (herbáceas y epífitas) y además, la presencia de los escarabajos, no fue registrada, lo que indica efectos importantes sobre las interacciones ecológicas que promueven la funcionalidad de los ecosistemas.

Literatura consultada

- Alonso L.E., D. Agosti. 2000. Biodiversity studies monitoring and ants: an overview. *In* Agosti D., J.D. Majer, L.E. Alonso, T.R. Schultz (eds.). *Ants standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution, United States of America. 1-8.
- Andrew N., L. Rodgerson, A. York. 2000. Frequent fuel- reduction burning: the role of logs and associated leaf litter in the conservation of ant biodiversity. *Austral Ecology* 25: 99-107.

- Andersen A.N., J.D. Majer. 2004. Ants show the way down under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 291-298.
- Andersen A.N., B.D. Hoffmann, W.J. Muller, A.D. Griffiths. 2002. Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. *Journal of Applied Ecology* 38: 8-17.
- Andersen A.N., A. Fisher, B.D. Hoffmann, J.L. Read, R. Richards. 2004. Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangelands, with particular reference to ants. *Austral Ecology* 29: 87-92.
- Arnett R.H., N.W. Downie, H.E. Jaques. 1980. *How to know the beetles* 2nd edition. WCB-McGraw-Hill, United States of America.
- Bestelmeyer B.T., D. Agosti, L.E. Alonso, C.R.F. Brandao, W.L. Brown Jr., J.H.C. Delabie, R. Silvestre. 2000. Field techniques for study of ground-dwelling ants: an overview, description and evaluation. *In* Agosti D., J. D. Majer, L.E. Alonso, T.R. Schultz (eds.). *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*, Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.. 122-144.
- Bestelmeyer B.T., J.A. Wiens. 2001. Ant biodiversity in semiarid landscape mosaics: the consequences of grazing vs. natural heterogeneity. *Ecological Applications* 11: 1123-1140.
- Bland R.G., H.E. Jaques. 1978. *How to know the insects* 3rd edition. WCB-McGraw-Hill, United States of America.
- Calderón de Rzedowski G., J. Rzedowski. 2004. *Manual de malezas de la región*

de Salvatierra, Guanajuato. Instituto de Ecología A.C., México.

Cammaers R. 2001. Behavioural interactions between the ant *Lasius flavus* (Formicidae) and the Myrmecophilous beetle *Claviger testaceus* (Pselaphidae). Interactions with the reproductives and the brood. Relations of the beetle with insect cadavers and congeners found inside the nest. *Belgian Journal of Entomology* 3: 213-265.

Castro-Delgado S., C. Vergara-Cobian, C. Arellano-Ugarte. 2008. Distribución de la riqueza, composición taxonómica y grupos funcionales de hormigas del suelo a lo largo de un gradiente altitudinal en el refugio de vida silvestre Laquipampa, Lambayeque-Perú. *Ecología Aplicada* 7: 89-103.

Cornejo-Tenorio G., A. Casas, B. Farfán, J.L. Villaseñor, G. Ibarra-Manríquez. 2003. Flora y vegetación de las zonas núcleo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 73: 43-62.

Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Espinoza-García F., J. Sarukhan. 1997. Manual de malezas del valle de México. UNAM; Fondo de Cultura Económica. México.

Fontana P., F.M. Buzzetti, R. Mariño-Pérez. 2008. Chapulines, langostas, grillos y esperanzas de México. Guía fotográfica. WBA Handboks 1., Italia.

García E. 1996. Diversidad climático vegetal en México. *En* Llorente-Bousquets J., A.N. García A., E. González S. (eds.). Biodiversidad, taxonomía y

biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento. CONABIO-UNAM, México. 15-25.

Greenland S. 2000. Causal analysis in the health sciences. *Journal of the American Statistical Association* 95: 286-289.

Guzmán-Mendoza R., J.A. Zavala-Hurtado. 2005. Productividad y diversidad, una relación rota entre hormigas (Hymenoptera: formicidae) y el valle semiárido de Zapotitlán Salinas, Puebla. *Entomología Mexicana* 4: 229-233.

Hammer Ø., D.A.T. Harper, P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm. Consulta, noviembre 2011.

Hodkinson I.D., J.K. Jackson. 2005. Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management* 35: 649-666.

Jennings D.E., J.J. Krupa, T.R. Raffel, J.R. Rohr. 2010. Evidence for competition between carnivorous plants and spiders. *Proceedings of Royal Society B* 277: 3001-3008.

Kaspari M. 2003. Introducción a la ecología de las hormigas. *En* Fernández F. (ed.). *Introducción a las Hormigas de la región Neotropical*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia. 97-112.

- Kaston B.J. 1972. How to know the spiders 3rd edition. WCB-McGraw-Hill, United States of America.
- Lassau S.A., D.F. Hochuli, G. Cassis, C.A.M. Reid. 2005. Effects of habitat complexity on forest beetle diversity: do functional groups respond consistently?. *Diversity and Distributions* 11: 73-82.
- Lessard J.P., R.R. Dunn, N.J. Sanders. 2009. Temperature-mediated coexistence in temperate forest ant communities. *Insectes Sociaux* 56: 149-156.
- List R., M.J. Muñozcano Quintanar, J.L. De la Peña. 2009. Áreas naturales protegidas. *En* Ceballos G., R. List, G. Garduño, R. López-Cano, M.J. Muñozcano Quintanar, E. Collado, J.E. San Román (eds.). La diversidad biológica del Estado de México. Colección Mayor, Gobierno del Estado de México, México. 339-350.
- Longino J.T., J. Coddington, R.K. Colwell. 2002. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. *Ecology* 83: 689-702.
- Lubertazzi D., W.R. Tschinkel. 2003. Ant community change across a ground vegetation gradient in north Florida's longleaf pine flatwoods. *Journal of Insects Science* 21:1-17.
- Ludwing J.A., J.F. Reynolds. 1988. *Statistical ecology: A primer on methods and computing*. Wiley and Sons, Hoboken, New Jersey.
- Mackay W., E. Mackay. 2005. The ants of North America. <http://www3.utep.edu/leb/antgenera.htm>. Consulta, enero 2011.

- McAleece N. 1997. Biodiversity Professional Beta. Version 2.0. The Natural History Museum and The Scottish Association For Marine Science, Oban, Scotland, U.K.
- Moya-Laraño J., D.H. Wise. 2007. Direct and indirect effects of ants on a forest-floor food web. *Ecology* 88: 1454-1465.
- Navarrete-Heredia J.L., A.F. Newton, M.K. Thayer, J.S. Ashe, D.S. Chandler. 2002. Guía ilustrada para los géneros de Staphylinidae (Coleoptera) de México. Universidad de Guadalajara y CONABIO, México.
- Newton A.F. 1990. *Myrmelibia*, a new genus of myrmecophile from Australia, with a generic review of australian Osoriinae (Coleoptera: Staphylinidae) *Invertebrate Taxonomy* 4: 81-94.
- Pake C. E., L. Venable. 1996. Seed banks in desert annuals: implications for persistence and coexistence in variable environments. *Ecology* 77: 1427-1435.
- Rivera L., I. Armbrrecht. 2005. Diversidad de tres gremios de hormigas en cafetales de sombra, de sol y bosques de Risaralda. *Revista Colombiana de Entomología* 31: 89-96.
- Sanders N.J., J. Moss, D. Wagner. 2003. Patterns of ant species richness along elevational gradients in an arid ecosystem. *Global Ecology and Biogeography* 12: 93-102.
- Sarmiento-M. C.E. 2003. Metodologías de captura y estudio de las hormigas. *En* Fernández F. (ed.). *Introducción a las hormigas de la región neotropical*.

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia. 201-210.

Schuh RT., J.A. Slater. 1995. True bugs of the world (hemiptera: heteroptera) classification and natural history. Cornell University Press, New York.

Vásquez-Bolaños M. 2011. Lista de especies de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) para México. *Dugesiana* 18: 95-133.

Watt A.D., N.E. Stork, B. Bolton. 2002. The diversity and abundance of ants in relation to forest disturbance and plantation establishment in southern Cameroon. *Journal of Applied Ecology* 39: 18-30.

Wootton J.T. 1994. The nature and consequences of indirect effects in ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 25: 443-466.

Whitmore C., R. Slotow, T.E. Crouch, A.S. Dippenaar-Schoeman. 2002. Diversity of spiders (Araneae) in a savanna reserve, northern province, South Africa. *The Journal of Arachnology* 30: 344-356.

Yanoviak S.P., M. Kaspari. 2000. Community structure and the habitat templet: ants in the tropical forest canopy and litter. *Oikos* 89: 259-266.

Zar J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4th ed. Prentice Hall, New Jersey.

Anexo 1.

Listado de presencia ausencia de artrópodos identificados a nivel de familia y subfamilia (para Staphylinidae) registrados en las zonas de estudio. **BP**= bosque primario, **BM**= bosque mixto, **BR**= bosque reforestado.

Orden/Clase	Familia/subfamilia	BP	BM	BR
Araneae	Araneidae		x	
	Agelenidae	x	x	x
	Antrodiaetidae	x		x
	Clubionidae	x	x	X
	Dipluridae	x	x	X
	Gnaphosidae	x	x	X
	Hahniidae	x	x	X
	Homalonychidae	x	x	
	Linyphiidae	x	x	X
	Lycosidae		x	X
	Pholcidae	x		
	Pisauridae	x	x	x
	Salticidae	x		x
	Tetragnathidae			x
	Theraphosidae		x	
	Theridiidae	x	x	x
	Thomisidae	x	x	x
Orthoptera	Acrididae		x	x
	Anostostomatidae	x	x	
	Gryllacrididae	x	x	x
	Gryllidae	x	x	x
	Pyrgomorphidae			x
	Stenopelmatidae		x	
	Xyronotidae	x	x	x
Hemiptera	Aradidae	x	x	x
	Cicadellidae	x	x	x
	Cimicidae			x
	Cydnidae	x		x
	Delphacidae	x		x
	Fulgoridae			x
	Lygaeidae	x	x	x
	Membracidae		x	
	Miridae	x		
	Nabidae	x	x	x
	Reduviidae	x	x	
	Rhopalidae			x
Tingidae			x	
Coleoptera	Anthicidae			x
	Anobiidae			x
	Bruchidae			x
	Carabidae	x		x
	Chrysomelidae	x		x
	Clambidae			x
	Cleridae	x		

Cucujidae		x
Curculionidae	x	x
Dermestidae	x	x
Dryopidae		x
Elateridae	x	
Histeridae	x	
Lagriidae	x	x
Leiodidae	x	
Leptodiridae	x	
Mordellidae	x	
Mycetophagidae	x	
Nitidulidae	x	
Pedilidae	x	
Phalacridae	x	
Pselaphidae	x	x
Scaphidiidae	x	x
Scydmaenidae		x
Staphylinidae		
Aleocharinae	x	x
Osoriinae	x	x
Staphylininae	x	x
Steninae	x	
Tachyporinae	x	x
Tenebrionidae		x



Variación trófica en las comunidades de artrópodos en un gradiente de disturbio en bosques templados del centro de México



Capítulo VI.

**Variación trófica en las comunidades de artrópodos en un gradiente de
disturbio en bosques templados del centro de México**

Resumen: Los artrópodos además de ser un grupo abundante y diverso, desempeñan papeles funcionales importantes dentro de los ecosistemas terrestres, llegando incluso a estructurar paisajes. Los gremios tróficos pueden ser un indicador de funcionalidad, el trabajo de campo consistió en capturar artrópodos con trampas de caída a lo largo de tres paisajes de bosque templado, con diferente grado de reforestación (desde bosque primario o conservado hasta un bosque completamente reforestado). Los organismos capturados fueron organizados por gremios de acuerdo a los hábitos alimenticios reportados en la literatura. Los resultados muestran valores altos en cuanto a la abundancia y riqueza taxonómica, en la zona de bosque reforestado. Sin embargo, los valores de riqueza funcional de las comunidades de artrópodos fueron mayores en las zonas intermedia y conservada del bosque. La evidencia de la redundancia funcional aunada a la extirpación de taxa, sugiere un papel importante de ésta en la compensación funcional del ecosistema. No obstante, es necesario explorar alternativas metodológicas, de análisis y propuestas teóricas para entender la riqueza funcional y su importancia como herramienta de monitoreo ambiental.

Palabras clave: diversidad funcional, servicios ecosistémicos, deforestación, gremios tróficos.

Abstract: The arthropods are a group abundant and diverse. Also they can perform important functional roles in terrestrial ecosystems. Taking into account that trophic guilds can be a functionality indicator, the field work consisted on catching arthropods by pitfall traps along tree temperate forest landscapes, with different disturbing level due to reforestation (since a primary or native forest to completely reforested forest). The organisms caught were classified into guilds according to feeding habits recorded on literature. The results showed high values of abundance and taxonomic richness in the reforested forest zone. However, the functional diversity values of arthropod communities were higher in intermediate and conserved forest zones. The evidence of functional redundancy besides removal of taxa suggest an important role of it on ecosystem's functional compensation. Nevertheless, it is necessary to explore methodological alternatives about analysis and theoretical proposals in order to understand the functional richness and its importance as environmental monitoring tool.

Key words: functional diversity, ecosystem services, deforestation, trophic guilds.

Introducción

Se ha sugerido que la cobertura y riqueza de especies vegetales, es un indicador de diversidad a diferentes niveles del ecosistema, de manera que un bosque rico en especies y espacialmente complejo, puede contener más especies de consumidores primarios y secundarios que uno con menos diversidad vegetal y poca estructura espacial (Siemann *et al.*, 1998; Purvis y Hector, 2000). Lo anterior ha sido observado en artrópodos como arañas (Hatley y Macmahon, 1980; Corcuera *et al.*, 2008), hormigas (Bestelmeyer y Wiens, 1996) y ortópteros (Saha *et al.*, 2011). Las interacciones entre los consumidores y los productores primarios influyen notablemente sobre la estructura física del hábitat y las propiedades funcionales y ecosistémicas del ambiente, tales como los flujos de masa y energía (Jones *et al.*, 1997; Naeem *et al.*, 1999; Fukami y Morin, 2003).

Numerosos estudios han reconocido que los artrópodos tienen un papel funcional importante dentro de los ecosistemas terrestres. Desempeñan servicios ecosistémicos esenciales, como la polinización, el reciclaje y la descomposición de la materia y, actúan en distintos niveles tróficos, ya sea como herbívoros, frugívoros, depredadores, etc. (Brown *et al.*, 2001; Heemsbergen *et al.*, 2004; Hodkinson y Jackson, 2005; Lassau *et al.*, 2005; Iannacone y Alvariño, 2006; Schmidt y Roland 2006; Varela *et al.*, 2007). Se ha registrado la influencia que tienen ciertos grupos sobre la composición, distribución y abundancia de plantas arbustivas y la presión que ejercen sobre la comunidad de plantas anuales (Mull y MacMahon 1997; Zavala-Hurtado *et al.*, 2000), lo que repercute en la productividad primaria y la estructura del paisaje. La sensibilidad de las

poblaciones de artrópodos a los cambios ocurridos a un nivel micro-ambiental, puede reflejar condiciones de heterogeneidad a escalas finas del hábitat en donde otros grupos, como los vertebrados, no necesariamente ofrecen respuestas claras (Mattoni *et al.*, 2000; Kaczmarek *et al.*, 2011). Todas estas características sugieren que estos organismos son herramientas útiles para evaluar estrategias de manejo, así como del estado de conservación o perturbación de los ecosistemas terrestres (Kremen *et al.*, 1993; Work *et al.*, 2002; Huberty y Denno, 2004 y Gove *et al.*, 2009).

A pesar de lo anterior, el uso de artrópodos como organismos de monitoreo ambiental puede ser limitado debido a la gran cantidad de especies estimadas a nivel mundial (Ødegaard, 2000; Hamilton *et al.*, 2010) y que países como México, no tienen inventarios completos (León-Cortés *et al.*, 2005). El número de especialistas, más el tiempo requerido para identificar a nivel de especie, sumado a que se tienen huecos en el conocimiento biológico básico de muchas especies, hace más significativo el problema. Para resolver las limitantes señaladas, se ha sugerido el uso de morfoespecies (Oliver y Beattie, 1995) y el uso de taxa de alto rango como, género, tribu y familia (Martín-Piera, 2000). El uso de niveles taxonómicos altos, hace posible ordenar los datos en grupos funcionales basados en la ecología de la alimentación a nivel de familia o subfamilia, lo que puede ser útil para detectar cambios sobre la función del ecosistema (Grimbacher *et al.*, 2008).

Es indudable que el funcionamiento de los ecosistemas cambia de acuerdo a la identidad de las especies que los conforman y que a su vez, las comunidades

pueden llegar a ser alteradas al modificarse el paisaje (Martínez-Ramos, 2008). Considerando que las interacciones tróficas pueden permitir agrupar a las especies de acuerdo a similitudes en la utilización y explotación de los recursos, la herramienta de los gremios tróficos puede ser una aproximación de la diversidad funcional (Simberloff y Dayan, 1991). De esta forma, se planteó la pregunta ¿bajo qué condiciones de reforestación se mantienen o modifican significativamente las comunidades de artrópodos organizadas por gremios tróficos? En el extremo final de un gradiente de disturbio, se estableció la hipótesis de que los bosques completamente reforestados pueden presentar redundancia y poca diversidad funcional. Así, el objetivo del presente trabajo fue evaluar y comparar la diversidad taxonómica y funcional organizada en grupos alimenticios de las comunidades de artrópodos en ambientes contrastantes en cuanto a conservación vegetal en dos estaciones diferentes del año.

Materiales y métodos

Zonas de muestreo: Fue seleccionada una región de bosque templado del centro de México, cercana a la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM) y al Santuario de Protección de Bosques y Agua Presa Brookman-Villa Victoria, donde se obtuvieron tres puntos que reflejaron un gradiente de perturbación. La zona de bosque conservado, se caracterizó con elementos en el estrato arbóreo de pinos (*Pinus* spp.), encinos de tres especies (*Quercus rugosa* Née, *Q. crassipes* Humb. & Bonpl. y *Q. laurina* Humb. & Bonpl.) y otras especies de árboles como *Alnus* sp. y *Arbutus xalapensis* Kunth. Además, se encontraron especies en el estrato

arbustivo-herbáceo consideradas nativas y registradas en la zona núcleo de la RBMM, como *Gomphrena serrata* L., *Echeveria secunda* Booth ex Lindl. y *Geranium lilacinum* R. Knuth, entre otras (Cornejo-Tenorio, 2003), esta zona se denominó: bosque primario (**BP**, 2908 msnm, 19° 45' 48"N, 99° 59' 20"O). La zona intermedia del gradiente (**BM**, 2738 msnm, 19° 43' 06"N, 100° 05' 38"O) fue un lugar con árboles de pino (*Pinus* spp.) y especies de encino (*Q. rugosa* y *Q. crassipes*) en el estrato arbóreo, pero además con árboles de *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex. Endl., producto de la reforestación, en el estrato arbustivo-herbáceo fueron reconocidas especies nativas a la RBMM, y especies consideradas ruderales como *Zinnia haageana* Regel (Calderón de Rzedowski y Rzedowski, 2004) o introducidas como *Medicago polymorpha* L. (López-Pérez *et al.*, 2011). El extremo final del gradiente: zona de bosque reforestado (**BR**, 2908 msnm, 19° 45' 48"N, 99° 59' 20"O), fue una zona completamente modificada por la reforestación con *C. lindleyi*, la mayor parte de las especies del estrato arbustivo-herbáceo fueron especies indicadoras de disturbio como *Cuphea wrightii* var. *wrightii* Gray, *Bouteloua curtipendula* Michx. y *Urochloa plantaginea* Link (Espinoza-García y Sarukan, 1997; Calderón de Rzedowski y Rzedowski, 2004; López-Pérez *et al.*, 2011).

Recolecta, identificación taxonómica y de hábitos alimenticios: fueron colocadas 96 trampas de caída durante la época de secas (enero-marzo 2009) y 96 más en la temporada de lluvias (agosto-septiembre 2009). Estas trampas fueron repartidas en 32 por zona de trabajo y fueron modificadas de manera que pudieran soportar

un pequeño atrayente hecho a base de avena y miel. Al colocarlas a nivel de suelo se trató de no perturbar las condiciones cercanas a la trampa y para minimizar los efectos del trampeo, se dejaron tapadas durante 72 hr., transcurrido ese tiempo, las trampas fueron abiertas por 42 hrs. Todos los organismos capturados fueron lavados con agua de la llave y sacados de las trampas utilizando una modificación de la técnica de flotación de Pake y Venable (1996), ésto permitió obtener artrópodos muy pequeños por debajo de los 0.3 cm y separarlos claramente del detritus. Los organismos encontrados fueron colocados en viales con alcohol al 70% e identificados a nivel de familia utilizando las claves de Kaston (1972) para arañas; Arnett *et al.* (1980) y Navarrete-Heredia *et al.* (2002) para escarabajos, ésta última permitió identificar las subfamilias de Staphylinidae; Bland y Jaques (1978) para hemípteros, Bland y Jaques (1978) y Fontana *et al.* (2008) para ortópteros, y finalmente Mackay y Mackay (2005) para las especies de Formicidae. Los grupos alimenticios fueron categorizados con base en los hábitos alimenticios de los artrópodos considerados, fueron definidos en función de la diagnosis establecida en las claves o bien, a través de lo reportado en la bibliografía, como se ha realizado en otros estudios (Schmidt y Roland 2006; Varela *et al.* 2007, Flynn *et al.* 2009).

Análisis estadístico: Con la finalidad de aminorar la variabilidad en la distribución, los datos de abundancias de los artrópodos capturados fueron transformados a $\sqrt{n+0.5}$ (Zar, 1999). Además, como es el caso de algunos artrópodos, como las hormigas, los datos son susceptibles a estar influenciados por la agrupación y los

hábitos de distribución (Longino *et al.*, 2002). Una vez hecha la transformación, el número de individuos de cada especie o familia fue dividido entre el número de categorías alimenticias a las que pertenecieron, de acuerdo a lo reportado en la literatura. Posteriormente, los datos organizados por categoría fueron comparados mediante el análisis de varianza no paramétrica de Kruskal-Wallis, debido a que muchas categorías tuvieron menos de cinco datos. En caso de diferencias significativas, se utilizó la prueba de LSD de Fisher de comparaciones múltiples, que es considerado un análisis adecuado para grupos con diferente tamaño de muestra (Gamst *et al.*, 2008). Las pruebas se realizaron con el programa estadístico Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2011). Las categorías con menos de cinco datos en cada zona fueron excluidas del análisis y en su defecto se aplicó la prueba no paramétrica de Wilcoxon.

La diversidad de los grupos alimenticios se estimó mediante el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), el índice de equitatividad de Pielou (J') y la dominancia de Simpson ($1/\lambda$) (Ludwing y Reynolds, 1988; Varela *et al.*, 2007). El índice de Shannon-Wiener, permitió la comparación estadística entre sitios para cada estación, mediante la prueba de t modificada por Hutchenson (Zar, 1999). Estos análisis fueron realizados con los programas Biodiversity pro ver 2.0 (McAleece, 1997) y PAST (Hammer *et al.*, 2001). Finalmente, se realizó un análisis de discriminantes (AD) con la finalidad de observar diferencias máximas entre los grupos funcionales y las zonas de estudio con respecto a la estacionalidad, esta prueba se realizó con el programa Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2011).

Resultados

Abundancia de los grupos alimenticios en lluvias.

En todo el estudio, fueron reconocidas 22 categorías ecológicas alimenticias distribuidas en 17 familias de arañas, siete familias de Orthoptera, 14 familias de Hemiptera, 25 familias y cinco subfamilias de Coleoptera, cinco subfamilias de Formicidae, con 34 especies identificadas (Cuadro 1, Anexo 1).

Cuadro 1. Cantidad (n, prom., E.E.) de los grupos alimenticios identificados durante la temporada de lluvias y secas en tres zonas de bosque contrastantes en cuanto a la conservación de la cobertura vegetal. **BP** = bosque primario, **BM** = bosque mixto, **BR** = bosque reforestado, ca = cazadoras al acecho, ce= cazadoras por emboscada, co = coprófagos, cr = carroñeros, crt = constructoras de redes de túnel, cte = constructoras de redes espaciales, cto = constructoras de redes espaciales, cts = constructoras de telas sabanas, d = depredadores, f = frugívoros, gd = generalistas detritívoros, gr = granívoros, h = herbívoros, hd = ambrosía, hf = hematófagos, hg = micófagos, mdp = saprofágos, nc= nectarívoros, om = omnívoros, s = succionadores de sabia, vf = vagabundas de follaje vs = Vagabundas de suelo. Los números entre paréntesis señalan la cantidad de datos disponibles. Datos no transformados.

Grupo alimenticio	Lluvias			Secas		
	BP	BM	BR	BP	BM	BR
ca	4, 0.1, 0.1 (4)	1, 0.03, 0.1 (1)	11, 0.3, 0.2 (6)	-	1, 0.03, 0.1 (1)	1, 0.03, 0.1 (1)
ce	45, 1.4, 0.2 (17)	13, 0.4, 0.1 (10)	26, 0.9, 0.4 (11)	4, 0.1, 0.1 (4)	2, 0.07, 0.1 (2)	15, 0.4, 0.2 (8)
co	4.6, 0.1, 0.1 (11)	-	5, 0.1, 0.1 (11)	0.6, 0.0 2, 0.1 (1)	-	-
cr	91.3, 2.9, 0.4 (23)	133.7, 4.3, 0.8 (22)	691.4, 24.6, 1.2 (28)	30.1, 1.1, 0.5 (12)	77.0, 2.7, 0.7 (15)	373.2, 12.0, 0.6 (29)
crt	-	1, 0.03, 0.1 (1)	2, 0.07, 0.1 (2)	2, 0.07, 0.1 (2)	-	-
cte	11, 0.3, 0.2 (7)	2, 0.06, 0.2 (1)	-	-	1, 0.03, 0.1 (1)	1, 0.03, 0.1 (1)
cto	-	1, 0.03, 0.1 (1)	-	-	-	1, 0.03, 0.1 (1)
cts	49, 1.5, 0.1 (28)	44, 1.4, 0.2 (23)	52, 1.8, 0.2 (22)	19, 0.7, 0.2 (13)	32, 1.1, 0.2 (17)	42, 1.3, 0.2 (18)
d	217.1, 7.0, 0.3 (31)	109.0, 3.5, 0.8 (25)	808.7, 28.8, 1.1 (28)	45.3, 1.7, 0.2 (23)	63.5, 2.2, 0.7 (12)	265.2, 8.5, 0.3 (30)

f	-	-	4, 0.1, 0.1 (5)	3, 0.1, 0.2 (2)	-	4, 0.1, 0.1 (4)
gd	54.1, 1.7, 0.2 (26)	-	17, 0.6, 0.1 (14)	7, 0.2, 0.1 (11)	-	6, 0.1, 0.1 (6)
gr	4.6, 0.1, 0.1 (8)	82.2, 2.6, 0.2 (18)	321, 11.4, 1 (25)	12.7, 0.4, 0.1 (19)	12.2, 0.4, 0.1 (11)	86.2, 2.7, 0.4 (26)
h	39.3, 1.2, 0.1 (27)	49.3, 1.5, 0.2 (19)	83, 2.9, 0.2 (23)	23, 0.8, 0.2 (13)	16, 0.5, 0.2 (10)	48.5, 1.5, 0.2 (22)
hd	10.8, 0.3, 0.1 (11)	97.7, 3.1, 0.9 (21)	1184.5, 42.3, 0.9 (28)	11.8, 0.4, 0.2 (13)	61.3, 2.1, 0.7 (12)	598.9, 19.3, 0.8 (31)
hf	-	0.5, 0.01, 0.1 (1)	-	1, 0.03, 0.1 (1)	-	1, 0.03, 0.1 (1)
hg	134.3, 4.3, 0.3 (31)	25.5, 0.8, 0.4 (9)	42, 1.5, 0.2 (21)	4, 0.1, 0.1 (5)	0.5, 0.01, 0.1 (1)	4.5, 0.1, 0.1 (7)
mdp	54.8, 1.7, 0.4 (23)	25.5, 0.8, 0.4 (9)	-	-	0.5, 0.01, 0.1 (1)	1.5, 0.04, 0.1 (2)
nc	-	-	-	0.7, 0.02, 0.1(1)	-	1, 0.03, 0.1 (2)
om	98, 3.1, 0.3 (28)	40.3, 1.3, 0.2 (20)	7, 0.2, 0.1 (11)	64.6, 2.4, 0.3 (18)	37, 1.3, 0.2 (13)	7, 0.2, 0.1 (6)
s	9.6, 0.3, 0.2 (8)	3, 0.09, 0.1 (4)	28.6, 1.0, 0.3 (12)	27.8, 1.0, 0.1 (20)	89, 3.1, 0.4 (16)	187.6, 6.0, 0.4 (26)
vf	10, 0.3, 0.1 (8)	14, 0.4, 0.2 (8)	90, 3.2, 0.2 (23)	5, 0.1, 0.2 (4)	19, 0.6, 0.2 (9)	17, 0.5, 0.2 (10)
vs	2, 0.06, 0.1 (2)	21, 0.6, 0.2 (11)	127, 4.5, 0.3 (26)	-	8, 0.2, 0.1 (7)	5, 0.1, 0.2 (2)

Las categorías alimenticias identificadas durante las lluvias, mostraron diferencias significativas en prácticamente todos los casos, excepto para las arañas constructoras de telas sabanas (Agelenidae, Hahniidae y Linyphiidae), que no mostraron diferencias significativas entre **BP** (n = 49, prom. = 1.7 E.E. = 0.1), **BM** (n = 42, prom. = 1.9 E.E. = 0.1) y **BR** (n = 54, prom. = 2.3 E.E. = 0.2). Las zonas de bosque **BP** y **BR**, mostraron abundancias importantes en algunos

grupos. Por ejemplo en **BP**, fueron abundantes las arañas Antrodiaetidae, Pisauridae y Thomisidae, cazadoras por emboscada (ce) ($n = 45$, prom. = 2.6 E.E. = 0.1), los insectos micófagos (hg), como Aleocharinae, Nitidulidae y Aradidae ($n = 134.3$, prom. = 4.3 E.E. = 0.3) y los omnívoros (om), principalmente Gryllacrididae ($n = 98$, prom. = 3.5 E.E. = 0.3). Además en esta zona se registró la presencia de un grupo que no se observó en ninguna zona, las arañas constructoras de telas espaciales (cte) como Pholcidae y Theridiidae.

En el bosque reforestado (**BR**), los grupos más abundantes fueron ambrosía (hd) ($n = 1193.1$, prom. = 41.1 E.E. = 0.9), depredadores (d) ($n = 816.3$, prom. = 28.1 E.E. = 1.1), carroñeros (cr) ($n = 699.9$, prom. = 24.1 E.E. = 1.1), granívoros (gr) ($n = 328.3$, prom. = 12.6 E.E. = 1.0), herbívoros (h) ($n = 86$, prom. = 3.5 E.E. = 0.2) y arañas vagabundas de follaje (vf) ($n = 92$, prom. = 2.9 E.E. = 0.2). Algunos taxa fueron registrados en más de un grupo alimenticio, como (cr, d, hd) en el caso de *Camponotus* sp. 2 y (cr, d, gr, hd) para *Pheidole* sp. 1. Otros taxa importantes dentro de los grupos alimenticios abundantes fueron Aleocharinae (d, hg), Carabidae (d), Chrysomelidae y Acrididae (h) y Clubionidae como vagabunda de follaje (vf) (Fig. 1).

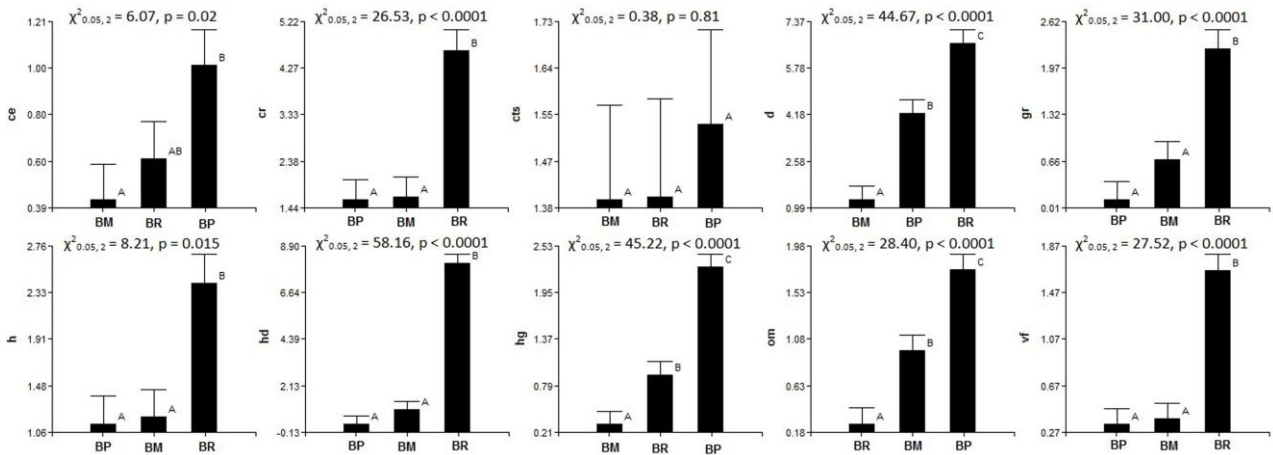


Figura 1. Abundancias promedio para los grupos alimenticios identificados para los artrópodos encontrados durante la temporada de lluvias en tres zonas de bosque contrastantes en cuanto a conservación. **BP** = bosque primario, **BM** = bosque mixto, **BR** = bosque reforestado; ce = cazadoras por emboscada, cr = carroñeros, cts = constructora de telas sabanas, d = depredadores, gr = granívoros, h = herbívoros, hd = ambrosía, hg = micófagos, om = omnívoros, vf = vagabundas de follaje. Los valores de χ^2 son el resultado de la prueba de Kruskal-Wallis. Las letras iguales indican no diferencias significativas de acuerdo a la prueba LSD a un nivel de $\alpha = 0.05$. Datos transformados a $\sqrt{n+0.5}$.

Algunos grupos alimenticios, se encontraron sólo en dos de las tres zonas con datos suficientes para realizar un análisis inferencial (Cuadro 1). Sólo tres categorías, presentaron diferencias significativas. Los resultados de la prueba Wilcoxon, indicaron que el bosque primario (**BP**), registró una cantidad mayor de generalistas detritívoros que el bosque reforestado (**BR**) ($W = 694.5$, $p = 0.024$). Con respecto a los saprófagos (mdp), estos fueron más abundantes en **BP** con respecto a **BM** ($W = 760.5$, $p = 0.001$) y las arañas vagabundas de suelo (vs) fueron más abundantes en **BR** que en **BM** ($W = 1164.0$, $p < 0.0001$).

Abundancia de los grupos alimenticios en secas.

El resultado del análisis de varianza de Kruskal-Wallis, indicó diferencias significativas en todos los grupos alimenticios identificados, excepto para las

arañas constructoras de telas sabanas (cts) (Agelenidae, Hahniidae y Linyphiidae) **BP** (n = 19, prom. = 1.4 E.E. = 0.1); **BM** (n = 28, prom. = 1.7 E.E. = 0.1) y **BR** (n = 46, prom. = 2.4 E.E. = 0.2). Los valores promedio más altos, fueron encontrados principalmente en **BR**, mientras que **BP** y **BM**, en la mayoría de los casos, no hubo diferencias significativas, sólo los grupos de depredadores (d) y omnívoros (om) marcaron un gradiente de abundancia de **BP** hasta **BR** (Fig. 2), siendo *Pheidole* sp. 2 (n = 6.5, prom. = 0.2 E.E. = 0.1) y Ligaeidae (n = 5.3, prom. = 0.1 E.E. = 0.09), los depredadores más abundantes en **BP**, *Camponotus* sp. 2 en **BM** (n = 45, prom. = 1.4 E.E. = 0.8) y **BR** (n = 159.6, prom. = 4.8 E.E. = 0.3). De los dos taxa considerados omnívoros (Gryllacrididae y Staphylininae), sólo el primero fue más numeroso en las tres zonas.

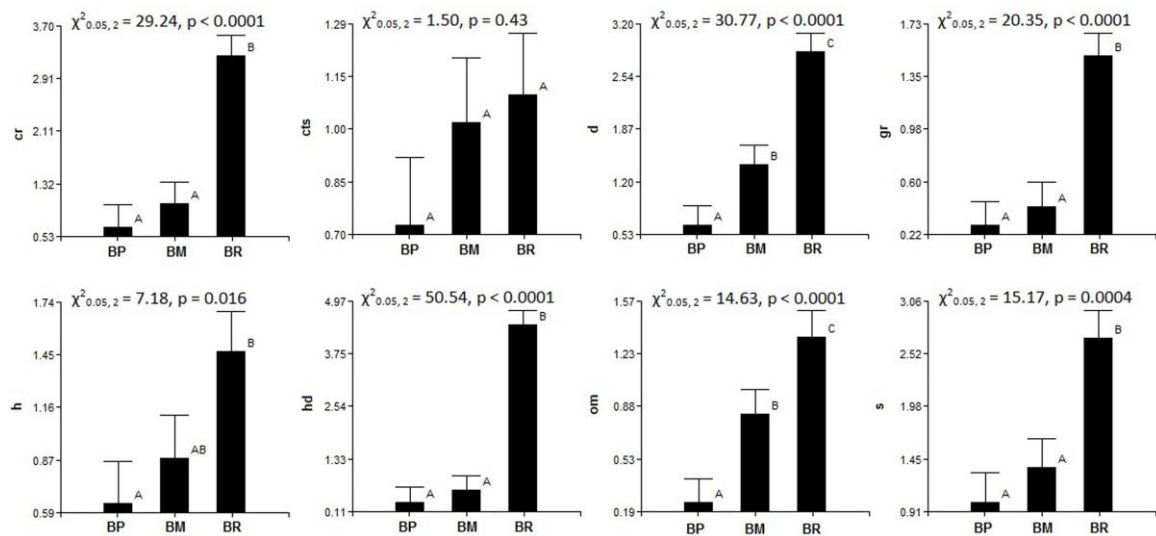


Figura 2. Datos promedio de los grupos alimenticios identificados para cada zona de bosque presentes durante la temporada de secas. Los valores de χ^2 son el resultado de la prueba de Kruskal-Wallis, las letras iguales indican no diferencias significativas a un nivel de $\alpha = 0.05$ de acuerdo a la prueba de LSD. **BP** = bosque primario, **BM** = bosque mixto, **BR** = bosque reforestado; cr = carroñeros, cts = constructoras de telas sabanas, d = depredadores, gr= granívoros, h = herbívoros, hd = ambrosía, om = omnívoros, s = succionadores de sabia. Datos transformados a $\sqrt{n+0.5}$.

Algunas categorías alimenticias en **BR**, fueron igualmente importantes tanto en lluvias como en secas, ambrosía (hd) fue uno de esos grupos y con la misma especie dominante *Liometopum apiculatum* ($n = 463$, prom. = 14.4 E.E. = 0.8, $n = 361$, prom. = 10.9 E.E. = 1.0, respectivamente) y lo mismo ocurrió con los granívoros con *Pheidole* sp. 3 (lluvias, $n = 150.3$, prom. = 4.6 E.E. = ± 0.9 ; secas, $n = 38.8$, prom. = 1.1 E.E. = 0.3). Por otro lado, los generalistas detritívoros (gd), los micófagos (hg) y las arañas vagabundas de follaje (vf), se presentaron sólo en dos de las tres zonas de bosque, con datos suficientes ($n > 5$ datos, cuadro 1) para realizar un análisis estadístico inferencial. De acuerdo al resultado de la prueba de Wilcoxon, en ningún caso se identificaron diferencias significativas.

Variabilidad de gremios tróficos entre estaciones.

En la temporada de lluvias, las tres zonas de bosque tuvieron un número de grupos alimenticios comparable **BP** ($n = 18$), **BM** ($n = 17$) y **BR** ($n = 18$). En este sentido, la riqueza funcional fue relativamente similar. No obstante, los grupos alimenticios más abundantes fueron diferentes entre las zonas. En este sentido en **BP**, los depredadores (d) fueron en promedio más abundantes (prom. = 7.0, E.E. = 0.3), mientras que en **BM** lo fueron los carroñeros (cr) (prom. = 4.3, E.E. = 0.8) y en **BR** ambrosía (hd) (prom. = 42.3, E.E. = 0.9) (Fig. 3).

En términos de la comparación estadística de la diversidad funcional, sólo **BR** obtuvo valores bajos estadísticamente significativos, en comparación con las dos zonas de bosque (**BR-BP** $t_{0.05(2)1460.9} = 13.23$, $p < 0.0001$, **BR-BM** $t_{0.05(2)1460.9} = 13.94$, $p < 0.0001$), mientras que en la comparación de los valores de diversidad

entre **BP** y **BM** no hubo diferencias significativas (**BP-BM** $t_{0.05(2)1460.9} = 0.59$, $p = 0.55$). Finalmente, la dominancia obtuvo valores altos en **BR** (Cuadro 2).

Cuadro 2. Resultados del análisis de la diversidad funcional de las comunidades de artrópodos encontradas en zonas de bosque contrastantes en cuanto a reforestación durante dos estaciones del año. **BP**= bosque natural, **BM**= bosque mixto y **BR**= bosque de reforestación. H' = diversidad de Simpson, J' = equitatividad, $1/\lambda$ = dominancia de Simpson.

Zona	Lluvias		
	H'	J'	$1/\lambda$
BP	2.27	0.56	0.13
BM	2.29	0.55	0.12
BR	1.81	0.36	0.21

Zona	Secas		
	H'	J'	$1/\lambda$
BP	2.26	0.56	0.13
BM	2.13	0.56	0.14
BR	1.79	0.30	0.22

Durante la temporada seca, la riqueza de los grupos alimenticios fue más contrastante entre las zonas. En **BR** hubo una mayor cantidad de grupos ($n = 20$), en comparación con **BP** ($n = 17$) y **BM** ($n = 15$). En la zona de bosque primario, a diferencia de lo observado en lluvias, los omnívoros (om) fueron el grupo con mayor abundancia promedio (prom. = 2.4, E.E. = 0.3), seguido de los depredadores (d) (prom. = 1.7, E.E. = 0.2), en **BM** y **BR** los grupos alimenticios con más registros promedio fueron los mismos que los observados en lluvias, los carroñeros (cr) (prom. = 2.7, E.E. = 0.7) y ambrosía (hd) (prom. = 19.3, E.E. = 0.8), respectivamente (Fig. 3).

Con respecto a la comparación de la variación trófica de las comunidades de artrópodos, ésta fue estadísticamente mayor en **BP** en comparación con **BM** y **BR** (**BP-BM** $t_{0.05(2)488.96} = 2.28$, $p = 0.022$; **BP-BR** $t_{0.05(2)385.89} = 8.14$, $p < 0.0001$) y a su vez, **BM** registró una diversidad funcional mayor que **BR** (**BM-BR** $t_{0.05(2)875.31} = 7.48$, $p < 0.0001$) (Cuadro 2).

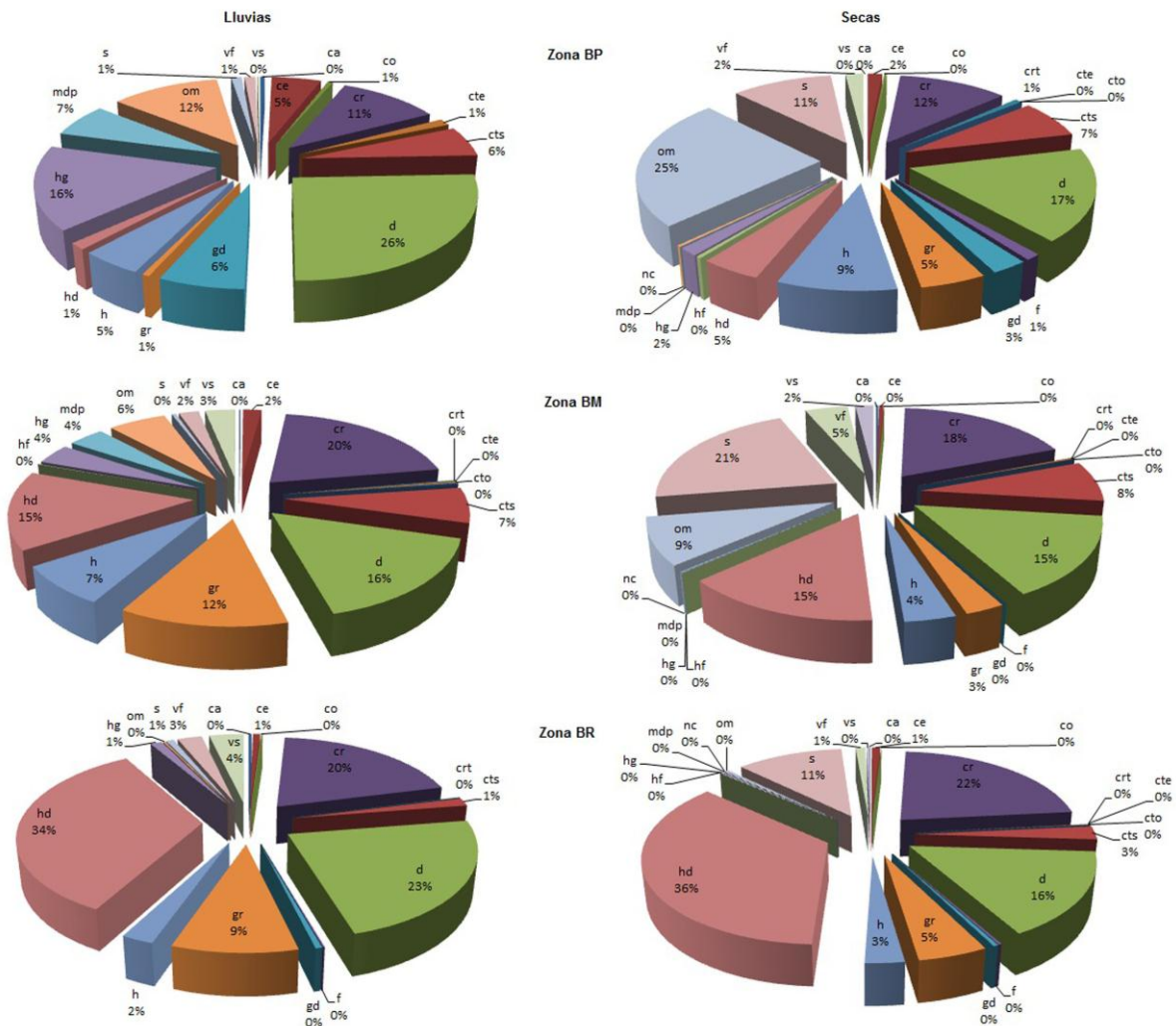


Figura 3. Abundancia relativa de los grupos alimenticios reconocidos para cada zona de bosque durante la temporada de lluvias y secas. **BP** = bosque primario, **BM** = Bosque mixto, **BR** = bosque reforestado. Abreviaturas de los grupos alimenticios, en el cuadro del anexo 1. Datos no transformados.

De acuerdo al resultado del análisis de discriminantes (AD), en lluvias el primer eje canónico, explicó el 74.5 % de la variabilidad, en comparación con el 25 % del segundo. Por el resultado de los centroides en el eje canónico 1, **BR** (-3.42) se opone a **BP** (2.13) y **BM** (0.96), lo que sugiere que las diferencias observadas en los insectos que se alimentan por ambrosía (hd), y en menor proporción por las arañas cazadoras por emboscada (ce) y las vagabundas del suelo (vs), permiten discriminar las observaciones de **BR**. Los centroides del segundo eje, indican diferencias entre **BM** (1.81) con respecto a **BP** (-1.42) y **BR** (-0.42), en este caso, los datos sobre los insectos saprófagos (mdp) y granívoros (gr), pueden explicar el contraste observado (Fig. 4).

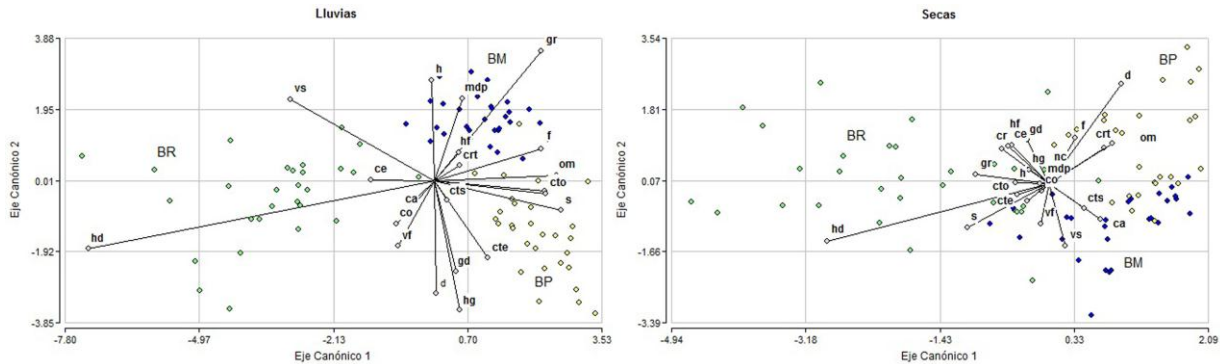


Figura 4. Espacio discriminante con base a las variables seleccionadas (grupos alimenticios y zonas de bosque) durante la temporada de lluvias y secas. **BP** = bosque primario (cuadros amarillos), **BM** = bosque mixto (cuadros azules), **BR** = bosque de reforestación (cuadros verdes). Abreviaturas de los grupos alimenticios, anexo 1.

Durante las secas el porcentaje de la varianza explicada por el primer eje canónico fue del 77.8 % con respecto al 22.1 % de la variabilidad explicada por el segundo eje. De acuerdo a los valores obtenidos en los centroides del primer eje, **BR** (-1.83) se contrapone a **BP** (1.25) y **BM** (0.86), debido principalmente al grupo

de ambrosía (hd) y los granívoros (gr). Con los centroides del segundo eje, se puede observar la diferencia de **BM** (-0.95) con relación a **BP** (0.90) y **BR** (0.11), los resultados sugieren que esta diferencia se marcó por los grupos de arañas vagabundas del suelo (vs) y las cazadoras al acecho (ca). No obstante el porcentaje de error de la clasificación fue mayor a la obtenida en la temporada de lluvias (Cuadro 3).

Cuadro 3. Clasificación cruzada para lluvias y secas, del total de las observaciones por grupo (columnas) y organizadas una vez que se aplica la función discriminante (filas), con porcentaje de error. **BP** = bosque primario, **BM** = Bosque mixto y **BR** = bosque reforestado.

Grupo lluvias	N	BP	BM	BR	% de error
BP	31	29	2	0	6.45
BM	31	0	31	0	0.00
BR	28	0	1	27	3.57
Grupo secas	N	bp	bm	Br	% de error
BP	26	21	5	0	19.23
BM	28	3	24	1	14.29
BR	31	3	5	23	25.81

Discusión

A pesar de que los datos pueden tener otro tratamiento, como la aplicación de modelos nulos, análisis del contenido estomacal o bien la aplicación de isótopos para tener un conocimiento más cercano de los hábitos alimenticios, el uso de gremios tróficos puede reflejar las relaciones funcionales de las especies con el ambiente (Simberloff y Dayan, 1991; Ferrenberg *et al.*, 2006). Los resultados indican una disminución en la diversidad a nivel de gremios tróficos en la zona de bosque reforestado (**BR**), los valores bajos en la diversidad a este nivel ocurrieron

en las dos estaciones del año, lo que sugiere que la intensidad del disturbio, causó notables diferencias, que pueden reflejarse en la diversidad funcional, lo que es posible observar, con el resultado del análisis de discriminantes (Flynn *et al.*, 2009).

Por otro lado, en ambientes similares a los aquí estudiados, se ha observado que parte importante en la abundancia de los grupos funcionales corresponde a omnívoros y en menor medida a depredadores y saprófagos (Varela *et al.*, 2007). En el presente estudio, la mayor abundancia correspondió a depredadores, carroñeros y ambrosía, los omnívoros sólo fueron abundantes en una sola época del año y en la zona **BP**. Además, estuvieron representados por dos taxa, siendo el más importante Gryllacrididae. Además de la abundancia, la riqueza específica dentro de los gremios puede ser un indicador de la actividad funcional de los insectos (Deloya *et al.*, 2007), pero además de interacciones antagónicas como la competencia interespecífica, que si bien puede no extinguir especies, si puede controlar las abundancias (Simberloff y Dayan, 1991). Sin embargo, debe haber un estudio detallado para observar otros procesos que facilitan la formación de los gremios (Szentesi *et al.*, 2006).

La notable riqueza taxonómica observada en algunos gremios como depredadores herbívoros y carroñeros, entre otros, más la disminución de la diversidad de los hábitos alimenticios en algunas zonas como **BR**, puede derivar en redundancia funcional dentro de las comunidades de artrópodos. Lo anterior sugiere que a lo largo del gradiente marcado por **BP**, **BM** y **BR** la variabilidad de interacciones disminuye, lo que puede repercutir en diferencias funcionales entre

las zonas estudiadas (Heemsbergen *et al.*, 2004). En este sentido, de acuerdo a los resultados, la mayor complejidad funcional y de interacciones está en el bosque primario (**BP**), además, las diferencias consistieron en la extirpación de los taxa a nivel de orden, en **BM** durante todo el periodo de muestreo no se registraron coleópteros, lo que implica la obstrucción de vías alternas en el reciclaje de nutrientes y flujos de materia y energía, producto de las actividades funcionales de estos organismos dentro de los ecosistemas (Deloya *et al.*, 2007).

Tanto en **BM** como en **BR**, otros grupos funcionales, como los hongos, no fueron tan abundantes, lo que es particularmente interesante dado que se ha considerado a este tipo de organismos como fundamentales para el mantenimiento de los bosques templados, ya que, son importantes para el desarrollo de especies forestales a través de asociaciones mutualistas, mantienen los suelos y promueven los flujos de nutrientes y agua (Martínez-Ramos, 2008). Ante este escenario, se hace atractiva la idea de explorar la importancia de la redundancia en la compensación funcional de los ecosistemas, como una herramienta de evaluación de la calidad ambiental y de la restauración ecológica. Dado que el entendimiento de la diversidad taxonómica y funcional puede permitir mejorar las generalizaciones conceptuales de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Rodríguez-Barrios *et al.*, 2011).

Conclusiones

Los resultados sugieren una disminución de la diversidad funcional a lo largo del gradiente de disturbio promovido por la reforestación. Este proceso de

modificación de la cobertura arbórea, ha generado cambios que se reflejan en la composición de las comunidades de artrópodos vista como un rasgo de las características funcionales del ecosistema. Sin embargo, hace falta explorar los resultados en otras vertientes de la diversidad funcional, que van desde la metodología y el análisis, como modelos nulos, utilización de isotopos, hasta la perspectiva de los efectos aditivos y redundantes de las especies y las redes complejas.

Lo anterior, puede explicar y ayudar a entender el papel que tiene la redundancia observada en el presente estudio, en la zona de bosque reforestado, en comparación con las otras, por un lado se encontraron los valores más altos de abundancia y riqueza, pero a diferencia de la zona de bosque primario y bosque mixto, la diversidad funcional medida a través de gremios tróficos fue menor.

Literatura consultada

- Arnett R.H., N.W. Downie, H.E. Jaques. 1980. How to know the beetles 2nd edition. WCB-McGraw-Hill, United States of America.
- Bestelmeyer B.T., J.A. Wiens. 1996. The effects of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the Argentine Chaco. *Ecological Monographs* 6:1225-1240.
- Bland R.G., H.E. Jaques. 1978. How to know the insects 3rd edition. WCB-McGraw-Hill, United States of America.
- Brown G.G., C. Fragoso, I. Barois, P. Rojas, J.C. Patrón, J. Bueno, A.G. Moreno, P. Lavelle, V. Ordaz, C. Rodríguez. 2001. Diversidad y rol funcional de

la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. *Acta Zoológica Mexicana* Num. Es. 1: 79-110.

Calderón de Rzedowski G., J. Rzedowski. 2004. *Manual de malezas de la región de Salvatierra, Guanajuato*. Instituto de Ecología A.C., México.

Cornejo-Tenorio G., A. Casas, B. Farfán, J.L. Villaseñor, G. Ibarra-Manríquez 2003. Flora y vegetación de las zonas núcleo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 73: 43-62.

Corcuera P., M.L. Jiménez, P.L. Valverde. 2008. Does the microarchitecture of mexican dry forest foliage influence spider distribution?. *Journal of Arachnology* 36: 552-556.

Deloya C., V. Parra-Tabla, H. Delfín-González. 2007. Fauna de coleópteros Scarabaeidae Laparosticti y Trogidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) asociados al bosque mesófilo de montaña, cafetales bajo sombra y comunidades derivadas en el centro de Veracruz, México. *Neotropical Entomology* 36: 5-21.

Di Rienzo J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada, C.W. Robledo. 2011. *InfoStat, versión 2008*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Espinoza-García F., J. Sarukhan, 1997. *Manual de malezas del valle de México*. UNAM; Fondo de Cultura Económica. México.

Ferrenberg S.M., D.W. Schilck, E.E. Knapp, E. Groth, J.E. Keeley. 2006. Fire decreases arthropod abundance but increases diversity: early and late

season prescribed fire effects in a Sierra Nevada mixed-conifer forest.
Fire Ecology: 2: 79-102.

Flynn D.F.B., M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B.T. Richers, B.B. Lin, N. Simpson, M.M. Myfield, F. DeClerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12: 22-33.

Fontana P., F.M. Buzzetti, R. Mariño-Pérez. 2008. Chapulines, langostas, grillos y esperanzas de México. Guía fotográfica. WBA Handboks 1., Italia.

Fukami T., P.J. Morin. 2003. Productivity-biodiversity relationships depend on the history of community assembly. *Nature* 424: 423-426.

Gamst G., S. L.S. Meyers, J. Guarino. 2008. Analysis of variance designs: a conceptual and computational approach with SPSS and SAS. Cambridge University Press, New York.

Gove A.D., J.D. Majer, V. Rico-Gray. 2009. Ant assemblages in isolated trees are more sensitive to species loss and replacement than their woodland counterparts. *Basic and Applied Ecology* 10: 187-195.

Grimbacher P.S., C.P. Catterall, R.L. Kitching. 2008. Detecting the effects of environmental change above the species level with beetles in a fragmented tropical rainforest landscape. *Ecological Entomology* 33: 66-79.

Hamilton A.J., Y. Basset, K.K. Benke, P.S. Grimbacher, S.E. Miller, V. Novotný, G.A. Samuelson, N.E. Stork, G.D. Weiblen, J.D.L. Yen. 2010.

Quantifying uncertainty in estimation of tropical arthropod species richness. *The American Naturalist* 176: 90-95.

Hammer Ø., D.A. T. Harper, P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm. Consulta, noviembre 2011.

Hatley C.L. & J.A. Macmahon. 1980. Spider community organization: seasonal variation y the role of vegetation architecture. *Environmental Entomology* 9: 632-639.

Heemsbergen D.A., M.P. Berg, M. Loreau, J.R. Van Hal, J.H. Faber, H.A. Verhoef. 2004. Biodiversity effects on soil processes explained by interspecific functional dissimilarity. *Science* 306: 1019-1020.

Hodkinson I.D., J.K. Jackson. 2005. Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management* 35: 649–666.

Huberty A.F., R.F. Denno. 2004. Plant water stress and its consequences for herbivorous insects: a new synthesis. *Ecology* 85:1383–1398.

Iannacone J., L. Alvarino. 2006. Diversidad de la artropofauna terrestre en la reserva nacional de Junín Perú. *Ecología Aplicada* 5: 171-174.

Jones C.G., J.H. Lawton, M. Shachak. 1997. Positive and negative effects of organism as physical ecosystem engineers. *Ecology* 78: 1946-1957.

- Kaczmarek S., T. Marquardt, K. Faleńczyk-Koziróg. 2011. Diversity of the Mesostigmata (Acari) in tree-hollows of selected deciduous tree species. *Biological Letters* 48: 29-37.
- Kaston B.J. 1972. How to know the spiders 3rd edition. WCB-McGraw-Hill, United States of America.
- Kremen C., R. K. Colwell, T. L. Erwin, D. D. Murphy, R. F. Noss, M. A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7: 796-808.
- Lassau S.A., D.F. Hochuli, G. Cassis, C.A.M. Reid. 2005. Effects of habitat complexity on forest beetle diversity: do functional groups respond consistently?. *Diversity and Distributions* 11: 73-82.
- León-Cortés J.L., L. Ruíz-Montoya, A. Morón-Ríos. 2005. La diversidad de insectos en Chiapas: génesis y estado del conocimiento. *En* González-Espinoza M., N. Ramírez-Marcial, L. Ruíz-Montoya (eds.). *Diversidad Biológica en Chiapas*. Plaza y Valdes., México. 163-194.
- López-Pérez Y., J.D. Tejero-Díez, A.N. Torres-Díaz, I. Luna-Vega. 2011. Flora del bosque mesófilo de montaña y vegetación adyacente en Avándaro, Valle de Bravo, Estado de México, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 88: 35-53.
- Longino J.T., J. Coddington, R.K. Colwell. 2002. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. *Ecology* 83: 689-702.

- Ludwing J. A., J. F. Reynolds. 1988. Statistical ecology: A primer on methods and computing. Wiley and Sons, Hoboken, New Jersey.
- Martín-Piera F. 2000. Estimaciones práctica de biodiversidad utilizando taxones de alto rango. *En* Martín-Piera F., J.J. Morrone, A. Melic. Hacia un Proyecto CYTED para el Inventario y Estimación de la Diversidad Entomológica en Iberoamérica: PrIBES-2000. m3m Monografías Tercer Milenio, SEA, Zaragoza. 35-54.
- Martínez-Ramos M. 2008. Grupos funcionales, en Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México. 365-412.
- Mattoni R., T. Longcore, V. Novotny, 2000. Arthropod monitoring for fine scale habitat analysis: a case study of the El Segundo Sand Dunes. *Environmental Management* 25: 445-452.
- Mackay W., E. Mackay. 2005. The ants of North America. <http://www3.utep.edu/leb/antgenera.htm>. Consulta, enero 2011.
- McAleece N. 1997. Biodiversity Professional Beta. Version 2.0. The Natural History Museum and The Scottish Association For Marine Science.
- Mull J.F., J.A. MacMahon. 1997. Spatial variation in rates of seed removal by harvester ants (*Pogonomyrmex occidentalis*) in a shrub-steppe ecosystem. *The American Midland Naturalist* 138:1-13.
- Naeem S., C.F.S. Chapin III, R. Constanza, P.R. Ehrlich, F.B. Golley, D.U. Hooper, J.H. Lawton, R.V. O'Neill, H. A. Mooney, O.E. Sala, A.J. Symstad, D. Tilman. 1999. Biodiversity and ecosystem functioning: Maintaining natural life support proceses. *Issues in Ecology* 4: 2-11.

- Navarrete-Heredia J.L., A.F. Newton, M.K. Thayer, J.S. Ashe, D.S. Chandler. 2002. Guía ilustrada para los géneros de Staphylinidae (Coleoptera) de México. Universidad de Guadalajara y CONABIO, México.
- Oliver I., A.J. Beattie. 1995. Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. *Conservation Biology* 10: 99-109.
- Ødegaard F. 2000. How many species of arthropods? Erwin's estimate revised. *Biological Journal of the Linnean Society* 71: 583-597.
- Pake C.E., L. Venable. 1996. Seed banks in desert annuals: implications for persistence and coexistence in variable environments. *Ecology* 77: 1427-1435.
- Purvis A., A. Hector. 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature* 405: 212-219.
- Rodríguez-Barrios J., R. Ospina-Tórres, R. Turizo-Correa. 2011. Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados en el río Gaira, Colombia. *Revista de Biología Tropical* 59: 1537-1552.
- Saha H.K., A. Sarkar, P. Haldar. 2011. Effects of anthropogenic disturbances on the diversity and composition of the acridid fauna of sites in the dry deciduous forest of West Bengal, India. *Journal of Biodiversity and Ecological Sciences* 1: 313-320.
- Schmidt B.C., J. Roland. 2006. Moth diversity in a fragmented habitat: importance of functional groups and landscape scale in the boreal forest. *Annals of the Entomological Society of America* 99: 1110-1120.

- Siemann E., D. Tilman, J. Haarstad, M. Ritchie. 1998. Experimental test of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist* 152: 738-750.
- Simberloff D., T. Dayan. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review Ecology and Systematics* 22: 115-143.
- Szentesi Á., D. Schmera, T. Jermy. 2006. Spatial and temporal organization of the pre-dispersal seed predator guild in perennial legume, *Vicia tenuifolia*. *Ecological Entomology* 31: 114-122.
- Varela A., C. Cortés, C. Cotes. 2007. Cambios en edafofauna asociada a descomposición de hojarasca en un bosque nublado. *Revista Colombiana de Entomología* 33: 45-53.
- Work T.T., C.M. Buddle, L.M. Korinus, J.R. Spence. 2002. Pitfall trap size and capture of three taxa of litter-dwelling arthropods: implications for biodiversity studies. *Environmental Entomology* 31: 438-448.
- Zar J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4th ed. Prentice Hall, New Jersey.
- Zavala-Hurtado J. A., P. L. Valverde, M. C. Herrera-Fuentes, A. Díaz-Solís. 2000. Influence of leaf-cutting ants (*Atta mexicana*) on performance and dispersion patterns of perennial desert shrubs in an inter-tropical region of Central Mexico. *Journal of Arid Environments* 46: 93-102.

Anexo 1.

Listado de taxa presentes en lluvias y/ o secas en las zonas de estudio y la categoría ecológica alimentaria que ha sido reportada en la literatura. **BP** = Bosque primario, **BM** = bosque mixto, **BR** = bosque reforestado, ca = cazadoras al acecho, ce = cazadoras por emboscada, co = coprófagos, cr = carroñeros, crt= constructoras de redes de túnel, cte = constructoras de redes espaciales, cto = constructoras de redes espaciales, cts = constructoras de telas sabanas, d = depredadores, f = frugívoros, gd = generalistas detritívoros, gr = granívoros, h = herbívoros, hd = ambrosía, hf = hematófagos, hg = micófagos, mdp = saprofágos, nc = nectarívoros, om = omnívoros, s= succionadores de sabia, vf = vagabundas de follaje vs = Vagabundas de suelo.

Grupo taxonómico	lluvias			secas		
	BP	BM	BR	BP	BM	BR
Arañas						
Araneidae			cto			
Agelenidae	cts	cts	cts	Cts	cts	cts
Antrodiaetidae	ce		ce			ce
Clubionidae	vf	vf	vf	Vf	vf	vf
Dipluridae		crt	crt	Crt		
Gnaphosidae	vs	vs	vs		vs	vs
Hahniidae	cts	cts	cts	Cts	cts	cts
Homalonychidae	ca	ca				
Linyphiidae	cts	cts	cts	Cts	cts	cts
Lycosidae		vs	vs		vs	vs
Pholcidae	cte					
Pisauridae	ce	ce	ce	Ce	ce	ce
Salticidae	ca		ca			ca
Tetragnathidae						cto
Theraphosidae					ca	
Theridiidae	cte	cte			cte	cte
Thomisidae	ce	ce	ce		ce	ce
Coleoptera						
Anthicidae			gd			gd
Anobiidae						mdp
Bruchidae						gr
Carabidae	d		d	D		d
Chrysomelidae	h		h	H		h
Clambidae			hg			hg
Cleridae	d					
Cucujidae			d,hg			
Curculionidae	gd,h		gd, h	h, gd		h, gd
Dermestidae	gd,h		gd, h			
Dryopidae			h			
Elateridae	h, d					
Histeridae	d					
Lagriidae	h			H		h
Leiodidae	gd,hg					
Leptodiridae	cr,hg					
Mordellidae	h,hg,mdp					
Mycetophagidae	d, hg					
Nitidulidae	d, gd,hg			d, hg, gd		

Pedilidae	cr,om					
Phalacridae	d,hg, om					
Pselaphidae	cr,hd		cr,hd	cr,hd		
Scaphidiidae	hg		hg			
Scydmaenidae			d			
Staphylinidae						
Aleocharinae	d, hg		d, hg	d, hg		d, hg
Osoriinae	cr,hg		cr,hg			
Staphylininae	d,co,om		d, co,om	d,co, om		
Steninae	d					
Tachyporinae	d		d			D
Tenebrionidae						d, gd
Hemiptera						
Aradidae	hg,mdp	hg,mdp			hg, mdp	hg, mdp
Cimicidae						hf
Cicadellidae	s	s	s	S	s	s
Cydnidae				F		f
Delphacidae				h, s		h,s
Fulgoridae			h			h
Lygaeidae	d,gr,s	d,gr,s	d,gr,s	gr, s, d	gr, s, d	gr, s, d
Membracidae					h	
Miridae				s, d		
Nabidae	d	d	d	D	d	d
Reduviidae	d,hf	d,hf		d,hf		
Rhopalidae			gr			gr
Tingidae			s			s
Orthoptera						
Acrididae		h	h		h	h
Anostomatidae	h	h	h	H		
Gryllacrididae	om	om	om	Om	om	om
Gryllidae		h	h	H	h	h
Pyrgomorphidae			h			h
Stenopelmatidae		d,h,om				
Xyronotidae			h	H	h	
Formicidae						
Dolichoderinae						
<i>Dorymyrmex bureni</i> Trager						d
<i>D. flavopectus</i> Smith			hd			hd
<i>D. granulatus</i> Forel				cr,d,hd		cr,d,hd
<i>Dorymyrmex</i> sp.			d			
<i>Liometopum apiculatum</i> Mayr						hd
Ecitoninae						
<i>Labidus coecus</i> Latreille	d,cr					d, cr
<i>Neivamyrmex manni</i> Wheeler		d	d			
<i>N. opacithorax</i> Emery			d			
Formicinae						
<i>Camponotus atriceps</i> Smith	cr	cr	cr	Cr		cr
<i>Camponotus</i> sp. 1						cr,d, hd
<i>Camponotus</i> sp. 2		cr,d,hd	cr,d,hd	cr,d, hd	cr,d, hd	cr,d, hd
<i>Camponotus</i> sp. 3			cr,d,hd			
<i>Formica</i> sp.			cr,hd			cr,hd
Myrmicinae						
<i>Crematogaster</i> sp. 1	cr,d,hd	cr,d,hd		cr,d, hd		cr,d, hd
<i>Crematogaster</i> sp. 2	cr,d,hd					

<i>Crematogaster</i> sp. 3		cr,d,hd				
<i>Crematogaster</i> sp. 4	cr,d,hd					
<i>Monomorium cyaneum</i> Wheeler			d,gr,hd	d,gr,hd		d,gr,hd
<i>Monomorium</i> sp. 1			d,gr,hd			
<i>Pheidole</i> sp. 1	cr,d,gr,hd	cr,d,gr,hd	cr,d,gr,hd		cr,d,gr,hd	cr,d,gr,hd
<i>Pheidole</i> sp. 2		cr,d,gr,hd	cr,d,gr,hd	cr,d,gr,hd	cr,d,gr,hd	cr,d,gr,hd
<i>Pheidole</i> sp. 3	cr,d,gr,hd	cr,d,gr,hd	cr,d,gr,hd	d,cr,gr,hd	cr,d,gr,hd	cr,d,gr,hd
<i>Pheidole</i> sp. 4			cr,d,gr,hd		cr,d,gr,hd	cr,d,gr,hd
<i>Pheidole</i> sp. 5		cr,d,gr,hd	cr,d,gr,hd			cr,d,gr,hd
<i>Pheidole</i> sp. 6	cr,d,gr,hd	cr,d,gr,hd	cr,d,gr,hd			
<i>Pheidole</i> sp. 7	cr,d,gr,hd	cr,d,gr,hd	cr,d,gr,hd			
<i>Pheidole</i> sp. 8		cr,d,gr,hd	cr,d,gr,hd			
<i>Temnothorax</i> sp. 1				Cr	cr	cr
<i>Temnothorax</i> sp. 2	cr	cr	cr			cr
<i>Temnothorax</i> sp. 3	cr	cr	cr			
<i>Temnothorax</i> sp. 4	cr					
<i>Tetramorium</i> sp.	cr,hd	cr,hd	cr,hd	cr,hd	cr,hd	cr,hd
<i>Solenopsis geminata</i> Fabricius		d				
Ponerinae						
<i>Odontomachus clarus</i> Roger			d			d



Capítulo VII

Discusión y Conclusión general: aportes, avances y perspectivas



Capítulo VII.**Discusión y conclusión general: aportes, avances y perspectivas**

Resumen: Los bosques templados de México son ecosistemas extraordinariamente biodiversos y en particular, las zonas donde se realizó el presente estudio forman parte de áreas prioritarias para la conservación. No obstante, pocos estudios registran el estado de la diversidad de sus especies. En este capítulo se exponen los resultados de dos años de trabajo de campo, comparándolos con las hipótesis planteadas en el capítulo uno. De acuerdo al análisis, se sugieren nuevos registros para plantas a nivel Estado de México, mientras que para artrópodos la información requiere afinar detalles taxonómicos para algunos grupos, aunque la evidencia señala una extraordinaria riqueza de especies. La respuesta de los artrópodos a la reforestación es variable, lo que hace complicada una interpretación de los patrones observados en las comunidades. Sin embargo, parece que la diversidad funcional se ha visto afectada significativamente. El contraste en las respuestas de diversidad y abundancia de los taxa, coloca a las hormigas como una herramienta, no sólo estadística para el análisis de la diversidad taxonómica y funcional de los ecosistemas, sino también causal, para entender los patrones observados. No obstante, para llegar a un plan de conservación y/o restauración ecológica, se debe reconocer la complejidad del problema desde el punto de vista biológico y social, por lo que se hacen necesarias aproximaciones científicas multi y transdisciplinarias.

Palabras clave: disturbio, restauración ecológica, diversidad, comunidades de artrópodos

Abstract: Temperate forests in Mexico are very biologically diverse and the zones where this study was carried out are part of priority areas of conservation. However few studies report the status of the species diversity. This chapter shows the results of two years of fieldwork and they are contrasted with the hypothesis made in the chapter one. According to the analysis, it suggests new records for plants at the level of Estado de Mexico, while for arthropods are needed more taxonomic details for some groups, nevertheless the evidence points to an extraordinary species richness. The response of arthropods to reforestation is variable, making it difficult any interpretation about patterns observed in the communities. But seems to functional diversity has been significantly affected. The contrast in the responses of biodiversity and abundance of taxa, place to ants as a tool, not only statistical for taxonomic and functional analysis of ecosystems, but also causal, in order to understand those observed patterns. However, to get to conservation plan and/or ecological restoration, it must recognize the complexity of the problem from biological and social point of view, so are needed multi and transdisciplinary scientific approaches.

Key words: disturbance, ecological restoration, diversity, arthropod communities.

Introducción

Los bosques templados son una de las zonas biológicas ampliamente distribuidas en el país y son importantes por la riqueza de especies y el grado de endemismos que presentan (Fregoso *et al.*, 2001). Sin embargo, estas zonas naturales, han estado sujetas a los efectos de los asentamientos humanos reflejados, en una disminución constante (Brower *et al.*, 2002) y poco precisa de la cobertura vegetal (Velázquez *et al.*, 2002; González-Espinosa *et al.*, 2007).

Los bosques templados del centro de México, en particular del Estado de México, se enfrentan a una grave problemática ambiental que ha modificado su extensión a través de procesos de deforestación y reforestaciones sin control, lo que ha modificado los paisajes, promoviendo una serie de procesos erosivos como la pérdida de suelo, la disminución de la recarga de mantos acuíferos, el uso inadecuado de los recursos naturales, la fragmentación del hábitat y la disminución de la diversidad, entre otros. A pesar de ello, y considerando la importancia ambiental y cultural de la zona donde se realizó el estudio, y más aún, que este bioma será uno de los principales afectados por el cambio climático (Arriaga y Gómez, 2004), pocos son los trabajos que han intentado evaluar el estado de la diversidad en estos ambientes que ya han sido modificados por actividades humanas.

En este contexto, se ponen a discusión los resultados de dos años de trabajo de campo, a la luz de lo que ha sido registrado sobre el estado de la

diversidad de estos biomas en México y las implicaciones sobre la conservación y la restauración ecológica. Se contrastan las hipótesis planteadas en el capítulo uno con la información obtenida en campo, y se propone un esquema de monitoreo tendiente a la conservación y restauración de los ambientes de la región, que debe estar apoyado de una estructura integral con disciplinas científicas de diferentes ámbitos del conocimiento.

Riqueza taxonómica de la vegetación y la artropofauna

Vegetación: comparando los resultados con listados publicados para bosques templados a nivel Estado de México, en el presente trabajo se obtuvieron 21 nuevos registros, destacando siete especies de las que no se tenía conocimiento a nivel de género para los bosques templados del Estado (Cuadro 1).

Cuadro 1. Listado florístico de las especies encontradas en las tres zonas de bosque donde se realizó el estudio. nr = especies sin registro, g = con géneros registrados, cr = especies ya registradas. Los listados utilizados para la comparación fueron: i = Cornejo-Tenorio *et al.*, 2003, ii = Cornejo-Tenorio e Ibarra-Manríquez, 2007, iii = López-Pérez *et al.*, 2011, iv= López-Sandoval *et al.*, 2010. v = Torres-Zúñiga y Tejero-Díez, 1998, vi = Medina y Tejero-Díez, 2006, vii = Sánchez-González *et al.*, 2006. (*) = reportada para otros biomas, como bosques tropicales caducifolios, matorrales xerófilos y pastizales inducidos. Dist = especies reportadas como malezas, ruderales, en zonas con incendios, RBMM = especies reportadas en bosques de encino, pino y abies de zonas núcleo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca.

Familia/Especie	nr	g	cr	Indicador
Acanthaceae				
<i>Dyschoriste microphylla</i> Kuntze		v	vi*	
<i>Ruellia</i> sp.		v,vi		Dist
Aspleniaceae				

<i>Asplenium hallbergii</i> Mickel & Beitel		i,iv,v,vii	iii,vi	
Asteraceae				
<i>Aldama dentata</i> La Llave	x			Dist
<i>Bidens ferulifolia</i> (Jacq.) Sweet	x	i,ii,iii,iv,v,vi,vii		Dist
<i>Dahlia merckii</i> Lehm.		i,ii,iii,iv,v	vi*	
<i>Erigeron scaberrimus</i> Gardner	x	iii,iv,v,vi,vii		Dist
<i>Gnaphalium oxyphyllum</i> DC.		v,vi,vii	iv	
<i>Melampodium</i> sp.	x	i,iii,iv,v,vi		
<i>Pinaropappus roseus</i> Less.			i,vi,vii	RBMM
<i>Pseudognaphalium viscosum</i> (Kunth) Anderb.			i,iii	RBMM
<i>Zinnia haageana</i> Regel		vi	iv	Dist
Anthericaceae				
<i>Echeandia nana</i> (Baker) Cruden		i,iii,iv	vi*	
Amaranthaceae				
<i>Gomphrena serrata</i> L.	x	iv,vi		
Begoniaceae				
<i>Begonia gracilis</i> Kunth			iii,iv,v,vi	
Brassicaceae				
<i>Lepidium virginicum</i> L. var. <i>pubescens</i> (Greene) Thell.		vi	i	Dist
Buddlejaceae				
<i>Buddleja sessiliflora</i> Kunth			i,iii,v	Dist
Caryophyllaceae				
<i>Cerastium nutans</i> Raf.		iv	i,v,vi	RBMM
<i>Scleranthus annuus</i> L.	x			
<i>Silene laciniata</i> Cav.			vi	Dist
Commelinaceae				
<i>Tripogandra angustifolia</i> (B.L.Rob.) Woodson	x	iii,v		Dist
Convolvulaceae				
<i>Ipomoea purpurea</i> (L.) Roth		i,v,vi	iii,iv	
Crassulaceae				
<i>Echeveria secunda</i> Booth ex Lindl.		iv,v,vi	i	RBMM
<i>Sedum</i> sp.		i,v		
Cyperaceae				
<i>Bulbostylis juncooides</i> (Vahl) Kük. ex Osten			iv,v	
<i>Rhynchospora colorata</i> (Hitchc.) H.Pfeiff.	x	iv		
Ericaceae				
<i>Arctostaphylos pungens</i> Kunth			i,ii	RBMM
Fabaceae				
<i>Medicago polymorpha</i> L.		iv,v	iii,vi*	Dist

<i>Trifolium goniocarpum</i> Lojac		iii,vi	v*	
Geraniaceae				
<i>Geranium lilacinum</i> R. Knuth		iii,vi	i,ii,v,vii	RBMM
Hydrophyllaceae				
<i>Nama dichotoma</i> var. <i>dichotoma</i> (Ruiz & Pav.) Choisy	x	i,iv		
Hypoxidaceae				
<i>Hypoxis mexicana</i> Schult. & Schult.f.		iv	i,ii,iii,vi	Dist
Iridaceae				
<i>Sisyrinchium toluicense</i> Peyr.	x	i,ii,iii,iv,v		
Lamiaceae				
<i>Salvia laevis</i> Benth.		iv,v,vii	ii,vi*	
<i>S. reptans</i> Jacq.		iii,iv,v,vii	vi*	
<i>Stachys coccinea</i> Ortega		iv,vi	i,v,vii	RBMM
Lentibulariaceae				
<i>Pinguicula moranensis</i> Kunth		v	i,ii,iii,iv	RBMM
Lythraceae				
<i>Cuphea aequipetala</i> Willd. ex Koehne		iv,vi	i,ii,iii,v	RBMM
<i>C. wrightii</i> var. <i>wrightii</i> Gray		i,ii,iii,iv	v,vi*	Dist
Orchidaceae				
<i>Schiedeella llaveana</i> Schltr.	x			
Orobanchaceae				
<i>Conopholis alpina</i> Liebm.			i,ii,vi	RBMM
Oxalidaceae				
<i>Oxalis jacquiniana</i> Kunth	x	i,iii,iv,v,vi,vii		
Plantaginaceae				
<i>Plantago linearis</i> Kunth var. <i>mexicana</i> Pilg	x	i,iii,iv,v,vi,vii		Dist
Poaceae				
<i>Aristida ternipes</i> Cav.		v,vi	iii	
<i>Bouteloua barbata</i> Lag.	x	iii,iv,vi		
<i>B. curtipendula</i> (Michx.) Torr. in Marcy		iv,vi	iii	Dist
<i>Chascolytrum subaristatum</i> Desv.	x			
<i>Eragrostis intermedia</i> Hitchc.		iii	vi	Dist
<i>Piptochaetium fimbriatum</i> (Kunth) Hitchc.			i	RBMM
<i>Urochloa plantaginea</i> (Link) R.D.Webster	x			Dist
Rubiaceae				
<i>Bouvardia ternifolia</i> Schldt.		i,ii,iv	iii,v,vi	RBMM
<i>Crusea longiflora</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) W.R.Anderson		iii,v	i,ii,iv,vi	RBMM
Scrophulariaceae				
<i>Bacopa procumbens</i> (Mill.) Greenm.	x			

<i>Castilleja tenuiflora</i> Benth.		vi	i,ii,iv,v*,vii	RBMM
<i>Penstemon atropurpureus</i> G.Don	x	i,ii,iii,v,vii		
Solanaceae				
<i>Petunia parviflora</i> Juss.	x			Dist
Verbenaceae				
<i>Verbena ciliata</i> Benth.	x	i,ii,iii,v,vi		Dist

Algunas especies encontradas en este estudio, corresponden a plantas registradas para las zonas núcleo de la Reserva de la Biosfera de Mariposa Monarca (RBMM) (Cornejo-Tenorio *et al.*, 2003; Cornejo-Tenorio e Ibarra-Manríquez, 2007), mientras que otras han sido identificadas como indicadoras de disturbio, de acuerdo con Espinoza-García y Sarukhan (1997) y Calderón de Rzedowski y Rzedowski (2004), quienes las consideran malezas, ruderales, asociadas a ambientes con incendios frecuentes y a tierras abiertas en descanso.

Esta información puede ser la base de un programa de restauración que contemple el monitoreo de especies indicadoras tanto de un ambiente conservado como de disturbio a lo largo del tiempo. Kremen *et al.* (1994), sugieren el seguimiento de los ensambles de las comunidades y de especies que reflejen el impacto de las actividades humanas. Algunas especies aquí registradas pueden ser útiles como bioindicadoras, tal como 14 especies reconocidas para las zonas núcleo de la RBMM, pueden ser indicadoras de bosques conservados y 18 más, consideradas indicadoras de disturbio, cubren los criterios para la selección de

taxa con propósitos de monitoreo: abundancia, distribución y diversidad funcional (Cagri *et al.*, 1994). Además de que las plantas por sí mismas, son consideradas modelos ideales de monitoreo ambiental (Lughadha *et al.*, 2005).

A nivel de ecosistemas templados, los resultados sugieren que en términos de vegetación, las zonas de estudio son de las que registran mayor riqueza. En el presente trabajo fueron reconocidas 57 especies, mientras que en un bosque templado del Estado de Michoacán con métodos similares de muestro, se registraron entre 18 y 13 especies dependiendo de la asociación *Quercus-Quercus*, *Quercus-Pinus* (Zacarias-Eslava *et al.*, 2011); para Jalisco, en unidades espaciales de muestreo, relativamente similares a las empleadas aquí, las especies encontradas oscilaron entre 14 a 28 (Cuevas-Guzmán *et al.*, 2011). Las curvas de acumulación máxima de especies, calculadas para la región norte del Estado de México sugieren que el número puede aumentar.

Artropofauna: En la literatura especializada existen pocos reportes sobre la diversidad de artrópodos en bosques templados del Estado de México. Destacan por ejemplo, estudios sobre la diversidad, la estructura y la composición de las comunidades de colémbolos (Cutz-Pool *et al.*, 2008; Cutz-Pool *et al.*, 2010a; García-Gómez *et al.*, 2011) y uno más sobre la diversidad de artrópodos asociados a musgos de la corteza de árboles (Cutz-Pool *et al.*, 2010b). De este último, no se proporcionan datos sobre los nombres de las especies presentes, la

información fue trabajada a nivel de *Phylum* para gasterópodos y oligoquetos y de orden para artrópodos. Los escarabajos han sido estudiados en bosques templados, particularmente la diversidad de especies de tres familias de necrófilos (Cejudo-Espinoza y Deloya, 2005) y este mismo grupo funcional, al igual que las mariposas fueron estudiados en un bioma diferente al templado (Trevilla-Rebollar *et al.*, 2010; Luna-Reyes y Llorente-Bousquets, 2004; Hernández-Mejía *et al.*, 2008).

Dada la escasa literatura relacionada con estudios ecológicos en la región, y menos aún para bosques templados, los organismos encontrados e identificados en las zonas de estudio, prácticamente son registros nuevos a nivel Estado de México, aunque hace falta mayor trabajo taxonómico para identificar a nivel de especie: arañas, coleópteros, hemípteros y ortópteros, grupos relativamente conocidos en cuanto a su sistemática. Lo anterior resalta el hecho de que los artrópodos en general, son un grupo que puede incrementar su riqueza al aumentar los puntos geográficos de muestreo.

A pesar de que en algunos casos los criterios taxonómicos no están bien establecidos para la identificación de las especies, los artrópodos pueden llegar a ser herramientas útiles de monitoreo ambiental (Favila y Halffter, 1997; Mattoni *et al.*, 2000; Andersen *et al.*, 2004; Malenque *et al.*, 2007). De acuerdo con los resultados, de todos los grupos aquí estudiados, las hormigas son un taxón que estrechamente se relaciona con los patrones de diversidad de otros taxa por

razones causales. Aunado a otros rasgos ecológicos, posiciona a las hormigas como ideales para propósitos de evaluación del impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas, o bien sobre la restauración ecológica. En este sentido, se proponen géneros y especies indicadoras de ambientes conservados (*Crematogaster* sp. y *Temnothorax* sp. 1) y de ambientes modificados por reforestación (*Camponotus atriceps*, *Pheidole* sp. 1, *Liometopum apiculatum* y *Solenopsis geminata*). Además, desde el punto de vista funcional, algunas especies aquí reportadas responden de manera similar a lo encontrado en otras latitudes, cuando se comparan abundancia, riqueza y diversidad de especies en ambientes sujetos a distintas fuentes de disturbio (Andersen, 1991 a y b; Andersen *et al.*, 2004; Guzmán-Mendoza *et al.*, 2010).

El patrón de riqueza biológica observado en plantas para bosques templados, se repite en algunos grupos de artrópodos. Desde el punto de vista comparativo, en este trabajo se reportan más familias de arañas a las encontradas en zonas biológicas similares, no sólo de México, sino también de otras partes del mundo (Urones *et al.*, 1990; Corcuera *et al.*, 2010). Por otro lado, los resultados sugieren a las hormigas, como otro taxa diverso y rico en número de especies, al comparar los datos con otros trabajos (Rojas, 2001; Lubertazzi y Tschikel, 2003; Castro-Delgado *et al.*, 2008). Además, las tendencias en las curvas de acumulación indican que aumentando el esfuerzo y añadiendo técnicas de

muestreo, el número de especies puede superar lo que ha sido registrado en este trabajo.

La complejidad de los patrones de riqueza y diversidad de las comunidades

Vegetación: Los resultados muestran que las zonas de estudio fueron contrastantes desde el punto de vista vegetal, a pesar de que en las tres hubo presencia de *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex Endl. La diferencia se encontró en la diversidad de las especies arbóreas presentes en cada zona. En **BP**, fueron encontradas ocho especies, mientras que en **BM** seis y en **BR** sólo *C. lindleyi*. La dominancia de *Pinus* sp. en **BP**, hizo que la diversidad fuera mayor en **BM**.

Otras fuentes de información sugieren una dinámica ecológica distinta entre las zonas y un efecto importante de la estacionalidad sobre las comunidades vegetales. Por ejemplo, durante la temporada seca, no se encontraron registros de plantas del estrato arbustivo-herbáceo en **BM** y aunque la riqueza y la diversidad entre las comunidades de **BP** y **BR** fueran estadísticamente iguales, durante esta estación, la composición fue completamente diferente de acuerdo al índice de Renkonen. En lluvias la diversidad no sólo fue estadísticamente diferente, sino también la composición de las comunidades, además, se observó un gradiente de mayor riqueza y diversidad del bosque **BR** hasta **BP**, con valores bajos (Cuadro 2).

Cuadro 2. Patrones de riqueza (S), diversidad (H') y similitud (%) de las comunidades vegetales observados en el estrato arbustivo-herbáceo de los bosques **BP** = bosque primario; **BM** = bosque mixto; **BR** = bosque reforestado.

Estación	Riqueza	Diversidad	Similitud
Secas	BP = BR	BP = BR	BP ≠ BR
Lluvias	BR > BM > BP	BR > BM > BP	BP ≈ BM ≈ BR

EL resultado del ACP soporta la idea de que las comunidades fueron diferentes entre sí, de acuerdo a la zona de bosque donde se encontraban y con un afecto importante de la estacionalidad. Por otro lado, en **BP** fueron encontradas la mayor parte de especies reportadas para zonas núcleo de la RBMM, mientras que para **BM** y **BR**, especies reportadas para zonas de disturbio (Cuadro 3). Patrones similares han sido encontrados en otros tipos de bosque, por ejemplo Quinteros *et al.* (2010), encontraron mayor riqueza y dominancia de especies de sotobosque en fragmentos de bosque disturbados de *Nothofagus antártica* (G. Forst.) Oerst. (Nothofagaceae) en Argentina, además, en las comunidades vegetales de los bosques con disturbio, estuvieron presentes especies exóticas en contraste a los manchones de bosque conservado, donde dominaron especies nativas.

Cuadro 3. Listado de especies vegetales del estrato arbustivo-herbáceo, que fueron características de las comunidades de BP = bosque primario, BM = bosque mixto y BR = bosque reforestado. Dist. = indicadora de disturbio de acuerdo a Espinoza-García y Sarukhan (1997) y Calderón de Rzedowski y Rzedowski (2004). Rbmm = reportada en zonas núcleo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, de acuerdo a Cornejo-Tenorio *et al.* (2003) y Cornejo-Tenorio e Ibarra-Manríquez (2007).

Especies	BP	BM	BR	Indicador
<i>A. hallbergii</i>	x			
<i>A. pungens</i>	x			Rbmm
<i>A. ternipes</i>			x	
<i>B. ferulifolia</i>			x	Dist
<i>B. procumbens</i>			x	
<i>B. sessiliflora</i>			x	Dist
<i>C. subaristatum</i>			x	
<i>C. tenuiflora</i>	x			Rbmm
<i>D. merckii</i>	x			
<i>D. microphylla</i>			x	
<i>E. scaberrimus</i>		X		Dist
<i>G. lilacinum</i>	x			Rbmm
<i>H. mexicana</i>		X		Dist
<i>Melampodium</i> sp.		X		
<i>N. dichotoma</i> var. <i>dichotoma</i>		X	x	
<i>P. atropurpureus</i>	x			
<i>P. linearis</i> var. <i>mexicana</i>			x	Dist
<i>P. moranensis</i>	x			Rbmm
<i>R. colorata</i>			x	
<i>T. angustifolia</i>	x			Dist
<i>S. coccinea</i>	x			Rbmm
<i>U. plantaginea</i>			x	Dist

Los efectos de los cambios en la vegetación sobre los organismos que viven dentro de estos ambientes, han sido ampliamente documentados. Sin embargo, los resultados son contrastantes en cuanto al tipo de taxón que es monitoreado durante o después de un evento de disturbio, como puede ser la modificación de la cobertura arbórea. Muñoz y Murrúa (1989), encontraron que los

monocultivos silvícolas disminuyen la diversidad de micromamíferos y que en términos generales los vertebrados son afectados por la heterogeneidad espacial, la estructura y la diversidad vegetal. Para algunos grupos vegetales, como las epífitas, la estratificación del dosel también puede influir significativamente y de manera diferencial sobre la estructura y la composición de sus comunidades (Fayle *et al.*, 2009). Inclusive, se ha observado una nula diferencia entre la diversidad de herbáceas en parches de bosques conservados y sujetos a disturbio, donde la homogeneidad ambiental tiene un papel importante para entender estos patrones (Bossuyt *et al.*, 1999; Benton *et al.*, 2003).

Si se contrastan los resultados con las hipótesis planteadas en el capítulo uno, la heterogeneidad (suelo, orografía, diversidad de especies de la cobertura arbórea, entre otros elementos), está influyendo de manera importante para que los bosques **BP** y **BM** no tengan las mismas comunidades (hipótesis uno), y aunque a este nivel no es posible observar la diversidad funcional de la riqueza de herbáceas, taxonómicamente la diversidad fue mayor en **BR** contrario a la hipótesis dos, por lo que las interacciones ecológicas dadas por la diversidad vegetal (polinización, dispersión de semillas, herbivoría, entre otras), puede no haber disminuido con la reforestación, como ha sido considerado que ocurre cuando disminuye la diversidad (Muñoz y Murrúa, 1989; Ruijven y Berendse, 2005) (Cuadro 4). Sin embargo, las formas de crecimiento fueron más diversas en **BP**.

Cuadro 4. Listado de hipótesis planteadas en el presente estudio.

Hipótesis	Fundamento
<p>1 Se espera que las condiciones físicas y bióticas de BP y BM ejerzan efectos similares sobre la riqueza (S), diversidad (H'), dominancia (1/D) y equitatividad (J') en las comunidades de artrópodos.</p>	Rohde, 2005
<p>2 Las condiciones de BR pueden incidir sobre los atributos de las comunidades de artrópodos, donde la reforestación monoespecífica tenderá comunidades poco diversas, con bajas abundancias, y una marcada dominancia y redundancia funcional en comparación con BP.</p>	Naeem <i>et al.</i> , 1999; Loreau <i>et al.</i> , 2001; Ruijven y Berendse, 2005

Artrópodos: Al igual que las comunidades vegetales de herbáceas y arbustos, la composición y la diversidad de las comunidades de artrópodos fueron diferentes para cada una de las zonas de bosque estudiadas, además, de con una marcada influencia por la estacionalidad. Los taxa abundantes difirieron por estación y por zona, por ejemplo las arañas, las hormigas y los hemípteros, fueron más numerosos en el bosque reforestado (**BR**) durante las secas, mientras que en lluvias, los coleópteros y los ortópteros fueron abundantes en el bosque conservado (**BP**). Lo anterior, más los patrones de riqueza y diversidad de especies encontrados, no permite observar un patrón claro del efecto de la reforestación sobre las comunidades. Sin embargo, parece que los bosques **BR** y **BP**, en algún momento, de acuerdo a la estación, tienen valores altos en la riqueza de especies; en el caso del bosque mixto (**BM**) y únicamente en la temporada de lluvias, los ortópteros fueron el grupo más diverso (Cuadro 5 a).

Cuadro 5.

5 a. Patrones de riqueza (S) de las comunidades artrópodos edáficos observados durante secas y lluvias en los bosques **BP** = bosque primario; **BM** = bosque mixto; **BR** = bosque reforestado. (*) durante las secas no se observaron coleópteros y en lluvias sólo se cuantificó un ejemplar en BM.

5 b. Patrones de los valores de diversidad (H') estimados para las comunidades de arañas e insectos encontrados en bosques con diferente grado de disturbio en la estación seca y lluviosa. **BP** = bosque primario; **BM** = bosque mixto; **BR** = bosque.

5 a.					
Riqueza	Arañas	Hormigas	Coleópteros	Ortópteros	Hemípteros
Secas	BR > BM > BP	BR > BM > BP	BR > BP > BM*	BP > BR > BM	BR > BP > BM
Lluvias	BP > BR > BM	BR > BM > BP	BP > BR > BM*	BP = BM > BR	BP > BM = BR
5 b.					
Diversidad	Arañas (H')	Insectos (H')	Abundancia	Arañas	
Secas	BR > BM > BP	BR > BM = BP	Secas	BR > BM > BP	
Lluvias	BR > BM = BP	BR > BP > BM	Lluvias	BR > BP > BM	

La dificultad de interpretar la abundancia y la diversidad de las comunidades de artrópodos en ambientes contrastantes por efecto de disturbios, es un fenómeno reconocido para una gran cantidad de taxa. Bolger *et al.* (2008), encontraron que las abundancias y la diversidad de las arañas, presentaron valores diferentes sin importar si se trataba de especies nativas o no nativas en hábitats fragmentados. Mientras que Horváth *et al.* (2009), reportaron una relación no significativa entre la riqueza de especies de arañas y la fragmentación del hábitat o el aislamiento del fragmento. Aunque en el presente trabajo no hay un análisis del tamaño de los fragmentos de bosque nativo (**BP**), reforestado (**BR**) y mixto (**BM**), al menos para arañas, se observaron valores altos de abundancia y

riqueza en la zona con mayor disturbio (Cuadro 5 b.), por lo que la diversidad forestal no necesariamente es un factor que incide sobre la diversidad de las comunidades de arañas (Schuldt *et al.*, 2008). Otros atributos del hábitat pueden estar influyendo, como la heterogeneidad horizontal a nivel de suelo, la cobertura de herbáceas y la influencia de la matriz de bosque conservado cercana a la zona reforestada, factores notables en el bosque **BR**. Además se ha reportado que las plantaciones de árboles exóticos, no necesariamente tienen un impacto negativo sobre la diversidad de artrópodos, como las arañas (Corcuera *et al.*, 2010), de esta manera, las hipótesis uno y dos, no se ajustan a los patrones observados en estas comunidades (Cuadro 4).

Por otro lado, la información obtenida para ortópteros y coleópteros, parece consistente con las hipótesis uno y dos (Cuadro 4), en el sentido de que fueron más abundantes y ricos en morfoespecies en el bosque conservado (**BP**), lo que fue más notable para los chapulines, que han sido considerados bioindicadores importantes de biodiversidad y herramientas para el monitoreo de la respuesta de los ecosistemas al disturbio antropogénico (Saha *et al.*, 2011). En el caso de los escarabajos, los resultados son ambiguos en comparación con los estudios que los reconocen como un grupo sensible al disturbio (Didham *et al.*, 1998), durante las secas estos organismos fueron más ricos en morfoespecies en el bosque reforestado (**BR**), pero fueron significativamente no conspicuos en el bosque mixto

(**BM**), donde sólo se registró un individuo, mientras que en lluvias tuvieron una mayor riqueza en el bosque conservado (**BP**).

Ante este escenario, es evidente que las comunidades biológicas son afectadas de manera diferencial debido a la naturaleza misma de las fuentes de disturbio y que estos cambios, deben tener efectos considerables sobre la funcionalidad de los ecosistemas (Aguilar y Sala, 1999; Fukami y Morin, 2003). Así, una mayor riqueza y diversidad en comunidades de un taxa particular, no necesariamente implica que los sistemas naturales no son afectados en sus propiedades funcionales; además, los resultados se suman a una serie de evidencias que indican que las modificaciones del hábitat no conducen a la homogenización de las comunidades (Mckinney y Lockwood, 1999). De esta manera, se deben tener datos que permitan entender las consecuencias que los disturbios ejercen sobre los ecosistemas ante una heterogeneidad amplia y aparentemente poco consistente de respuestas.

La diversidad funcional en los relictos de bosque templado

La evidencia de esta tesis sugiere que las hormigas, además de ayudar al monitoreo de las condiciones ambientales, pueden llegar a ser útiles para examinar las propiedades funcionales del ecosistema, la diversidad funcional de las formicide, puede reflejar el estado de conservación o modificación de un ecosistema en diferentes contextos ecológicos (diversidad y estructura de las

comunidades, interacciones intra e interespecíficas, funcionalidad, entre otros). La respuesta funcional de las hormigas, parece consistente a la observada en otros ambientes, con las dominantes Dolichoderinae y subordinadas *Camponotus* como grupos asociados al disturbio (Andersen *et al.*, 2004). No obstante, este rasgo debe ser estudiado a detalle, a fin de explorar alternativas de categorización funcional (Blüthgen *et al.*, 2003) o bien, fortalecer los grupos funcionales propuestos por Andersen (1991b).

Tentativamente, el análisis de la diversidad funcional, visto desde los gremios tróficos y reconociendo sus limitaciones predictivas y conceptuales (Chalcraft y Reserist, 2003; Flynn *et al.*, 2009), sugiere que el bosque conservado (**BP**) es más diverso que el bosque mixto (**BM**) y el bosque reforestado (**BR**), y aunque no haya evidencia taxonómica de homogenización, funcionalmente, puede haber redundancia dentro de las comunidades de artrópodos, producto de la reforestación, lo que se puede reflejar en sistemas pobres en interacciones ecológicas. De esta forma **BP** y **BM**, desde el punto de vista funcional se ajustaron a la hipótesis uno, mientras que **BR** a la hipótesis dos.

Estos resultados aunados al hecho de la variabilidad en las respuestas de la diversidad taxonómica, hace necesario el desarrollo de aproximaciones funcionales de la diversidad que han sido poco exploradas, debido al escaso consenso y, a que los índices desarrollados no consideran todos los criterios requeridos para un uso general (Villéger *et al.*, 2008). No obstante, Mouillot *et al.*

(2005), han propuesto el índice de regularidad funcional, como una medida donde se reconoce la igualdad funcional en relación con la abundancia de las especies, con resultados que se ajustan significativamente con propiedades funcionales del ecosistema y Pardo *et al.* (2002), diseñaron un índice de diversidad de hábitat que considera las condiciones de heterogeneidad espacial. Lo anterior, junto con la consideración de la identidad de las especies, puede derivar en un índice integrado de diversidad que considere la taxonomía, la funcionalidad y el espacio donde las redes de interacción son tendidas.

Conclusiones

Los bosques estudiados en este trabajo son muy ricos en diversidad biológica. A pesar de la importancia por formar parte de zonas prioritarias de conservación, no hay estudios ecológicos suficientes que permitan conocer, evaluar y proponer un esquema de conservación, restauración y uso de los ecosistemas naturales. Los artrópodos proporcionan una herramienta importante para estudios de monitoreo ambiental, que debe ser integral tanto con el monitoreo de plantas, como de variables relacionadas con el aspecto social de las comunidades humanas que viven en estos ambientes. Desde el punto de vista cultural, los insectos y las plantas, proporcionan un sistema de conocimientos que permite el vínculo entre el mundo natural y el social que se encamine hacia un esquema de restauración ecológica amplio, donde participen distintas y distantes disciplinas científicas que

permitan entender la complejidad del problema de la pérdida de biodiversidad (Fig. 1).

La restauración de especies y ecosistemas es un problema complejo que necesita ser abordado desde una perspectiva integral, tal como lo demandan las nuevas tendencias de la sociedad moderna (De la Cruz-Flores y Abreau-Hernández, 2008). En este sentido, el modelo de interacción insectos-sociedad, ofrece un campo prometedor donde la conservación y uso de la naturaleza se encuentran en un marco social, que ha sido ampliamente reconocido como piedra angular de la sustentabilidad (Guimarães, 1994; Foladori y Tommasino, 2000), y dado que la mayor parte de la diversidad biológica está en zonas rurales e indígenas, el trabajo con estas poblaciones humanas, puede derivar en proyectos integradores que poco se han realizado en México y que son vitales por su consideración como país megadiverso y con amplia diversidad cultural (Toledo *et al.*, 2001). Un modelo de investigación integrador que parta de un diagnóstico sobre la naturaleza y de la sociedad inmersa en estos ambientes, puede originar líneas de investigación multi y transdisciplinarias que generen conocimiento científico innovador.

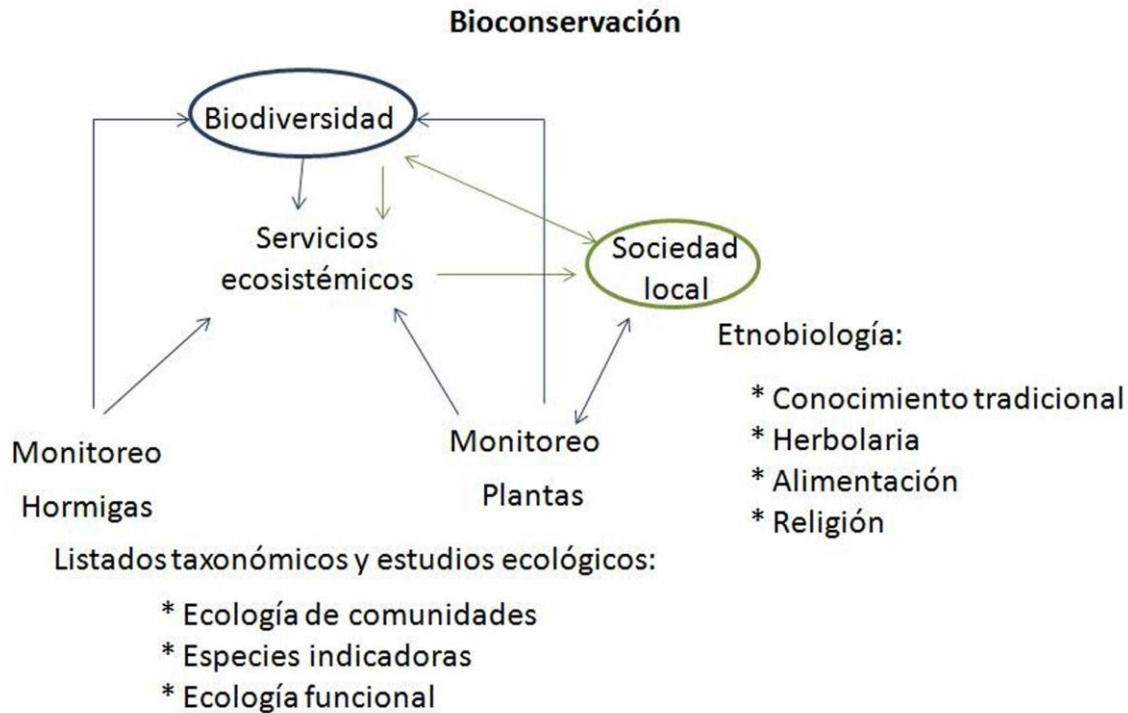


Figura 1. Esquema integral de bioconservación y/o restauración ecológica. La propuesta reconoce dos elementos importantes, la biodiversidad y la sociedad local, de manera que la biodiversidad debe ser monitoreada en dos sentidos: taxonómica y funcional, este último con una influencia directa sobre la sociedad, que a su vez, con el manejo de los sistemas naturales, afecta positiva o negativamente la riqueza de especies. Las plantas (y sutilmente los insectos), generan otro vínculo con la sociedad que permite indagar sobre la interacción entre variables sociales (economía, cultura, agricultura, salud, alimentación, entre otros) y la naturaleza.

Literatura consultada

Aguilar M.R., O.E. Sala. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. *Tree* 14: 273-277.

Andersen A.N. 1991a. Responses of ground foraging ant communities to three experimental fire regimes in a savanna forest of tropical Australia. *Biotropica* 23: 575-585.

- Andersen A.N. 1991b. Parallels between ants and plants: implications for community ecology. *In* Huxley C., D.F. Cutler (eds.). Ant-plant interactions. Oxford Science Publications. 539-558.
- Andersen A.N., A. Fisher, B.D. Hoffmann, J.L. Read, R. Richards. 2004. Use of terrestrial invertebrates for monitoring in Australian rangelands, with particular reference to ants. *Austral Ecology* 29: 87-92.
- Arriaga L., L. Gómez. 2004. Posibles efectos del cambio climático en algunos componentes de la biodiversidad de México. *En* Martínez J., A. Fernández (coords.). Cambio climático: una visión desde México. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT, México. 255-265
- Benton T.G., J.A. Vickery, J.D. Wilson. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 182-188.
- Blüthgen N., G. Gebauer, K. Fiedler. 2003. Disentangling a rain forest food web using stable isotopes dietary diversity in a species-rich ant community. *Oecologia* 137: 426-435.
- Bolger D.T., K.H. Beard, A.V. Suarez, T.J. Case. 2008. Increased abundance of native and non native spiders with habitat fragmentation. *Diversity and Distribution* 14: 655-665.
- Bossuyt B., M. Hermy, J. Deckers. 1999. Migration of herbaceous plant species across ancient-recent forest ecotones in central Belgium. *Journal of Ecology* 87: 628-638.

- Brower L.P., G. Castilleja, A. Peralta, J. López-García, L. Bojorquez-Tapia, S. Diaz, D. Melgarejo, M. Missrie. 2002. Quantitative changes in forest quality in a principal overwintering area of monarch butterfly in Mexico. *Conservation Biology* 16: 346-359.
- Calderón de Rzedowski G., J. Rzedowski. 2004. Manual de malezas de la región de Salvatierra, Guanajuato. Instituto de Ecología A.C., México.
- Cagri F., J.R. Vernhes, T. Younés (Eds.). 1994. Inventorying and monitoring biodiversity: a proposal for an international network. *Biology International*. Paris, France.
- Castro-Delgado S., C. Vergara-Cobian, C. Arellano-Ugarte. 2008. Distribución de la riqueza, composición taxonómica y grupos funcionales de hormigas del suelo a lo largo de un gradiente altitudinal en el refugio de vida silvestre Laquipampa, Lambayeque-Perú. *Ecología Aplicada* 7: 89-103.
- Cejudo-Espinoza E., C. Deloya. 2005. Coleóptera necrófilos del bosque de *Pinus hartwegii* del Nevado de Toluca México. *Folia Entomológica Mexicana* 44: 67-74.
- Chalcraft R.D., W.J. Resetarist. 2003. Predator identity and ecological impacts: functional redundancy or functional diversity?. *Ecology* 84: 2407-2418.
- Corcuera P., P.L. Valverde, J.A. Zavala-Hurtado, G. De la Rosa, C. Gabriel-Duran. 2010. Non weaving spiders on native woodlands and *Eucalyptus*

plantations in western Mexico: diversity and distribution patterns.
Journal of Insect Conservation 14: 711-719.

Cornejo-Tenorio G., A. Casas, B. Farfán, J.L. Villaseñor, G. Ibarra-Martínez. 2003.
Flora y vegetación de las zonas núcleo de la Reserva de la Biosfera
Mariposa Monarca, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*
73: 43-62.

Cornejo-Tenorio G., G. Ibarra-Manríquez. 2007. Plant reproductive phenology in a
temperate forest of the Monarch Butterfly Biosphere Reserve, Mexico.
Interciencia 32: 445-452.

Cuevas-Guzmán R., E.A. Cisneros-Lepe, E.J. Jardel-Peláez, E.V. Sánchez-
Rodríguez, L. Guzmán-Hernández, N.M. Núñez-López, C. Rodríguez-
Guerrero. 2011. Análisis estructural y de diversidad en los bosques de
Abies de Jalisco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 1219-
1233.

Cutz-Pool L.Q., J.G. Palacios-Vargas, G. Castaño-Meneses. 2008. Estructura de
la comunidad de colémbolos (Hexpoda: Collembola) en musgos
corticícolas en el gradiente altitudinal de un bosque subhúmedo de
México. *Revista de Biología Tropical* 56: 739-748.

Cutz-Pool L.Q., G. Castaño-Meneses, J.G. Palacios-Vargas, Z. Cano-Santana.
2010 a. Distribución vertical de colémbolos muscícolas en un bosque de

Abies religiosa del Estado de México, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 81: 457-463.

Cutz-Pool L. Q., A. García-G., G. Castaño-M., J.G. Palacios-V. 2010 b. Diversidad de invertebrados de musgos corticícolas en la región del volcán Iztaccíhuatl, Estado de México. Revista Colombiana de Entomología 35: 90-95.

De la Cruz-Flores G., L.F. Abreu-Hernández. 2008. Tutoría en la educación superior: transitando desde las aulas hacia la sociedad del conocimiento. Revista de la Educación Superior 17: 107-124.

Didham R.K., P.M. Hammond, J.H. Lawton, P. Eggleton, N.E. Stork. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. Ecological Monographs 68: 295-323.

Espinoza-García F., J. Sarukhan, 1997. Manual de malezas del valle de México. UNAM; Fondo de Cultura Económica. México.

Favila E.M., G. Halffter. 1997. The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. Acta Zoológica Mexicana 72: 1-25.

Fayle T.M., A.Y.C. Chung, A.J. Dumbrell, P. Eggleton, W.A. Foster. 2009. The effect of rain forest canopy architecture on the distribution of epiphytic ferns (*Asplenium* spp.) in Sabah, Malaysia. Biotropica 41: 676-681.

- Flynn D.F.B., M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B.T. Richers, B.B. Lin, N. Simpson, M.M. Myfield, F. DeClerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12: 22-33.
- Foladori G., H. Tommasino. 2000. El concepto de desarrollo sustentable, treinta años después. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* 1: 41-56.
- Fregoso A., A. Velázquez, G. Bocco, G. Cortés. 2001. El enfoque del paisaje en el manejo forestal de la comunidad indígena de Nuevo San Juan Parangaricutiro, Michoacán, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* 46: 58-77.
- Fukami T., P.J. Morin. 2003. Productivity-biodiversity relationships depend on the history of community assembly. *Nature* 424: 423-426.
- García-Gómez A., G. Castaño-Meneses, JG. Palacios-Vargas. 2011. Distribución y diversidad de colémbolos (Hexapoda: Collembola) en el gradiente altitudinal de un bosque templado en México. *Revista de Biología Tropical* 59: 315-327.
- González-Espinosa M., N. Ramírez-Marcial, A. Camacho-Cruz, S.C. Holtz, J.M. Rey-Benayas, M.R. Parra-Vázquez. 2007. Restauración de bosques en territorios indígenas de Chiapas: modelos ecológicos y estrategias de acción. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80: 11-23.

- Guimarães R.P. 1994. Desarrollo sustentable: ¿propuesta alternativa o propuesta neoliberal?. *Revista Eure* 61: 41-56.
- Guzmán-Mendoza R., G. Castaño-Meneses, M.C. Herrera-Fuentes. 2010. Variación espacial y temporal de la diversidad de hormigas en el Jardín Botánico del valle de Zapotitlán de las Salinas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80: 427-435.
- Hernández-Mejía C., J. Llorente-Bousquests, I. Vargas-Fernández, A. Luis-Martínez. 2008. Las mariposas (Hesperioidea y Papilionoidea) de Malinalco, Estado de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79: 117-130.
- Horváth R., T. Magura, C. Szinetár, B. Tóthmérész. 2009. Spiders are not less diverse in small and isolated grasslands, but less diverse in overgrazed grasslands: A field study (East Hungary, Nyírség). *Agriculture Ecosystems and Environment* 130: 16-22.
- Kremen C., A.M. Merenlender, D.D. Murphy. 1994. Ecological monitoring: a vital need for integrated conservation and development programs in the tropics. *Conservation Biology* 8: 388-397.
- López-Pérez Y., J.D. Tejero-Díez, A.N. Torres-Díaz, I. Luna-Vega. 2011. Flora del bosque mesófilo de montaña y vegetación adyacente en Avandaro, Valle de Bravo, Estado de México, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 88: 35-53.

- López-Sandoval J.A., S.D. Koch, L.M. Vázquez-García, G. Munguía-Lino, E.J. Morales-Rosales. 2010. Estudio florístico de la parte central de la barranca Nenetzingo, municipio de Ixtapan de la Sal, Estado de México. *Polibotánica* 30: 9-33.
- Loreau M., S. Naeem, P. Inchausti, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman, D. A. Wardle. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294: 804-808.
- Lubertazzi D., W.R. Tschinkel. 2003. Ant community change across a ground vegetation gradient in north Florida's longleaf pine flatwoods. *Journal of Insects Science* 21:1-17.
- Lughadha E.N., J. Baillie, W. Barthlott, N.A. Brummitt, M.R. Cheek, A. Farjon, R. Govaerts, K.A. Hardwick, C. Hilton-Taylor, T.R. Meagher, J. Moat, J. Mutke, A.J. Paton, L.J. Pleasants, V. Savolainen, G.E. Schatz, P. Smith, I. Turner, P. Wyse-Jackson, P.R. Crane. 2005. Measuring the fate of plant diversity: towards a foundation for future monitoring and opportunities for urgent action. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360: 359-372.
- Luna-Reyes M., J. Llorente-Bousquets. 2004. Papilionoidea (Lepidoptera: Rhopalocera) de la Sierra Nevada, México. *Acta Zoológica Mexicana* 20: 79-102.

- Medina L. J.G., J.D. Tejero-Diez. 2006. Flora y vegetación del parque estatal Atizapán-Valle Escondido, Estado de México, México. *Polibotánica* 21: 1-43.
- Naeem S., Chair F. S. Chapin III, R. Constanza, P. R. Ehrlich, F. B. Golley, D. U. Hooper, J.H. Lawton, R. V. O'Neill, H. A. Mooney, O. E. Sala, A. J. Symstad, D. Tilman. 1999. Biodiversity and ecosystem functioning: Maintaining natural life support processes. *Issues in Ecology* 4: 2-11.
- Malenque M.A., H.T. Ishii, K. Maeto, S. Taniguchi. 2007. Line thinning fosters the abundance and diversity of understory hymenoptera (Insecta) in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D.Don) plantations. *Journal of Forest Research* 12: 14-23.
- Mattoni R., T. Longcore, V. Novotny, 2000. Arthropod monitoring for fine scale habitat analysis: a case study of the El Segundo Sand Dunes. *Environmental Management* 25: 445-452.
- Mckinney M.L., J.L. Lockwood. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Tree* 14: 450-453.
- Mouillot D., W.H. Norman Mason, O. Dumay, J. Bastow Wilson. 2005. Functional regularity: a neglected aspect of functional diversity. *Oecologia* 142: 353-359.

- Muñoz A., R. Murrúa. 1989. Efectos de la reforestación con *Pinus radiata* sobre la diversidad y abundancia de los micromamíferos en un agroecosistema de Chile Central. *Turrialba* 39: 143-150.
- Pardo I., M. Álvarez, J. Casas, J.L. Moreno, S. Vivas, N. Bonada, J. Alba-Tercedor, P. Jáimez-Cuéllar, G. Moyá, N. Prat, S. Robles, Ma. L. Suárez, M. Toro, Ma R. Vidal-Abarca. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica* 21: 115-133.
- Quinteros P., N. Hansen, A. Kutschker. 2010. Composición y diversidad del sotobosque de ñire (*Nothofagus antarctica*) en función de la estructura del bosque. *Ecología Austral* 20: 225-234.
- Rohde K. 2005. *Nonequilibrium ecology*. Cambridge University Press. Cambridge, U.K.
- Rojas F.P. 2001. Las hormigas del suelo en México: diversidad, distribución e importancia (Hymenoptera: Formicidae). *Acta Zoológica Mexicana* Esp 1: 189-238.
- Ruijven J.V., F. Brendse. 2005. Diversity-productivity relationships: initial effects, long term patterns and underlying mechanisms. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102: 695-700.
- Saha H.K., A. Sarkar, P. Haldar. 2011. Effects of anthropogenic disturbances on the diversity and composition of the acridid fauna of sites in the dry

deciduous forest of West Bengala, India. *Journal of Biodiversity and Ecological Science* 1: 313-320.

Sánchez-González A., L. López-Mata, H. Vibrans. 2006. Composición y patrones de distribución geográfica de la flora de oyamel del cerro Tlaloc, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 79: 67-78.

Schuldt A., N. Fahrenholz, M. Brauns, S. Migge-Kleian, C. Platner, M. Schaefer. 2008. Communities of ground-living spiders in deciduous forests: Does tree species diversity matter?. *Biodiversity Conservation* 17:1267–1284.

Trevilla-Rebollar A., C. Deloya, J. Padilla-Ramírez. 2010. Coleópteros necrófilos (Scarabaeidae, Silphidae y Trogidae) de Malinalco, Estado de México, México. *Neotropical Entomology* 39: 486-495.

Toledo V.M., P. Alarcón-Chaires¹, P. Moguel, M. Olivo, A. Cabrera, E. Leyequien, A. Rodríguez-Aldabe. 2001. El Atlas etnoecológico de México y Centroamérica: fundamentos, Métodos y Resultados. *Ethoecológica* 8: 7-41.

Torres-Zúñiga Ma. M., J.D. Tejero-Díez. 1998. Flora y vegetación de la sierra de Sultepec, Estado de México. *Anales del Instituto de Biología, Serie Botánica* 69: 135-174.

Urones C., M. Jerardino, J.L. Fernández. 1990. Estudio ecológico de las arañas epigeas (Araneae) en un encinar adhesado de *Quercus ilex* subsp.

ballota (Desf.) Samp. (provincia de Salamanca, España). Boletín de la Asociación Española de Entomología 14: 185-197.

Velázquez A., J.F. Mas, J.R. Díaz-Gallegos, R. Mayorga-Saucedo, P.C. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra, J.L. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. Gaceta Ecológica 62: 21-37.

Villéger S., N.W.H. Mason, D. Mouillot. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. Ecology 89: 2290-2301.

Zacarias-Eslava L.E., G. Cornejo-Tenorio, J. Cortés-Flores, N. González-Castañeda, G. Ibarra-Manríquez. 2011. Composición, estructura y diversidad del cerro El Águila, Michoacán, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 82: 854-869.



Lista de publicaciones

- Guzmán-Mendoza R., J.A. Zavala-Hurtado, G. Castaño-Meneses, J.L. León Cortés. Cambios en la estructura de las comunidades de hormigas en un gradiente de reforestación en bosques templados del centro occidente de México. *Madera y Bosques*. ACEPTADO.
- Guzmán-Mendoza R., G. Castaño-Meneses, J.A. Zavala-Hurtado. 2012 Foraging Activity and trophic spectrum of red ant *Pogonomyrmex barbatus* Smith, 1858, in productivity-contrasted microenvironments. *Psyche* 2012. doi:10.1155/2012/942737
- Bazán-Morales A., M del C. Herrera-Fuentes, J. López-Jardines, R. Guzmán-Mendoza. 2012. Artrópodos asociados a las diferentes etapas de la formación de la composta. *Entomología Mexicana* 11: 572-575.
- Guzmán-Mendoza R. 2012. Los insectos, más que bichos molestos. *Especies Revista sobre conservación y biodiversidad* 21: 6-12.
- Guzmán-Mendoza R., M.C. Herrera-Fuentes, G. Castaño-Meneses, J.A. Zavala-Hurtado, J.L. León-Cortés. 2011. La hiperdiversidad de los insectos: Explorando su valor biológico, cultural y económico. *Facetas de la Ciencia Ensayos sobre Entomología Cultural* 51-54.
- Vásquez –Bolaños M., G. Castaño-Meneses, R. Guzmán-Mendoza. 2011. New species of *Tetramorium* Mayr (Hymenoptera: Formicidae) from Puebla State, México. *Neotropical Entomology* 40: 452-455.
- Guzmán-Mendoza R., S. Alejandro-García, G.A. Patrick-Encina. 2011. Assesment of the status of traditional knowledge associated to natural resources in San Miguel Tenochtitlan, a

Mazahua community in the State of Mexico. *In* Skoczek M. (ed.). Mazahua region in Mexico: Towards new indigenous rurality. University of Warsaw Faculty of Geography and Regional Studies. Warszawa 165-176.

Guzmán-Mendoza R., J.A. Zavala-Hurtado, M. del C. Herrera-Fuentes. 2010. ¿Pueden diferentes tipos de fertilización afectar los patrones de distribución y abundancia de *Macroductylus* sp.? *Entomología Mexicana* 9: 588-592.

Guzmán-Mendoza R. 2010. Los insectos: antiguos constructores del mundo. *Elementos Ciencia y Cultura* 79: 29-33.

Guzmán-Mendoza R. 2010. El enigma de la Biodiversidad y los bichos en el Jardín. *Contactos*: 75: 64-68.

Guzmán-Mendoza R., G. Castaño-Meneses, Ma del C. Herrera-Fuentes. 2010. Variación espacial y temporal de la diversidad de hormigas en el jardín Botánico, del Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81: 427-435.

Bastida M.M.C., I. Vásquez L., G. Patrick Ann, R. Guzmán-Mendoza, S.A. García., R. Albino-Garduño. 2009. Guía para la Gestión del Desarrollo Sustentable. Ediciones El Campo para Todos, SEDEMEX. México. 64 pp.

Memorias en extenso

Guzmán-Mendoza R., M del C. Herrera-Fuentes, J.A. Zavala-Hurtado, Z. Ibarra Miranda, C. Rodríguez-Hernández. 2011. Avances en el conocimiento de una plaga esporádica: el escarabajo frailecillo del centro de México. *Agricultura Sostenible* 7: 1-7.

Herrera –Fuentes M del C., R. Guzmán-Mendoza, J. Orendain-Mendez, J. Campos Serrano, A.

Bazán M. 2011. Estimación de la riqueza de los escarabajos del maíz del centro occidente de México. *Agricultura Sostenible* 7: 1-6.

Guzmán-Mendoza R., S.A. García. 2010. Pérdida y resistencia del conocimiento tradicional asociado al medio ambiente en la región mazahua de Jocotitlán, Estado de México.

Homenaje a Yolanda Lastra. X Coloquio Internacional Sobre Otopames. Instituto Nacional de Lenguas Indígenas IIA UNAM. 285-294.

Xalapa, Ver., 05 de Julio de 2012

Rafael Guzmán-Mendoza

Estudiante del Doctorado en Ciencias Biológicas
Departamento de Biología
Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa
Apartado Postal 55-535. México D.F.

Estimado Rafael Guzmán Mendoza:

En nombre del Comité Editorial de la revista '*Madera y Bosques*' me es grato notificarle que su manuscrito titulado "**Cambios en la estructura de las comunidades de hormigas en un gradiente de reforestación en bosques templados del centro occidente de México**" que fue registrado con la clave MB18-11 y cuyos autores son: **Rafael Guzmán-Mendoza, José Alejandro Zavala-Hurtado, Gabriela Castaño-Meneses y Jorge Leonel León-Cortés** ha sido **Aceptado**. El documento será publicado en uno de los números de este año. La fecha exacta de su publicación y el número de páginas, le será comunicado en breve.

Aprovecho la oportunidad para agradecerle su interés por publicar en *Madera y Bosques* y espero la siga considerando como un medio de difusión de sus resultados de investigación.

ATENTAMENTE



Dr. Raymundo Dávalos Sotelo
Editor '*Madera y Bosques*'

Revista Madera y Bosques

Carretera antigua a Coatepec 351, El Haya, AP 63, Xalapa 91070, Veracruz, México
Correo electrónico: mabosque@inecol.edu.mx Tel: (228) 8421800 ext. 6106

Research Article

Foraging Activity and Trophic Spectrum of Red Ant *Pogonomyrmex barbatus* Smith, 1858, in Productivity-Contrasted Microenvironments

Rafael Guzmán-Mendoza,¹ Gabriela Castaño-Meneses,^{2,3}
and José Alejandro Zavala-Hurtado⁴

¹ PhD student, Unidad Iztapalapa, Mexico, DF, Universidad Autónoma Metropolitana, Mexico

² Ecología y Sistemática de Microartrópodos, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, 04510 Mexico, DF, Mexico

³ Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Facultad de Ciencias, Campus Juriquilla, Universidad Nacional Autónoma de México, Juriquilla, 76230, QRO, Mexico

⁴ Departamento de Biología, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, 09340 Mexico, DF, Mexico

Correspondence should be addressed to Gabriela Castaño-Meneses, gabycast99@hotmail.com

Received 2 February 2012; Revised 17 May 2012; Accepted 18 May 2012

Academic Editor: James Charles Nieh

Copyright © 2012 Rafael Guzmán-Mendoza et al. This is an open access article distributed under the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

Foraging strategies can be influenced by many factors such as abundance, availability, and toxicity of the resources. In arid zones, the distribution and productivity of plants also act as additional factors that affect foraging strategies. Twenty colonies of *Pogonomyrmex barbatus* ants were studied in an arid zone of central Mexico to evaluate the trophic niche breadth in two sites with contrasting productivities in terms of their diversity and amount of resources during two seasons. The results suggest that when the resources are abundant as in the rainy season, the trophic niche breadth is reduced in sites with high productivity and, in the same sites, the trophic niche breadth increases when the resources are limited as in the dry season. In contrast, the trophic niche breadth is similar in both conditions of resource availability (i.e., rainy and dry seasons) at sites with low productivity. During the dry season, populations of *P. barbatus* showed a similar foraging behavior in sites with high and low productivity. Thus, the particular characteristics of a site can significantly affect the foraging strategies of the ants in those environments.

1. Introduction

Food options for organisms are often influenced by several resource characteristics such as availability, distribution, toxins content, palatability, and acceptance, and by the behavior and biology of the organisms, including life cycle, tolerance to environment changes, and feeding habits restrictions [1, 2]. Gordon [3] enumerated the mechanisms behind diet modification in ants in relation to changes in the foraging area: an increase in territory results in higher levels of resources, cost in territory defense, risk of predation, and energy used for gathering and transporting the resources [1, 3]. Other factors that may affect the availability or not of the resources in ant foraging areas include localization,

because physical conditions can be very important in the colony development; food availability; intensity of biotic interactions such as inter- and intraspecific competition [4, 5].

According to the optimal foraging theory (OFT), organism must develop cost-effective strategies to obtain more resources and energy by using mechanisms favored by natural selection, resulting in a positive impact on the species fitness [2]. In the case of ants, which are highly diverse and abundant [6], foraging mechanisms involve three general patterns: hunting (including predation and granivory), rewards (e.g., exploitation of extrafloral nectaries, elaiosomes, and homopteran secretions), and defense for discovered resources [7]. Depending on the ant species,

cognitive plasticity (learning) and the use of visual signals are important foraging mechanisms, as observed in *Ectatomma ruidum* (Roger, 1860) and *E. tuberculatum* (Olivier, 1792) [8], and in *Pogonomyrmex* sp., whose learning is related to site fidelity [7].

In arid ecosystems, primary production occurs in pulses attributable to rainy seasonal patterns [9] that produce a high environmental heterogeneity as result of the unequal distribution of humidity in time and space [10]. These seasonal patterns are relevant because little modifications in the ecosystem's components, such as precipitation, can influence variations in other elements, thus generating various microhabitats with different productivities, composition and abundance of primary producers, primary consumers, and predators [11–13].

Resource abundance is an indicator of productivity in terms of energy availability. Organisms modify their feeding behavior in relation to food availability in the habitat. In the case of resource scarcity, several important coincidences in the diet of species have been recorded, increasing the competition for food [14]. In contrast, feeding specialization occurs under conditions of food abundance [2, 15].

Although the arid zones have been regarded as sites with low ant diversity, recent investigations have revealed a remarkably high diversity and abundance [6, 16, 17], together with highly variable interactions and trophic habits, as influenced by time. These reports indicate that ants play relevant roles in various ecosystem processes, including nutrient recycling and redistribution of resources [18].

The aim of this study was to examine the foraging strategies of *Pogonomyrmex barbatus* (Smith, 1858) in relation to habitat productivity by attempting to answer the following question: how does the trophic spectrum of *P. barbatus* influence habitat productivity in a semiarid zone? We assumed that productivity would be directly related to the diversity and abundance of food [11, 19, 20], allowing a direct relationship between productivity and resources diversity and abundance. Our hypothesis was that, under relatively high productivity, the feeding habits of *P. barbatus* would be more specific, whereas in habitats with relatively low productivity, the feeding habits would follow a generalist behavior. High and low productivities in a habitat are defined in this study as a function of the plant species richness and food abundance.

2. Materials and Methods

2.1. Study Sites. The study was performed at the “Helia Bravo” Botanical Garden (18°27'30"N, 97°24'50"W) at 1678 m a.s.l., located in the Zapotitlán Salinas Valley, into the physiographic region of Tehuacán-Cuicatlán, in Puebla and Oaxaca States, Mexico. The weather is generally dry with a rainy period from May to October each year and 400 mm of annual average precipitation, and a dry season from November to April. The annual average temperature ranges from 18 to 22°C. The dominant vegetation consists of xerophytic shrub, as reported by Rzedowski [21], with

physiognomic variations related to the local environmental conditions, resulting in different vegetation types [22].

Two sites in the Botanical Garden, each with contrasting productivities based on plant cover, species richness, and productivity, were selected. The first site was named Jardín (18°19.78'N, 97°27.45'W) and showed the highest values of plant cover (116.36%) and species richness ($S = 25$), when compared to those of the second site named Llano (18°19.54'N, 97°27.26'W), which is located in a zone with high erosion (plant cover = 45.54%; species richness = 16). The distance between the sites, estimated with a Garmin 60 C GPS, was 600 m in a linear direction, although a hill was located between the two sites. Species similarity between the two plant communities was estimated as 12.2% by using the Renkonen similarity index. The availability of resources at the Jardín site, according with a preliminary study by Guzmán-Mendoza [23] was 2,252 seeds of different species, 175 remains of vegetal material (branches, leaves, and parenchymal tissue of leguminous pods), and 1,379 objects of animal material (insects, exuviae, spiders, and caterpillars) per 600 m². At the Llano site, the available resources included 12,760 seeds, 470 plant material remains, and 1,004 animal materials per 600 m². The amount of resources differed in relation to the site; thus, the Llano site possessed a greater variety of resources (Jardín: $\chi^2_{0.05,12} = 634.46$, $P < 0.0001$; Llano $\chi^2_{0.05,12} = 5663.86$, $P < 0.0001$), and season (rainy season: $\chi^2_{0.05,12} = 1141.14$, $P < 0.0001$; dry season: $\chi^2_{0.05,12} = 4805.67$, $P < 0.0001$). The composition of resources (i.e., seeds types and animal composition) was similar in both sites and seasons.

2.2. Foraging Activity of *Pogonomyrmex Barbatus*. To establish the intensity of foraging activity, the number of ants engaged in searching and gathering resources for an approximated duration of 8 minutes was counted. In each site (Jardín and Llano) were studied ten colonies for a total of 20 colonies studied in the area. In each observation, the colony disk was divided into four quadrants with directions NE, SE, SW, NW, and each quadrant was observed for 2 minutes. The ants leaving or joining the colony was recorded for each quadrant, counting only those that crossed the disk border. All data were analyzed using two-way analysis of variance (ANOVA) to compare the number of ants engaged in foraging between sites and seasons. Significant differences were tested using the least significant differences (LSDs) multiple comparison test [24].

Trophic niche breadth was estimated from the recorded number of ants returning to the nest with objects in their mandibles. Observations were performed for approximately 20 minutes. The objects carried by the ant using their mandibles were removed using entomological forceps and were assigned to one of the categories previously mentioned. To measure niche breadth, Levins index [25] was used to estimate the width, which was used as a measure of distribution of individuals uniformity among resources. The index value is highest when individuals are observed in all resources, and the minimum value is observed when the individuals are present in only one resource [25]. We estimated the diversity

TABLE 1: Results of two-way ANOVA test for the effect of site, season and interaction on the foraging intensity of *Pogonomyrmex barbatus* at the “Helia Bravo” Botanical Garden, Puebla, Mexico. Significant level $\alpha = 0.05$.

Variation source	Square sum	F value and probability
Sites	3971.0	$F_{0.05(1)1} = 1.135; P = 0.293$
Seasons	68967.4	$F_{0.05(1)1} = 19.719; P = 0.001$
Site * season	18409.1	$F_{0.05(1)1} = 5.263; P = 0.027$

TABLE 2: Results of multiple comparison LSD tests for ant foraging during dry and rainy season in two sites, Jardín and Llano. $\alpha = 0.05$. LIR: Llano rainy; LID: Llano dry; JR: Jardín rainy; JD: Jardín dry. Distinct letters indicate significant differences.

Site-season	Difference average	Probability	Confidence intervals (95%)	
LID_a				
LIR	120.09	<0.05	171.05	69.12
JD_a	21.90	>0.05	72.87	29.05
JR	60.18	<0.05	111.14	9.21
LIR				
JD	98.18	<0.05	47.21	149.14
JR	59.90	<0.05	8.94	110.87
JD_b				
JR_b	38.27	>0.05	89.23	12.69

of resources by using the Shannon index and compared the results obtained in both communities [25]. The comparisons were made between sites and seasons. Data analyses were performed using SPSS 12.0 software (SPSS INC. 2003 SPSS for Windows rel. 12.0, Chicago IL, USA).

3. Results

3.1. Foraging Intensity. There were differences in the number of ants engaged in foraging in both sites and seasons. During the rainy season, the Llano colonies showed a higher number of foraging ants (average \pm se = 53.5 ± 22.73) than the Jardín colonies (20.65 ± 18.96). During the dry season, the observed pattern was reversed: the Jardín colonies were more active (15.07 ± 9.73) than the Llano colonies (6.59 ± 7.17 ; Table 1). The results of ANOVA test showed significant differences in the site and season, and the LSD multiple-comparison test, LSD revealed that ants were more active during the rainy season, regardless of site (Table 2). The lowest values in activity for both sites (Figure 1) were recorded during the dry season. However, the foraging activity in Jardín was similar during both seasons (MD = 38.2, $P = 0.137$). Nevertheless, in Llano, the season significantly influenced the foraging ant activity (Table 2).

3.2. Trophic Niche Breadth. Similar to the study by Guzmán-Mendoza [23], the heterogeneity of available resources was similar in both sites ($t_{0.05,17.97} = 0.66$, $P = 0.52$), despite the greater abundance of seeds recorded in Llano. The

TABLE 3: Trophic niche breadth of *Pogonomyrmex barbatus* at two semiarid sites with contrasting productivities during the rainy and dry season. JR: Jardín rainy; JD: Jardín dry; LIR: Llano rainy; LID: Llano dry.

Site-season	Levins standardized index	Shannon diversity index	t value and probability
JR	0.31	0.95	
LIR	0.17	0.81	$t_{0.05(44)} = 4.96$, $P < 0.0001$
JD	0.16	0.76	
LID	0.14	0.73	$t_{0.05(34)} = 0.713$, $P = 0.48$

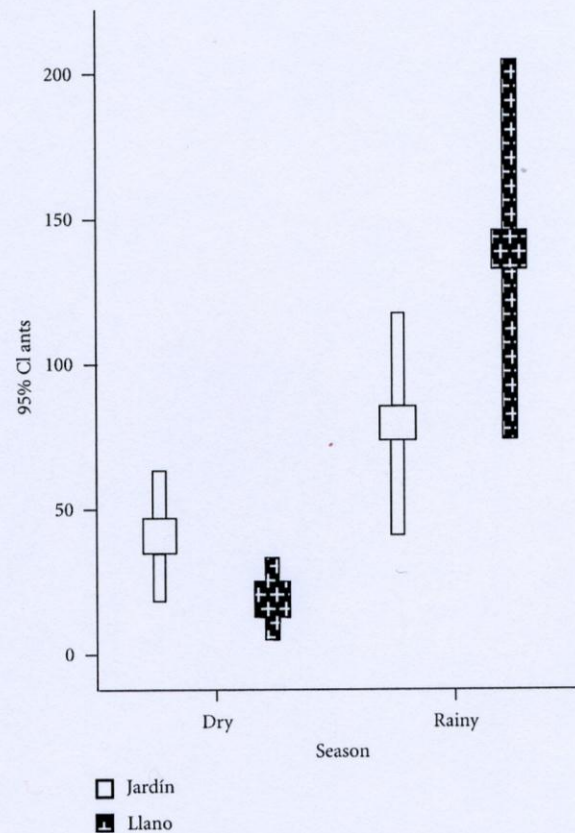


FIGURE 1: Average foraging activities of active ants at two sites at the Zapotitlán Valley, Puebla, Mexico, with contrasting productivities during two seasons.

comparison of trophic niche breadth showed that the Jardín colonies exhibited a stronger generalist approach than the Llano colonies ($t_{0.05,44} = 4.96$, $P < 0.0001$, Table 3). However, both sites showed that more seeds were used as a major resource on the basis of the observed number of ants physically carrying this specific resource (Figure 2).

Despite the variety of resources available to the colonies, the ants of Jardín mainly foraged on seeds, arthropods, floral structures, leaves and excreta, whereas the Llano ants

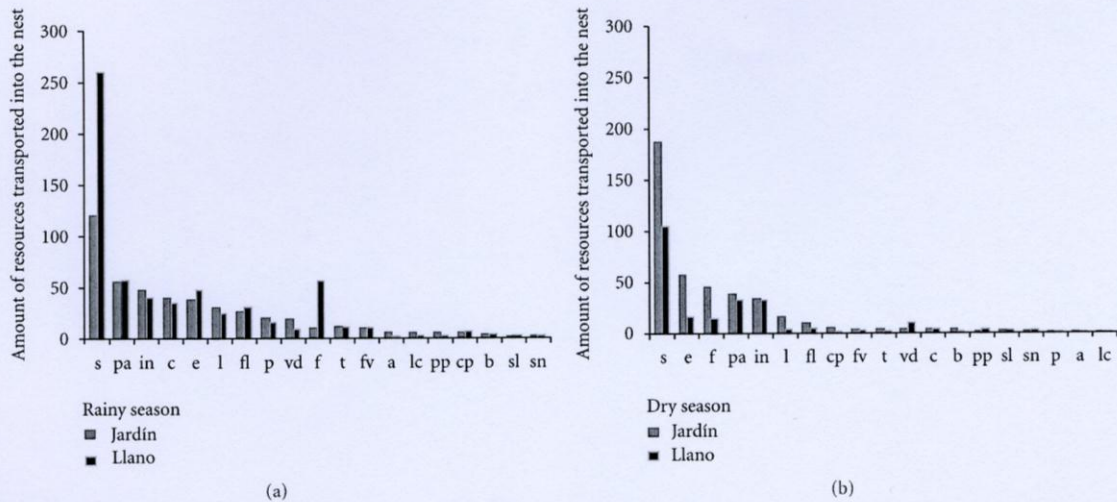


FIGURE 2: Resources removed from the ant mandibles during the rainy and dry season in two contrasting sites at the “Helia Bravo” Botanical Garden at Zapotitlán de las Salinas, Puebla, Mexico. a: algae; b: buds; c: capitate; cp: caterpillars; e: excretes; f: fruits; fl: flowers; fv: fleshy vegetal tissue; in: insects; l: leaves; lc: lichen; p: peels; pa: pieces of arthropods; pp: pupae; s: seeds; sl: soil; sn: snails; t: twigs; vd: vegetal debris.

were more actively focused on seeds, fruits, arthropods, and excreta.

During the dry season, the amount of resources differed at both sites. More resources and heterogeneity were recorded at Jardín than at Llano ($t_{0.05,17.97} = 44.43$, $P < 0.0001$). The comparison between trophic niches breadth values showed no significant differences during this season ($t_{0.05,34} = 0.713$, $P = 0.48$, Table 3).

4. Discussion

Results from counting the number of foraging ants in relation to trophic niche breadth suggest a direct and positive relationship between both variables. A high number of foraging ants indicated a wider range of choices diet, as observed in the Llano site during both rainy and the dry seasons. When resources were limited, some foraging ants invested less time searching for resources, and instead, focused on the most common resources in the area, such as seeds, insect fragments, excreta, and fruits, as shown in Figure 2. This pattern is related to the season, humidity, and temperature conditions. However, other ant species can search for complementary food sources to increase their trophic spectrum and foraging efficiency [7]. On the basis of these results, our study does not completely agree with the optimal foraging theory (OFT) that predicts wide-range diets in low productive environments, as compared to limited-range diets in high productive environments [2]. Although that theory has been tested in different cases [14, 26, 27], evidence for granivory systems are limited [28], and it seems that the behavioral peculiarities of ants related to patterns of foraging for resources, make them to perform somehow away from the predictions of OFT [29].

The number of foraging ants is related to trophic niche breadth, but the patterns of increase or decrease in the number of foraging ants depend on the environmental conditions related to the season, as shown by the recorded humidity and temperature values. Seasonality is an important factor for niche breadth of *P. barbatús* at the two studied sites, and attributable to the availability of resources and time of foraging, which are directly related to the humidity and temperature of the soil surface. In other arid zones, ants belonging to other species of *Pogonomyrmex* genus showed differences in their foraging habits in response to an environmental gradient; some of them preferred the highest temperatures during the day, whereas others showed peak foraging activity during the coldest hours of day [27]. At the Jardín site, the changes number of foraging ants were attributable to abundance of resources, whereas the diversity of resources at the Llano site showed a modified niche breadth; here, a wider trophic niche was observed with higher diversity levels and more forager ants. Thus, ants at the Jardín site under conditions of high abundance and diversity of resources reduced their trophic niche breadth and activity and were more generalists to a greater extent when the diversity of resources was limited. These results suggest that trophic niche breadth is not influenced by resource abundance alone, contrary to the assumption of the OFT [2].

Although differential abundance of resources can modify the niche breadth, as reported in other organisms such as fishes [14], tadpoles [30], and several butterflies species, and other animals present at a site that was in its first stages of succession after perturbation events and in which food was limited [15, 31], these conditions promote species superposition of diets and strong competition for food. Thus, the abundance and diversity of resources can play an

important role in the establishment of variations in trophic niches. On the basis of the results of this study, it is possible to identify particularities in resource use according to inherent features of each site.

The results obtained in this study may increase knowledge on the feeding scheme of ants, which are important species because of their abundance and diversity but have been poorly studied in terms of their feeding relationships [32]. Nevertheless, it is necessary to conduct more observations and field experiments to quantify the influence of other parameters on ant diet, such as age, species diversity, and predation, to understand the role of the ants in the food web of arid ecosystems [32, 33].

Acknowledgments

The authors would like to thank CONACyT for the postgraduate scholarship awarded to R. Guzmán-Mendoza, the Zapotitlán de las Salinas habitants, Pedro Miranda, and Agueda Vásquez-Sosa by their help during the field work.

References

- [1] T. Schowalter, *Ecology of Insects: An Ecosystem Approach*, Academic Press, San Diego, Calif, USA, 2000.
- [2] M. Begon, C. R. Townsend, and J. L. Harper, *Ecology from Individuals to Ecosystems*, Blackwell Publishing, Malden, Mass, USA, 4th edition, 2006.
- [3] D. M. Gordon, "The development of an ant colony's foraging range," *Animal Behaviour*, vol. 49, no. 3, pp. 649–659, 1995.
- [4] R. A. Bernstein and M. Gobbel, "Partitioning of space in communities of ants," *Journal of Animal Ecology*, vol. 48, no. 3, pp. 931–942, 1979.
- [5] N. J. Sanders and D. M. Gordon, "The effects of interspecific interactions on resource use and behavior in a desert ant," *Oecologia*, vol. 125, no. 3, pp. 436–443, 2000.
- [6] W. P. Mackay, "The role of ants and termites in desert communities," in *The Ecology of Desert Communities*, G. A. Polis, Ed., pp. 113–150, The University of Arizona Press, Tucson, Ariz, USA, 1991.
- [7] B. Hölldobler and E. O. Wilson, *The Ants*, Harvard University Press, Cambridge, Mass, USA, 1990.
- [8] N. M. Franz and W. T. Wcislo, "Foraging behavior in two species of *Ectatomma* (Formicidae: Ponerinae): Individual learning of orientation and timing," *Journal of Insect Behavior*, vol. 16, no. 3, pp. 381–410, 2003.
- [9] I. Noy-Meir, "Desert ecosystems: environment and producers," *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 4, pp. 25–71, 1973.
- [10] A. Yair and M. Shachak, "A case study of energy, water and soil flow chains in an arid ecosystem," *Oecologia*, vol. 54, no. 3, pp. 389–397, 1982.
- [11] G. A. Polis, "Desert communities: an overview of patterns and processes," in *The Ecology of Desert Communities*, G. A. Polis, Ed., pp. 1–26, The University of Arizona Press, Tucson, Ariz, USA, 1991.
- [12] M. R. Aguiar and O. E. Sala, "Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems," *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 14, no. 7, pp. 273–277, 1999.
- [13] A. Wilby and M. Shachak, "Harvester ant response to spatial and temporal heterogeneity in seed availability: pattern in the process of granivory," *Oecologia*, vol. 125, no. 4, pp. 495–503, 2000.
- [14] R. H. Hilderbrand and J. L. Kershner, "Influence of habitat type on food supply, selectivity, and diet overlap of bonnevillie cutthroat trout and nonnative brook trout in Beaver Creek, Idaho," *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 24, no. 1, pp. 33–40, 2004.
- [15] B. De Mérona, R. Vigouroux, and V. Horeau, "Changes in food resources and their utilization by fish assemblages in a large tropical reservoir in South America (Petit-Saut Dam, French Guiana)," *Acta Oecologica*, vol. 24, no. 3, pp. 147–156, 2003.
- [16] P. Rojas and C. Fragoso, "Composition, diversity, and distribution of a Chihuahuan desert ant community (Mapimi, Mexico)," *Journal of Arid Environments*, vol. 44, no. 2, pp. 213–227, 2000.
- [17] R. Guzmán-Mendoza, G. Castaño-Meneses, and M. Del Carmen Herrera-Fuentes, "Spatial and temporal variation of the diversity ants in the Botanic Garden from Zapotitlán de las Salinas Valley, Puebla," *Revista Mexicana de Biodiversidad*, vol. 81, no. 2, pp. 427–435, 2010.
- [18] B. T. Bestelmeyer and J. A. Wiens, "Scavenging ant foraging behavior and variation in the scale of nutrient redistribution among semi-arid grasslands," *Journal of Arid Environments*, vol. 53, no. 3, pp. 373–386, 2003.
- [19] J. H. Brown, O. J. Reichman, and D. W. Davidson, "Granivory in desert ecosystems," *Annual Review Ecology and Systematics*, vol. 10, pp. 201–227, 1979.
- [20] J. A. Macmahon, J. F. Mull, and T. O. Crist, "Harvester ants (*Pogonomyrmex* spp.): their community and ecosystem influences," *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 31, pp. 265–291, 2000.
- [21] J. Rzedowski, *La Vegetación de México*, Limusa, Distrito Federal, México, 1978.
- [22] J. A. Zavala-Hurtado, "Estudios ecológicos en el valle semiárido de Zapotitlán, Puebla I. Clasificación numérica de la vegetación basada en atributos binarios de presencia o ausencia de las especies," *Biotica*, vol. 7, pp. 99–120, 1982.
- [23] R. Guzmán-Mendoza, *Patrones de actividad de forrajeo de Pogonomyrmex barbatus en el valle semiárido de Zapotitlán Salinas, Puebla [M.S. thesis]*, Universidad Autónoma Metropolitana, Iztapalapa, México, 2004.
- [24] J. H. Zar, *Biostatistical Analysis*, Prentice Hall, NJ, USA, 4th edition, 1999.
- [25] C. J. Krebs, *Ecological Methodology*, Harper & Row, New York, NY, USA, 2nd edition, 1999.
- [26] A. Komonen, A. Grapputo, V. Kaitala, J. S. Kotiaho, and J. Päävinen, "The role of niche breadth, resource availability and range position on the life history of butterflies," *Oikos*, vol. 105, no. 1, pp. 41–54, 2004.
- [27] R. A. Bernstein, "Seasonal food abundance and foraging activity in some desert ants," *The American Naturalist*, vol. 108, no. 962, pp. 490–498, 1974.
- [28] T. M. Radtke, "Granivore seed-size preferences," *Seed Science Research*, vol. 21, no. 2, pp. 81–83, 2011.
- [29] R. G. Pol, J. Lopez De Casenave, and G. I. Pirk, "Influence of temporal fluctuations in seed abundance on the foraging behaviour of harvester ants (*Pogonomyrmex* spp.) in the central Monte desert, Argentina," *Austral Ecology*, vol. 36, no. 3, pp. 320–328, 2011.

- [30] L. Bardsley and T. J. C. Beebee, "Competition between *Bufo* larvae in a eutrophic pond," *Oecologia*, vol. 124, no. 1, pp. 33–39, 2000.
- [31] D. F. R. Cleary, "An examination of scale of assessment, logging and ENSO-induced fires on butterfly diversity in Borneo," *Oecologia*, vol. 135, no. 2, pp. 313–321, 2003.
- [32] G. A. Polis, "Complex trophic interactions in deserts: an empirical critique of food-web theory," *American Naturalist*, vol. 138, no. 1, pp. 123–155, 1991.
- [33] G. A. Polis and D. R. Strong, "Food web complexity and community dynamics," *American Naturalist*, vol. 147, no. 5, pp. 813–846, 1996.

Guzmán-Mendoza R. 2012. Los insectos, más que bichos molestos. *Especies* Revista sobre Conservación y Biodiversidad 21 (2): 6-12

ESPECIES

REVISTA SOBRE CONSERVACIÓN Y BIODIVERSIDAD

BALLENA JOROBADA
incanzable viajera

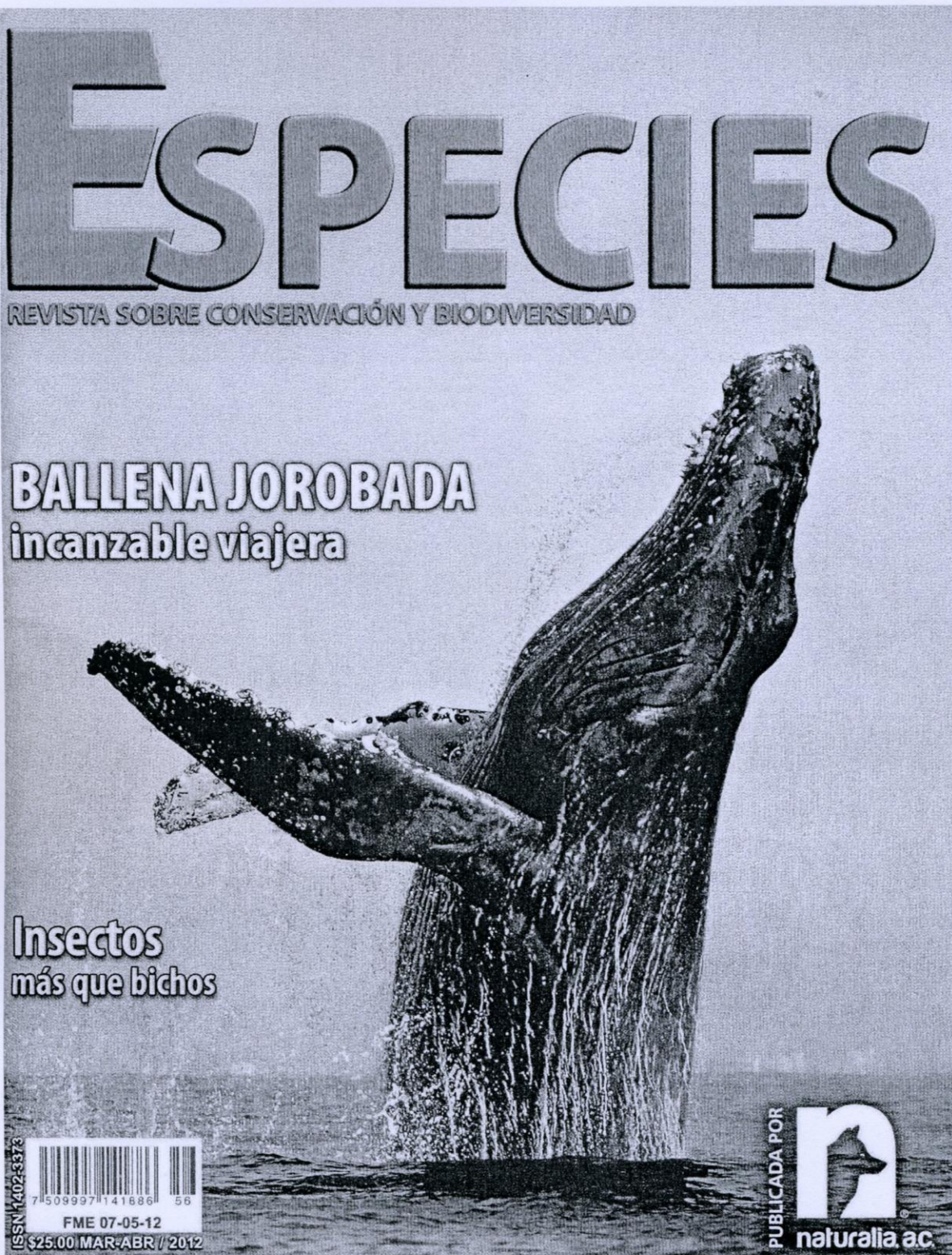
Insectos
más que bichos

ISSN 1402-3373



FME 07-05-12
\$25.00 MAR-ABR / 2012

PUBLICADA POR



A black and white photograph of ants on soil, serving as the background for the book cover. The ants are dark with lighter segments, and they are moving across a textured, granular surface of soil. The lighting creates highlights and shadows, emphasizing the texture of both the ants and the ground.

los Insectos

más que bichos molestos

RAFAEL GUZMÁN-MENDOZA
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

Vivimos en un mundo extraordinariamente complejo. Esta complejidad va desde las diminutas bacterias hasta las gigantes ballenas; desde el origen mismo de la vida (hace cuatro billones de años), hasta la actualidad y el futuro inimaginable. La variabilidad del mundo, puede ser apreciada desde los abismos hasta las cumbres más altas. La complejidad de las formas biológicas y sus interacciones, reside en la particularidad de los sistemas y de las especies presentes. Entender cómo interactúan las cerca de 30 millones de especies que existen hoy en día y cómo todos estos procesos influyen en un mundo caótico, es el reto de la ecología.

Ante este desafío, los insectos aparecen como un grupo extraordinariamente abundante y diverso, donde el número de especies se estima en el orden de millones a nivel mundial, y de decenas de miles a nivel nacional, con millares de endemismos. Conocer la cantidad exacta de especies vivas sobre el planeta, es sólo una pequeña fracción del problema de la biodiversidad. Las interacciones entre los insectos y el medio físico, son temas que han sido abordados desde hace tiempo, pero poco entendidos y con interesantes preguntas aún por responder.

También tienen historia biológica

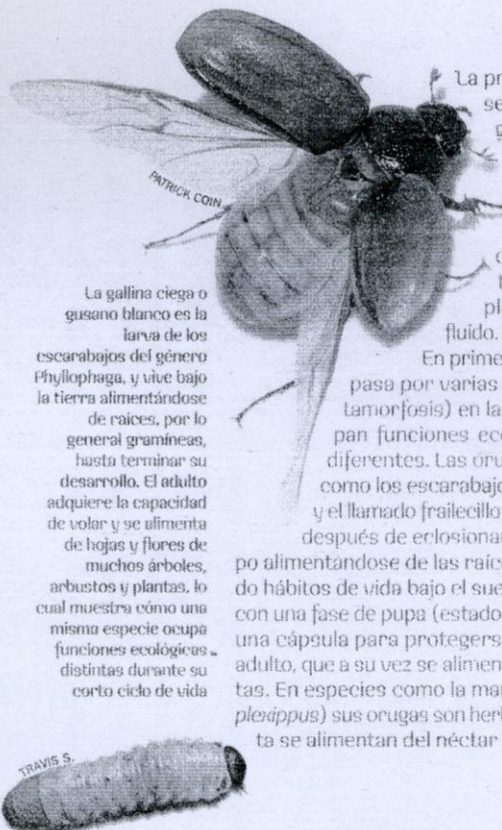
Los insectos han vivido en la Tierra mucho tiempo antes de la historia de la humanidad. En muchas ocasiones, la resina, al escurrir sobre la corteza de troncos y ramas llegó a atrapar pequeños insectos en ámbar. De esta manera se conocen especies de hace millones de años

La evidencia de la presencia de los insectos comienza desde el Devónico (periodo geológico que comenzó hace 400 millones de años y terminó hace 360), lo que sitúa su existencia antes de la de los dinosaurios y los ubica como organismos tan antiguos como los helechos (pteridofitas) y las gimnospermas (pinos; eicadas y ginkgos, por mencionar algunos). Aunque en el mundo hay muchos yacimientos fosilíferos, como hormigas capturadas en ámbar de hace 50 millones de años en la India o moscas embebidas en el mismo material de 20 millones de años de antigüedad, en México se conoce poco del registro fósil debido a la carencia de expertos en este campo. Sin embargo, algunas localidades poseen

yacimientos fosilíferos como Puebla, con impresiones de escarabajos (coleópteros) que datan del Oligoceno (hace 34 millones de años) y en Hidalgo con registros del Plioceno (hace 5 millones de años); chapulines y grillos (ortópteros) del Cretácico (hace 95 millones de años) en Coahuila; y escarabajos (curculionidos y crisomélidos), piojos de los libros (psocópteros) y termitas (neópteros) incluidos en ámbar del Oligoceno en Chiapas. También se han encontrado fósiles en Sonora y en Chihuahua, relativamente recientes, que datan del Cuaternario Holoceno (hace 10, 000 años).



CORTESÍA MUSEO DEL AMBAR, CHIAPAS



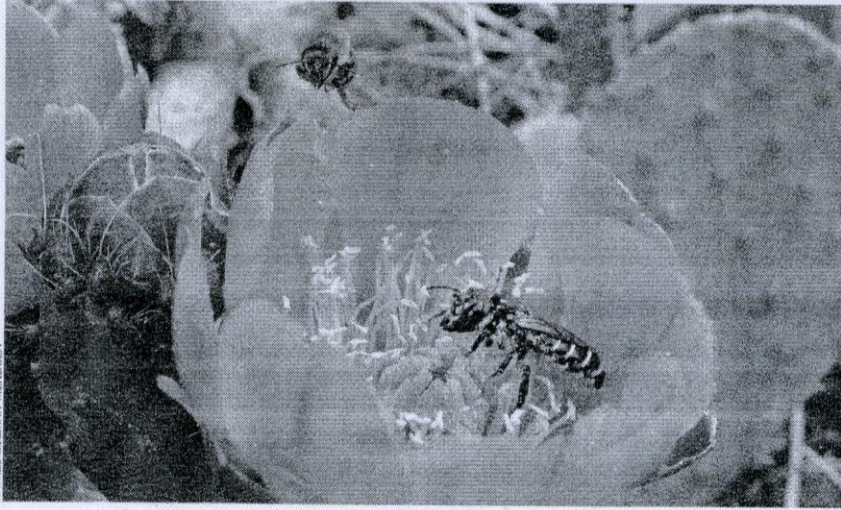
La gallina ciega o gusano blanco es la larva de los escarabajos del género *Phyllophaga*, y vive bajo la tierra alimentándose de raíces, por lo general gramíneas, hasta terminar su desarrollo. El adulto adquiere la capacidad de volar y se alimenta de hojas y flores de muchos árboles, arbustos y plantas, lo cual muestra cómo una misma especie ocupa funciones ecológicas distintas durante su corto ciclo de vida

La importancia de la variabilidad

La pregunta fundamental que se han hecho los entomólogos—los estudiosos de los insectos— es ¿por qué este grupo es tan extraordinariamente biodiverso? La razón está constituida por varios factores, pero sin duda, su plasticidad genética ha influido. Veamos qué significa esto. En primer término, su ciclo de vida pasa por varias fases de desarrollo (metamorfosis) en las cuales los insectos ocupan funciones ecológicas diametralmente diferentes. Las orugas de algunas especies, como los escarabajos del género *Phyllophaga* y el llamado frailecillo (*Macrodactylus nigripes*), después de eclosionar del huevo pasan el tiempo alimentándose de las raíces de las plantas y llevando hábitos de vida bajo el suelo; su desarrollo continúa con una fase de pupa (estado en el cual se encierran en una cápsula para protegerse) que termina al salir el adulto, que a su vez se alimenta de las hojas de las plantas. En especies como la mariposa monarca (*Danaus plexippus*) sus orugas son herbívoras que en la fase adulta se alimentan del néctar de las flores y ejercen un

papel importante en la polinización. Esta metamorfosis es trascendental, pues permite a los insectos vivir en ambientes diferentes, colonizar hábitats distintos y ocupar nichos ecológicos incomparables, por el contraste de sus funciones ecológicas.

Otra característica que ha ayudado al florecimiento de los insectos es que algunas especies poseen lo que se llama un sistema genético haplodiploide que les permite determinar el sexo en su descendencia; los machos son haploides y tienen la mitad de la carga genética en sus células, mientras las hembras son diploides y tienen pares cromosómicos en todas sus células. Las hormigas, avispas y abejas (himenópteros), poseen este sistema genético. Después del apareamiento, la hembra fértil almacena espermia en un saco interno llamado espermateca y dosifica su liberación cuando los huevos pasan por el oviducto, así puede controlar la proporción de machos y hembras que produce; los huevos fecundados se desarrollan como hembras y los huevos no fecundados se convierten en machos. Los himenópteros sociales pueden regular la proporción de los sexos dentro de la colonia. Este ciclo haplodiploide tiene implicaciones significativas para la biodiversidad de insectos, ya que permite procesos rápidos para el origen de especies nuevas, por medio de mutaciones en el genoma; además, facilita adaptaciones rápidas a cambios ambientales repentinos.



RAFAEL GUZMÁN-MENDOZA

Entre las estrategias evolutivas que desarrollaron las plantas se encuentran el despliegue de sabor, color y olor de las flores, con lo cual logran que los insectos transporten el polen a través de grandes distancias, maximizando su reproducción sexual, a la vez que los insectos localizan fácilmente una fuente de alimentación.

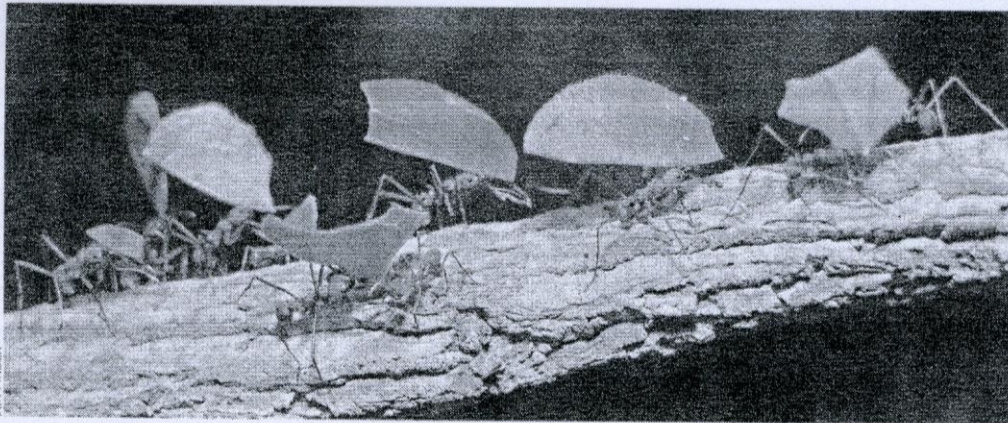
Relaciones de pareja complejas

Todos los seres vivos, incluidos los seres humanos, desempeñan funciones ecológicas y ocupan una posición dentro de la intrincada red de interacciones biológicas. En particular los insectos se encuentran inmersos en papeles clave dentro de los ecosistemas con un amplio espectro de hábitos alimenticios y conductas. Pueden ser carnívoros, parásitos, carroñeros, fitófagos (se alimentan de plantas), frugívoros, polinívoros (de polen), coprófagos (de excrementos de otros animales), y fungívoros (de hongos). También establecen relaciones estrechas con otros organismos, por ejemplo la interacción entre plantas con flor (angiospermas) e insectos ha generado un proceso de evolución paralela entre dos o más especies, que ha dado como resultado el aumento en la diversidad biológica en ambos grupos. Algunos autores sugieren que la proliferación y diversificación de insectos depredadores como las hormigas y polinizadores como las abejas, pudo ser uno de los factores determinantes en el incremento de la riqueza de especies de plantas con flor.

Otro de los mecanismos de regulación que tienen los insectos, es el fenómeno conocido como densodependencia, que es la relación que establecen las especies entomófagas —que se alimentan de otros insectos— como depredadores, con las especies de las que se ali-

mentan, sus presas. En esta relación las poblaciones de depredadores y presas se autorregulan en el tiempo de manera sincronizada. Esta característica es importante porque determina el desarrollo, sobrevivencia y reproducción de las poblaciones involucradas, lo cual nos permite evaluar su potencial como agentes de control biológico de plagas, es decir, usar insectos vivos para controlar poblaciones de insectos que se han convertido en plaga en determinado lugar.

Por otro lado, se ha observado que del total de la fauna de los ecosistemas, los insectos constituyen una proporción muy superior de consumidores. Se han estimado diez quintillones de individuos (10^{16}) y una biomasa de 300 kilos de insectos por cada kilogramo de humanos en la Tierra. Algunos estudios revelan una densidad de hasta 180,000 individuos de una misma especie, en busca de semillas; otros demuestran que el corte de hojas que realizan algunas especies como la hormiga arriera o cortadora de hojas (*Atta mexicana*), modifica sensiblemente la distribución, composición y abundancia de las comunidades de plantas arbustivas. Teniendo en cuenta esto, la influencia que tienen los insectos en los ecosistemas terrestres puede modificar la composición y estructura de los paisajes, dependiendo de la abundancia de estos consumidores.



JOHN PANDEY

Las hormigas cortadoras de hojas pueden recorrer hasta más de 50 metros de distancia, del nido al lugar donde comienzan a buscar alimento. Como generalmente podan partes específicas de las plantas, regulan su crecimiento, con lo cual tienen impactos importantes sobre el paisaje y la conservación de los recursos para la colonia.

La vida de la Tierra en las patas de los insectos

Los escarabajos peloteros cumplen con la función ecológica de reciclar la materia orgánica. Hacen una bola con los excrementos de los vertebrados, que transportan a cierta distancia para enterrarla, alimentarse y depositar allí sus huevos. Con esta actividad enriquecen las propiedades físicas y químicas del suelo, lo cual beneficia las plantas que allí crecen

Las relaciones que establecen los insectos con otros organismos y los efectos ocasionados por sus actividades, no han pasado desapercibidas para la humanidad. La actividad de algunas especies como las hormigas arrietas y los escarabajos peloteros (*Onthophagus fuscus fuscus*), modifican las propiedades físicas y químicas del suelo. Las hormigas de diferentes géneros como *Atta* y *Pogonomyrmex*, que construyen extensas galerías subterráneas, promueven la porosidad del suelo beneficiando el desarrollo de las raíces de las plantas; además, generan islas de fertilidad como consecuencia del hábito de transportar materia orgánica e introducirla a los nidos. Esto es muy importante para las plantas, sobre todo en zonas donde no hay gran cantidad de nutrientes. El incremento de la materia orgánica en el suelo aumenta la disponibilidad de elementos como nitrógeno y potasio, esenciales para el desarrollo de los cultivos.

Por otro lado, los escarabajos coprófagos enriquecen las capas del suelo, lo que a su vez estimula la actividad de otros invertebrados como colémbolos (diminutos insectos saltarines) y ácaros (pequeños artrópodos microscópicos). Pero además y de forma colateral, se incrementa la relación bacterias-hongos, lo que favorece el desarrollo de bacterias amoniacales que aceleran el reciclaje de la materia fecal y la circulación del nitrógeno.

Una gran aportación de los insectos a la vida del planeta es la polinización de plantas. Cultivos de importancia no sólo alimentaria sino económica, dependen

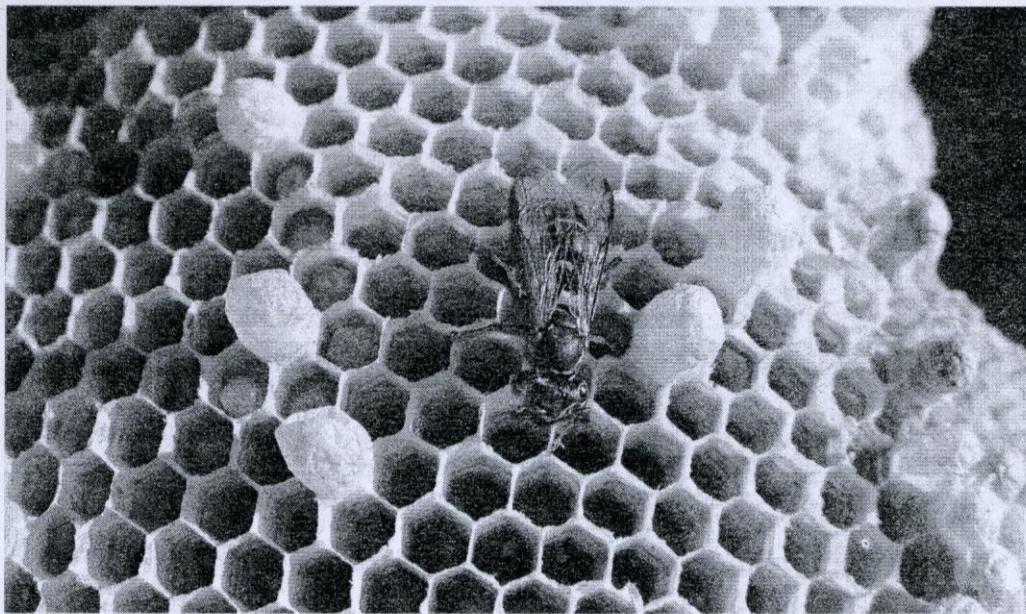


MIKE LABARBERA

en gran medida de los polinizadores como el abejorro de las orquídeas (*Eulaema polycroma*), que poliniza la vainilla y cerca de 45 especies polinizadoras del aguacate, entre las que se encuentran la abeja de miel (*Apis mellifera*), una abeja sin aguijón conocida como talnete (*Geotrigona acapulconis*), y la avispa de miel (*Brachygastra mellifica*), entre otras.

Sin embargo, no todo es 'miel sobre hojuelas'. Los insectos no sólo ejercen efectos positivos sobre los cultivos u otros sistemas productivos como la ganadería. También pueden dañar significativamente la producción al convertirse sus poblaciones en plaga. En este sentido, el escarabajo frailecillo, tiene la capacidad de disminuir hasta en un 70% la producción de una milpa, cuando se convierte en plaga en el centro de México.

La polinización no sólo es beneficiosa para las plantas porque promueve la diversidad genética y la reproducción, sino para la humanidad, pues además de que permite producir miel para consumo, como la que se colecta de la avispa de miel, es una actividad vital para los cultivos que se convierte en un servicio ecosistémico gratuito



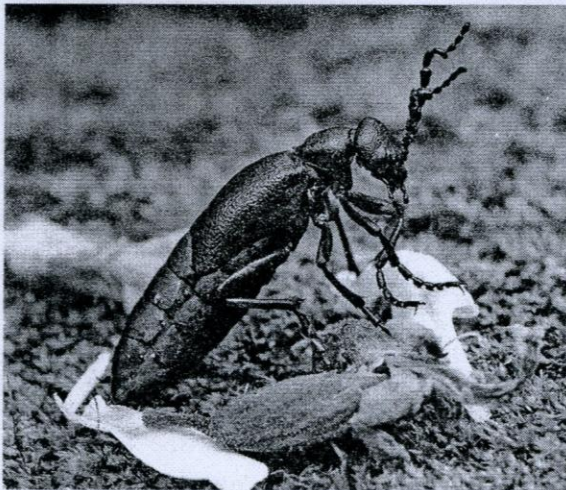
ALBERTO ROJAS SEIRANO

La intrincada y pegajosa relación insectos-humanidad

Desde los albores de la humanidad, los insectos llamaron la atención del hombre. Representaciones talladas en hueso del Paleolítico Superior (hace unos 12,000 años) dan cuenta de escarabajos, chapulines y grillos. Pinturas rupestres del Mesolítico (entre 10,000 y 5,000 a. C.), representan escenas como la recolección de miel. La evidencia sugiere que los insectos proporcionaron recursos a los primeros humanos y se convirtieron en un elemento importante del ambiente, que permeó a diferentes niveles en el mundo de nuestros ancestros.

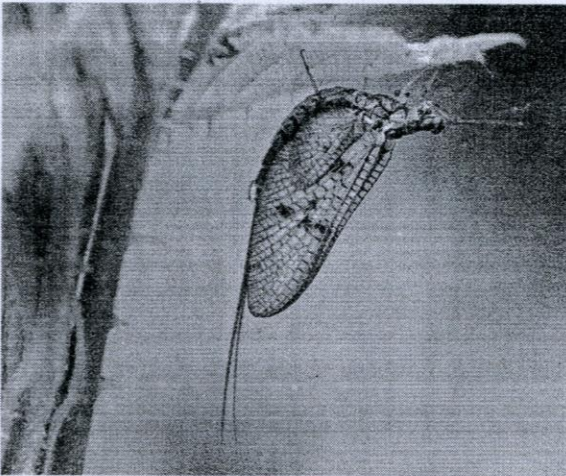
Varios de estos aspectos han trascendido hasta nuestros días, y se pueden apreciar en México, donde se han identificado alrededor de 500 especies comestibles y de alta calidad nutritiva; algunas comunidades nativas, consideran a ciertos grupos de mariposas como las almas de los muertos, y a libélulas y escarabajos como mensajeros de los dioses; han sido parte importante de las expresiones artísticas desde las culturas antiguas; han sido fuente de imaginación, expresada en música, literatura y cine; y también son elementos importantes en la salud, como en Chiapas, donde los tzotziles utilizan libélulas para ayudar al brote de los dientes en los niños y en el centro de México, coleópteros, himenópteros, dípteros y ortópteros, se ocupan para aliviar dolencias somáticas (como diarrea, dolor de pecho, dolor de dientes, etc.), y culturales, como el llamado 'mal de ojo'.

La actividad de estos seres vivos, afecta tanto positiva como negativamente a la sociedad. Desafortunadamente, los efectos negativos pueden ser más notorios que los positivos, por lo que en general se tiende a eliminarlos. El cambio en el uso del suelo y la utilización excesiva de ciertas tecnologías, sobre todo agrícolas —como los transgénicos o el uso de agroquímicos— pueden afectar seriamente los servicios ecosistémicos que los insectos proporcionan a la humanidad. Esta situación puede llegar a causar un grave impacto económico; tan solo en Estados Unidos el costo económico por daño al ambiente causado por el uso de pesticidas, alcanza los 850 millones de dólares anuales. En Australia, de 1970 a 1985, cada ganadero tuvo que pagar un dólar australiano por res, para financiar un programa de introducción de escarabajos coprófagos, dada la ausencia de insectos que reciclaran las boñigas (excremento de vacas) y minimizar así los efectos negativos que esto causó, como la acumulación de heces fecales y el aumento de fauna nociva que atacaba al ganado, además de que el hacinamiento de esta materia orgánica inhibía el crecimiento de pasto forrajero, lo que producía una pérdida anual de un millón de hectáreas de pastizal.



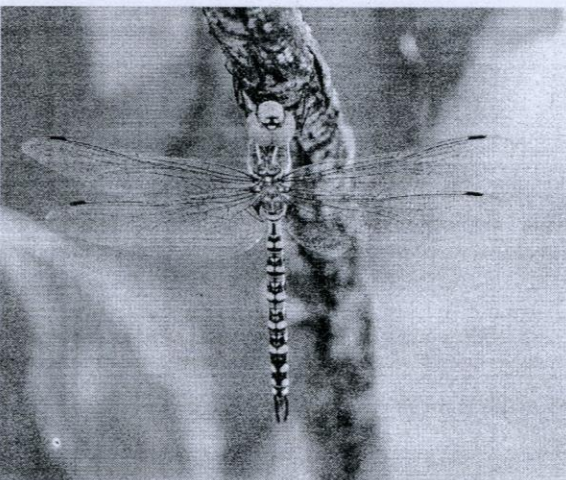
A. JASZUGS

Insectos como los escarabajos, son importantes en algunas culturas de México y su aprovechamiento permite curar algunas enfermedades. En particular, el escarabajo *Meloe sp.* (pipa), es usado para curar los mezquinos en la piel



MARILYN PEDDLE

Las moscas de mayo, como otros insectos, son una importante fuente de alimento. Algunos estudios han demostrado su alta calidad nutricional y aporte de proteínas, incluso por arriba de la carne de res y de pescado



JERRY OLDENITTEL

Las libélulas tienen relación con la mitología y el pensamiento mágico de los pueblos. En América, antes de la llegada de los españoles se les consideraba como demonios o monstruos

Un mundo sin insectos

México enfrenta un grave problema de pérdida de biodiversidad, y aunque no hay un consenso en las tasas de deforestación, los valores son altos (370 a 670 mil ha/año). La fragmentación del hábitat, los cambios en el uso del suelo y la tala inmoderada son sólo algunos factores de amenaza. Ante este panorama ¿qué sucedería si desaparecieran los insectos en todo el mundo? Sin duda los ecosistemas colapsarían, no existirían polinizadores suficientes ni descomponedores que reciclaran la materia orgánica. Se destruirían flujos importantes de materia y energía, las plantas no tendrían nutrientes necesarios para subsistir y la reproducción se llevaría a cabo de manera limitada. Si la sobrevivencia de los productores primarios (las plantas) disminuye, la civilización se encontraría al borde del fin como nunca antes en la historia.

Ejemplos de extinciones masivas han ocurrido en el pasado como la del Ordovícico-Silúrico, hace 440-450 millones de años, en que desapareció el 80% de las plantas y animales, originando grupos nuevos como peces cartilaginosos y placodermos (peces primitivos

extintos), o la del Cretácico-Terciario, hace 65 millones de años, con la desaparición del 50% de las especies, entre ellas los dinosaurios y la diversificación de los mamíferos. Estos eventos muestran que los nichos ecológicos vacíos son ocupados por los grupos sobrevivientes, lo que nos hace suponer que a los insectos desaparecidos les sucederían especies más adaptadas al nuevo ambiente.

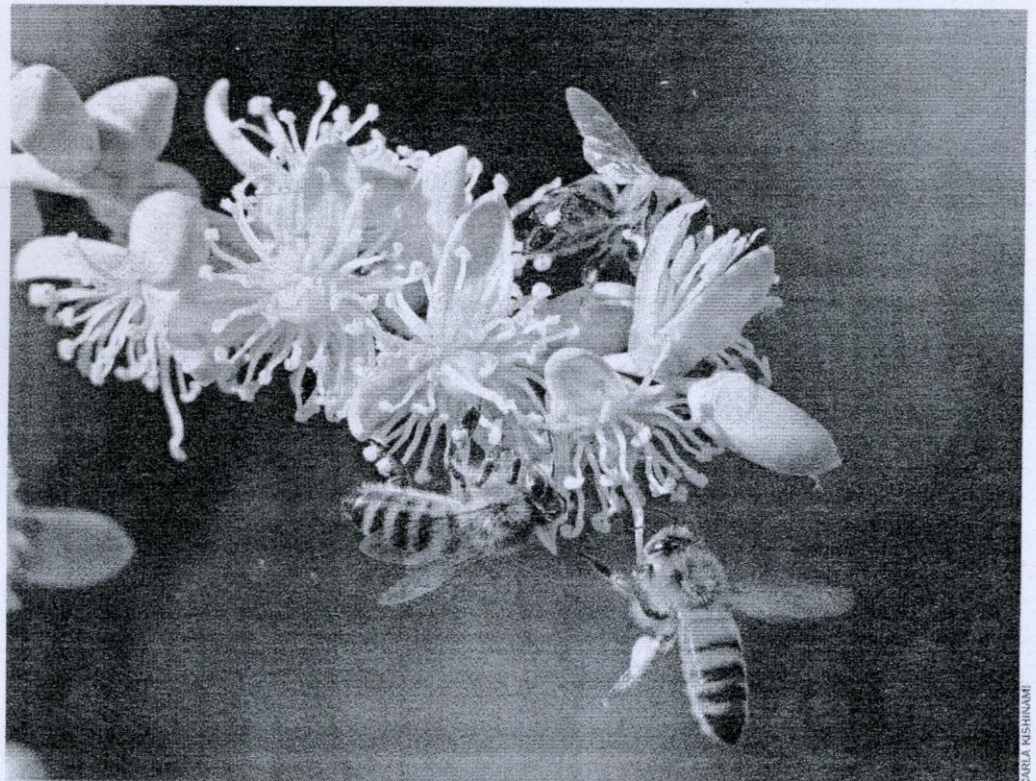
Nuestro mundo es un sistema dinámico, complejo y hasta cierto punto, poco predecible. Las modificaciones del ambiente por esa dinámica natural y por las actividades del ser humano, ponen en riesgo la funcionalidad de nuestro planeta. Al final, por la naturaleza de los insectos, es posible que sobrevivan a la humanidad y continúen por mucho más tiempo. No obstante, intentar comprender cómo funcionan las especies dentro de los ecosistemas y cómo los modifican en sus procesos funcionales, junto con una gama de variables que sobrepasan el ámbito de lo biológico, son temas fascinantes de investigación que generan un campo fértil para el conocimiento de nuestro hogar, la Tierra.

LECTURAS RECOMENDADAS

- **INTRODUCCIÓN A LAS HORMIGAS DE LA REGIÓN NEOTROPICAL.** Fernández, F., (ed). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia, 2003.
- **INSECT ECOLOGY: AN ECOSYSTEM APPROACH.** Schowalter, T. D. Academic Press, USA, 2000.
- **THE DIVERSITY OF LIFE.** Wilson, E. O., Bellinap Press, 1992.

RAFAEL GUZMÁN-MENDOZA. Biólogo, con maestría en biología. Cursó estudios de doctorado en Ciencias Biológicas en la Universidad Autónoma Metropolitana. Su campo de interés es la diversidad y ecología de los insectos, tema del que ha publicado en varias revistas especializadas y de divulgación.
rgzmiz@yahoo.com.mx

Tres de cada diez alimentos dispuestos en nuestras mesas proviene de la polinización, actividad en la que las abejas representan la mitad de los insectos polinizadores. Se ha especulado que la disminución de polinizadores ha reducido la densidad de árboles productores de CO₂ y ha contribuido, en cierta forma, a la deforestación



Ensayos sobre Entomología Cultural

FACETAS DE LA CIENCIA



José Luis Navarrete-Heredia
Gabriela Castaño-Meneses
Georgina Adriana Quiroz-Rocha
Coordinadores

Universidad de Guadalajara

FACETAS DE LA CIENCIA
Ensayos sobre Entomología Cultural

José Luis Navarrete-Heredia
Gabriela Castaño-Meneses
Georgina Adriana Quiroz-Rocha
Coordinadores



Universidad de Guadalajara
Cuerpo Académico de Zoología UDG-CA-51

2011

LA HIPERDIVERSIDAD DE LOS INSECTOS: EXPLORANDO SU VALOR BIOLÓGICO, CULTURAL Y ECONÓMICO

RAFAEL GUZMÁN-MENDOZA¹,
MARÍA DEL CARMEN HERRERA-FUENTES²,
GABRIELA CASTAÑO-MENESES^{3,4},
JOSÉ ALEJANDRO ZAVALA-HURTADO²,
JORGE LEONEL LEÓN-CORTÉS⁵

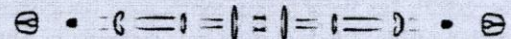
¹Estudiante del Doctorado en Ciencias Biológicas,
Universidad Autónoma Metropolitana;

²Departamento de Biología,
Universidad Autónoma Metropolitana,
Iztapalapa, México, D.F.;

³Ecología y Sistemática de Microartrópodos,
Depto. de Ecología y Recursos Naturales,
Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México,
México, D.F.;

⁴Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación,
Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México,
Juriquilla, Querétaro, México

⁵El Colegio de la Frontera Sur,
Área de Conservación de la Biodiversidad,
Departamento de Ecología y Sistemática Terrestre,
Carr. Panamericana y Av. Periférico Sur,
San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México



Los insectos son de los organismos más antiguos, su historia evolutiva inició antes de la llegada de los dinosaurios y comenzaron a diversificarse cuando los helechos y las gimnospermas eran las plantas más abundantes del mundo (Guzmán-Mendoza, 2010) y aumentaron en riqueza de especies a la par de las angiospermas. En la actualidad, no se tiene un consenso en cuanto a la cantidad de especies vivas sobre la faz de la Tierra y las aproximaciones oscilan entre los 5 y 10 millones de especies (Ødegaard, 2000; Hamilton *et al.*, 2010), además, el tamaño de sus poblaciones los coloca entre los animales más abundantes del planeta, con un estimado de diez quintillones de individuos (10^{18}) y una biomasa impresionante, pues también se estima que habría 300 kilos de insectos por cada kilogramo de humanos en el planeta.

Cuando los primeros humanos aparecieron, los insectos no pasaron desapercibidos. Representaciones talladas en hueso del paleolítico superior (hace unos 12,000 años) dan cuenta de escarabajos, chapulines y grillos en ellos. Pinturas rupestres del mesolítico (entre 10,000 y 5000 a. C.), representan escenas como la recolección de miel (Bellés, 1997). En este sentido, la evidencia sugiere que los

insectos proporcionaron recursos a los primeros humanos, y se convirtieron en un elemento importante del ambiente, que permeó a diferentes niveles en el mundo interno de los antiguos seres humanos. El objetivo del presente trabajo, es discutir la relevancia biológica, cultural y económica de los insectos y el significado de esta riqueza para la sociedad actual, como un elemento para entender la importancia vital de estos artrópodos.

Los insectos en los ecosistemas terrestres: la complejidad de las interacciones

De la biomasa total de los sistemas naturales terrestres, un gran porcentaje lo constituyen los insectos (se estima una biomasa de 10^{12} kg), de hecho, son de los organismos más abundantes y gran parte de las especies que faltan por descubrir, pertenecen a este grupo biológico. Se considera que queda el 70% de las especies de insectos aún por conocer (Hamilton *et al.*, 2010). Todos los seres vivos, incluidos los seres humanos, desempeñan papeles ecológicos y ocupan una posición dentro de la intrincada red de interacciones biológicas. En particular, estos artrópodos actúan como carnívoros, defoliadores, fungívoros, frugívoros, nectarívoros,



polinizadores, carroñeros, parásitos, parasitoides, etc. Cada uno de estos papeles ecológicos representa complejas y fascinantes interacciones biológicas a diferentes niveles. Además, durante el ciclo de vida, un insecto cambia no sólo de forma, sino también de nicho y función ecológica. Las larvas, por ejemplo, que son una fase presente en escarabajos y mariposas, tienen actividades, alimentación y preferencias de hábitat, completamente diferentes a las observadas en los adultos de la misma especie. Por ejemplo, las larvas de escarabajos del género *Phylophaga*, viven bajo tierra alimentándose de las raíces de las plantas, mientras que en su fase adulta, adquieren la capacidad de volar y alimentarse de otro tipo de recursos. En los bosques, muchas especies de insectos tienen la capacidad de ocupar diferentes nichos ecológicos, durante su ciclo de vida; en estado larvario pueden alimentarse de madera muerta (saproxilofagos) y en estado adulto ser fitófagas, antófagas, coprófagas, etc. (Delgado y Pedraza-Pérez, 2002).

Los insectos en los ecosistemas artificiales: el caso de los agroecosistemas y la importancia de las interacciones bióticas

Las interacciones biológicas que establecen los insectos con otros organismos, no han pasado desapercibidas para la humanidad, de hecho tampoco los efectos secundarios ocasionados por sus actividades. Ha sido observado, por ejemplo, que algunas hormigas enriquecen las propiedades físicas y químicas del suelo en cultivos, por el sólo hecho conductual de construir nidos subterráneos (Fortanelli y Servín, 2002). Los escarabajos coprófagos, enriquecen los horizontes edáficos lo que a su vez, estimula la actividad de otros invertebrados importantes como los colémbolos y ácaros, además, se incrementa la relación bacterias-hifas, lo que favorece el desarrollo de bacterias amoniacales que aceleran el reciclaje de la materia fecal y la circulación del nitrógeno (Lumaret y Martínez, 2005).

Las estrategias de control biológico y el control biológico en su esencia, surgieron a partir de la dinámica poblacional entre depredadores y presas que coevolucionan en el tiempo, además del hecho de que algunos depredadores son específicos en cuanto a su preferencia alimenticia. Cultivos de importancia no sólo alimentaria sino también económica, dependen en gran medida de los polinizadores, como es el caso del aguacate y la vainilla, entre otros.

Los insectos, no sólo tienen efectos positivos sobre los cultivos, también puede dañar significativamente la producción, al convertirse sus poblaciones en plaga. En este sentido, el escarabajo *Macrodactylus nigripes*, por ejemplo, tiene la capacidad de disminuir hasta en un 70% la producción de una milpa, cuando se convierte en plaga (Hernández y Trujillo, 1982).

El valor cultural de los insectos en una pincelada

Desde los albores de la humanidad, los insectos han sido considerados un elemento importante del ambiente. Pinturas rupestres en España, ilustran cómo las abejas fueron apreciadas por su miel y fuente de alimento y deleite. Así, el consumo de insectos está ligado a la presencia y la abundancia de estos animales y a diversos aspectos culturales; particularmente en México, se han identificado 504 especies utilizadas como complemento alimenticio y son una fuente importante de proteínas (Koga *et al.*, 1999; Ramos-Elorduy *et al.*, 2006). Además, algunos grupos, como las mariposas, son considerados una representación de las almas de los muertos (Guzmán-Mendoza y Alejandro, 2010). En Chiapas, los tzotziles, pasan tres libélulas por la boca de los niños cuando tienen problemas bucales, como babeo excesivo; también son considerados mensajeros de los dioses en Tahití, o bien relacionados con la maldad y el demonio (Lara-Vázquez y Villeda-Callejas, 2002). En contraste, han sido representados en obras de arte por antiguas culturas, como la griega, quienes representaban la fiereza y la agilidad de las avispas en sus guerreros.

Un rasgo interesante y poco explorado, es el uso medicinal de los insectos y su papel en el mundo mágico de los pueblos, Aldasoro (2009) ha enlistado especies, entre las que destacan coleópteros, himenópteros, dípteros y ortópteros, que se ocupan para aliviar dolencias somáticas (como diarrea, dolor de pecho, dolor de dientes, etc.), y culturales, por ejemplo, el mal de ojo. En la cultura mazahua, se les considera mediadores entre el mundo terrenal y sobrenatural, mensajeros a los que se les encargan favores, como pedir a Dios Padre, que mande agua (Aldasoro, 2009).

El valor económico de la actividad de los insectos: un breve esbozo de su importancia

La actividad de estos artrópodos, afecta tanto positiva como negativamente a la sociedad. Por desgracia, los efectos negativos pueden ser más importantes que los positivos, dada la dinámica de los modelos económicos actuales. El cambio en el uso del suelo, la utilización excesiva de ciertas tecnologías, sobre todo agrícolas, como los transgénicos o el uso de agroquímicos, pueden afectar seriamente los servicios ecosistémicos que los insectos proporcionan en los agroecosistemas y finalmente a la humanidad.

Se ha estimado que en Estados Unidos, los costos económicos por daño al ambiente, causado por la utilización de pesticidas, alcanzan los 850 millones de dólares anuales (Altieri, 2011). Además, en los procesos que permiten la fertilización de los suelos, la ausencia de insectos puede generar gastos importantes que afecten considerablemente las ganancias en la producción agrícola y/o ganadera. En Australia, durante 15 años (entre 1970 y 1985), cada ganadero tuvo que desembolsar un dólar australiano por cada res, con la finalidad de financiar un programa de introducción de escarabajos coprófagos, dada la ausencia de insectos que





reciclaran las boñigas del ganado y minimizar diferentes factores negativos, como la acumulación de excrementos, que a su vez, promovían el aumento de fauna nociva como moscas, que atacaban al ganado y que se convertían en un problema de salud, pero además la acumulación de esta materia orgánica, inhibía el crecimiento de pasto forrajero, lo que producía una pérdida anual de un millón de hectáreas de pastizal (Doube *et al.*, 1991). En este sentido, Fincher (1981), estimó que la ausencia de escarabajos coprófagos en Estados Unidos, puede derivar en un gasto de dos millones de dólares al año, en la compra de fertilizantes suplementarios, desarrollo tecnológico y tratamientos sanitarios (Lumaret y Martínez, 2005).

CONCLUSIONES

Los insectos no sólo son importantes desde el punto de vista biológico, ecológico o evolutivo. Un panorama amplio, que involucre la cultura, la economía, la salud y el mundo mágico de los pueblos, puede situar a los insectos en una escala adecuada de valor y de importancia. La concientización generada a partir de este reconocimiento, puede derivar en estrategias viables de conservación biológica y generar un efecto aditivo que promueva la funcionalidad de los ecosistemas a diferentes escalas espaciales, dada su posición en diferentes niveles tróficos, que los hace reguladores del flujo de materia y energía; así como importantes diseñadores de los paisajes (Guzmán-Mendoza, 2010).

Estos artrópodos, no deben ser vistos únicamente desde el punto de vista utilitario, ya sea medicinal, alimenticio o ecológico (Aldasoro, 2009), sino desde una gama amplia de factores que definen el hipervolumen del significado natural de estos organismos para la humanidad y para el sustento de la civilización tal y como la concebimos. La amenaza hacia la biodiversidad, por pérdida de hábitat, fragmentación, cambios en el uso de suelo y tala inmoderada -en México, se estima una tasa de deforestación de 370 y 670 mil ha/año (Ordóñez *et al.*, 2001)- hace incuantificable la pérdida de especies, sobre todo en nuestro país, con una gran diversidad florística asociada a la diversidad animal y sobre todo de un grupo no explorado completamente.

La desaparición de grupos ecológicos importantes, como los polinizadores y los coprófagos, puede generar problemas ambientales severos, que amenacen la dinámica de la biosfera y que lleve a nuestra civilización al borde de un cataclismo de dimensiones nunca antes vistas y no del todo entendidas por los ecólogos. En un mundo cambiante y extraordinariamente complejo, estas señas de la vida natural, generan un campo fértil y fascinante para la investigación ecológica.

AGRADECIMIENTOS

Al CONACyT, por la beca otorgada al primer autor, quien cursa estudios en el programa del Doctorado en Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma Metropolitana. Al Instituto Nacional de Ecología por el financiamiento del

proyecto clave: 14311424

Literatura citada

- Aldasoro, M. 2009. Etnoentomología. (pp. 299-304). En: Ceballos G., R. List, G. Garduño, R. López-Cano, M.J. Muñozcano-Quintanar, E. Collado, J.E. San Román. (eds). La Diversidad Biológica del Estado de México: estudio de estado. Biblioteca Mexiquense del Bicentenario.
- Altieri, M.A. 2011. El rol ecológico de la biodiversidad en agroecosistemas. Centro Latino Americano de Desarrollo Sustentable. <http://www.clades.cl/revistas/4/rev4art1.htm>. Consultado en julio 2011.
- Bellés, X. 1997. Los insectos y el hombre prehistórico. Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa 20: 319-325.
- Delgado, L. y R.A. Pedraza-Pérez. 2002. La madera muerta de los ecosistemas forestales. Foresta Veracruzana 4: 59-66.
- Doube, B.M., A. Macqueen, T.J. Ridsdill-Smith y T.A. Weir. 1991. Native and introduced dung beetles in Australia. (pp. 255-278). In: Hanski I. e Y. Cambefort (eds.). Dung Beetle Ecology. Princeton University Press. Princeton, N.J., USA.
- Fincher, G.T. 1981. The potential value of dung beetles in pasture ecosystems. Journal of Georgia Entomology Society 16: 316-333.
- Fortanelli, M.J. y Ma. E. Servín M. 2002. Desechos de hormiga arriera (*Atta mexicana* Smith), un abono orgánico para la producción hortícola. Terra Latinoamericana 20: 153-160.
- Guzmán-Mendoza, R. 2010. Los insectos: antiguos constructores del mundo. Elementos Ciencia y Cultura 79: 29-33.
- Guzmán-Mendoza, R. y S. Alejandro G. 2010. Pérdida y resistencia del conocimiento tradicional asociado al medio ambiente en la región mazahua de Jocotitlán, Estado de México. (pp. 285-294). En: Salazar A.M. y V. Kugel (eds.). Homenaje a Yolanda Lastra. X Coloquio Internacional Sobre Otopames. Instituto Nacional de Lenguas Indígenas IIA Universidad Nacional Autónoma de México.
- Hamilton, A.J., Y. Basset, K.K. Benke, P.S. Grimbacher, S.E. Miller, V. Novotný, G.A. Samuelson, N.E. Stork, G.D. Weiblen y J.D.L. Yen. 2010. Quantifying uncertainty in estimation of tropical arthropod species richness. The American Naturalist 176: 90-95.
- Hernández, C.R., y J. Trujillo. 1982. Pérdida en el maíz mediante daños: inducido, simulado y natural de *Macroductylus* spp. En Tlaxcala. Folia Entomológica Mexicana 54: 59-60.
- Koga, R., F. García, F. Carcelén y T. Arbaiza. 1999. Valor nutricional del *Gryllus peruviansis* (Orthoptera: Grillidae). Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú 10: Internet: http://sisbib.unmsm.edu.pe/Bvrevistas/veterinaria/v10_n1/indice.htm. Consultado en julio 2011.





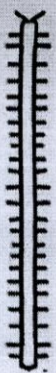
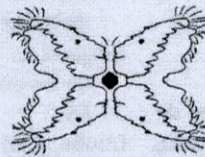
Lamuret, J.P. y I. Martínez M. 2005. El impacto de productos veterinarios sobre insectos coprófagos: consecuencias sobre la degradación del estiércol en pastizales. *Acta Zoológica Mexicana* 21: 137-148.

Lara-Vázquez, J.Á. y M. del P. Villeda-Callejas. 2002. Odonatos en la manifestación cultural de los pueblos. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 8: 119-124.

Ordóñez, J.A., B.H.J. de Jong y O. Masera. 2001. Almacenamiento de carbono en un bosque de *Pinus pseudostrobus* en Nuevo San Juan, Michoacán. *Madera y Bosques* 7: 27-47.

Ødegaard, F. 2000. How many species of arthropods? Erwin's estimate revised. *Biological Journal of the Linnean Society* 71: 583-597.

Ramos Elorduy, J. J.M. Pino y M. Conconi. 2006. Ausencia de una reglamentación y normalización de la explotación y comercialización de insectos comestibles en México. *Folia Entomológica Mexicana* 45: 291-318.



SYSTEMATICS, MORPHOLOGY AND PHYSIOLOGY

New Species of *Tetramorium* Mayr (Hymenoptera: Formicidae) from Puebla State, Mexico

M VÁSQUEZ-BOLAÑOS¹, G CASTAÑO-MENESES^{2,3}, R GUZMÁN-MENDOZA⁴

¹Entomología, Centro de Estudios en Zootología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Univ de Guadalajara, Zapopan Jalisco, México

²Ecología y Sistemática de Microartrópodos, Depto de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Univ Nacional Autónoma de México, México, DF

³Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Facultad de Ciencias, Univ Nacional Autónoma de México, Juriquilla, Querétaro, México

⁴Estudiante de Doctorado en Ciencias Biológicas, UAM, Depto de Biología, Univ Autónoma Metropolitana Iztapalapa, México

Keywords

Taxonomy, Tehuacán Valley, Myrmicinae, Tetramoriini, *tortuosum* group, Zapotitlán Salinas

Correspondence

G CASTAÑO-MENESES, Ecología y Sistemática de Microartrópodos, Depto Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, UNAM, Ciudad Universitaria, 04510, México, DF, México; gabycast99@hotmail.com

Edited by Roberto A Zucchi – ESALQ/USP

Received 11 August 2010 and accepted 01 March 2011

Introduction

The genus *Tetramorium* Mayr belongs to the tribe Tetramoriini of the Myrmicinae ants and is widespread in the World, currently comprising 459 nominal species (Bolton *et al* 2006) worldwide. There are twelve species recorded in several groups in the New World. Of these, only the five species of the *tortuosum* group are native to the Americas and include: *T. bicolorum* Vásquez-Bolaños, *T. hispidum* (Wheeler), *T. mexicanum* Bolton, *T. placidum* Bolton and *T. spinosum* (Pergande). The remaining seven species are all introduced and belong to different groups. The species of the *tortuosum*-group are distinguished from the all introduced species because they present only eleven antennal segments (Bolton 1979). In Mexico, four

Abstract

Tetramorium notomelanum sp. n. is described from the Tehuacán Valley, state of Puebla, México. Its distribution and relation with other species of the *tortuosum*-group is discussed. The new species of *Tetramorium* is described from workers, and distinguished from others of the group by several characters: i) black coloration of the body; ii) size: *T. notomelanum* sp. n. is smaller than *T. hispidum* (Wheeler), *T. mexicanum* Bolton and *T. spinosum* (Pergande), but larger than *T. bicolorum* Vásquez-Bolaños and *T. placidum* Bolton; iii) length of the hairs of the dorsal of the head are equal to the diameter of eye; iv) the length of the hairs on the scape and tibiae less than the width of the appendage where they are located. This is the second species of the *tortuosum* group of *Tetramorium* found in the State of Puebla, and the fourth recorded in Mexico.

of the five native American species are found: *T. bicolorum* known from Jalisco state, *T. mexicanum* and *T. placidum* recorded in Jalisco and Nayarit states, the three species having Neotropical distribution. *Tetramorium spinosum*, with both Nearctic and Neotropical distribution, has been reported in several Mexican states: Baja California, Coahuila, Durango, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Nayarit, Nuevo León, Puebla, San Luis Potosí, Sonora, Tamaulipas and Zacatecas. Finally, *T. hispidum* has a more Nearctic distribution and is known only in the central southern states of the United States, Texas and Arizona (Vásquez-Bolaños 2007).

In the present work, we report and describe a new species of *Tetramorium* of the *tortuosum*-group from the Tehuacán Valley, Puebla State, in central Mexico.

Material and Methods

The specimens were obtained from a sampling with a series of pitfall traps (Guzmán-Mendoza *et al* 2010) carried out in "Helia Bravo" Botanical Garden, in the Zapotitlán Salinas area at the southwestern border of the Tehuacán Valley (18°11' - 18°25' N, 97°39' - 97°22' W), in Puebla State, Mexico (Fig 1a). The elevation range in the Valley varies between 1280 m and 2720 m. The climate of the region is semiarid type, with two periods of rain (May to June, and September), with average annual precipitation of 400 mm and mean annual temperature ranging from 18°C to 22°C. The dominant vegetation is represented by xerophytic shrub (Rzedowski 1978).

The samples were exclusively composed of workers. After the review of the collected specimens according with the genus revision of Bolton (1979), and comparing with the specimens of *Tetramorium* deposited at the Entomological Collection of the Centro de Estudios en Zoología, Universidad de Guadalajara (CZUG), we concluded that the specimens represented a new species.

We used the following measurements and indices (in mm), according with Bolton (1979): TL- total length, HL - head length in full face view, HW - maximum head width in full face view, SL - maximum straight-line length of antennal scape seen in profile, PNW - maximum width of pronotum from above in full dorsal view, AL - alitrunk length seen in profile, LE - eye length in full face view, and WE - eye width in full face view. Indices used were the cephalic index: $CI = HL / HW \times 100$, and the scape index: $SI = SL / HL \times 100$.

Results

Tetramorium notomelanum sp. n. (Fig 1a-c)

Material examined. All the specimens from Mexico, State of Puebla, Tehuacán Zapotitlán Salinas: **Type series.** Holotype, worker, labeled with the following data, 17 - 21.XII.2003, pitfall tramp 5, sitio El Llano, Jardín Botánico Helia Bravo, Zapotitlán Salinas, Tehuacán, Puebla. Paratypes: three workers, labels with as follow: 17-21.XII.2003, pitfall tramp 5, sitio El Llano, Jardín Botánico Helia Bravo, Zapotitlán Salinas, Tehuacán, Puebla. Holotype and two paratypes deposited at CZUG (Entomological Collection of the Centro de Estudios en Zoología, Universidad de Guadalajara); one paratype deposited in the Ant Collection of the Laboratorio de Ecología y Sistemática de Microartrópodos (LESM), Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, and one paratype deposited in the Collection of William and Emma Mackay Collection (CWEM), University of Texas, El Paso, Texas.

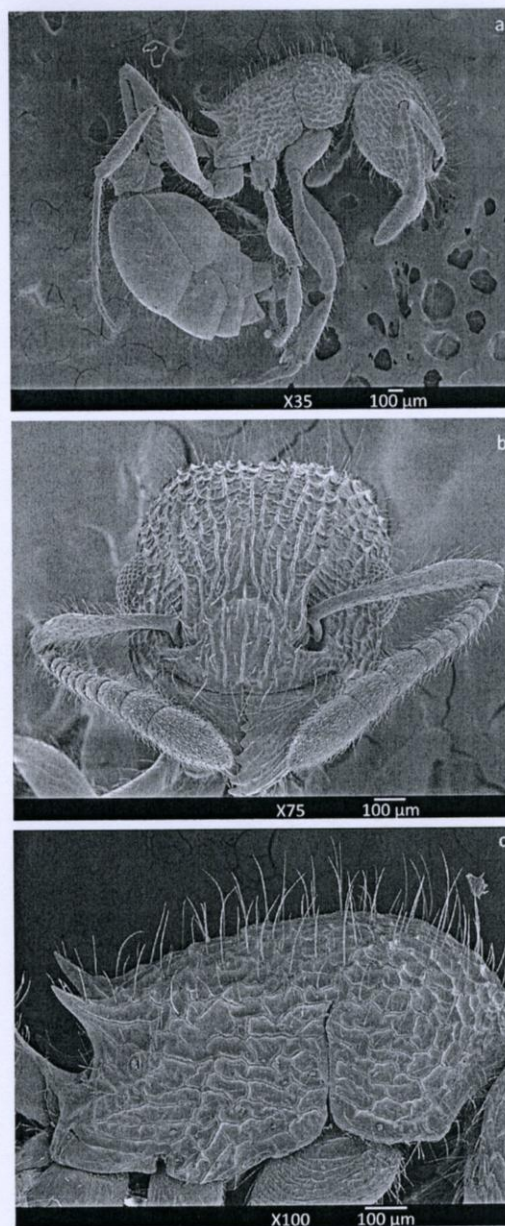


Fig 1 *Tetramorium notomelanum* sp. n. a) General habitus; b) Frontal view of the head; c) Alitrunk reticulation.

Supplementary material. Three specimens were used for scanning electron microscopy observation.

Diagnosis

Workers (Fig 1a-c). Antenna with 11 segments. Mandibles showing longitudinal ridges and seven well defined teeth (Fig 1b). Frontal carinae extending

beyond the upper level of the eyes. Small eyes, about 0.22 mm long. Propodeal spines relatively long and sharp. Dorsal surface of alitrunk and petiole with reticulate sculpturing (Fig 1c). Head and postpetiole with longitudinal ridges. Dorsal pilosity of body straight, length similar to diameter of eyes. Hairs of the tibiae and scape longer than the diameter of the corresponding appendage. Head, alitrunk, petiole, postpetiole, gaster and appendages black.

Measurements (mm) and indices (data for holotype in parenthesis): TL 3.8-4.0 (3.9), HL 0.94-0.98 (0.98), HW 0.84-0.88 (0.88), CI 88.7-91.6 (89.7), SL 0.80 (0.80), SI 81.6-85.1 (81.6), PNW 0.70-0.74 (0.72), AL 1.20-1.26 (1.20).

Queen and males. Unknown.

Derivatio nominis. This species is named by the color of the body according with the Greek roots *notos* that means back, and *melás* that means black.

Distribution and ecology. This species is known only from the type locality, Zapotitlán Salinas, Puebla, México.

Biology. The specimens were collected in an area with sparse vegetation and low floral diversity. Solitary foraging ants were observed in search of seeds and waste plant tissues of leguminous plants (*Prosopis laevigata*, *Cercidium praecox* and *Mimosa luisana*), which represent an important resource in this area and especially during the dry season. The collection area also has been subject to anthropogenic and natural disturbance, suggesting that this is an early colonizer species because it was not found in undisturbed areas within the Botanical Garden.

Key to the species of genus Tetramorium tortuosum-group from the New World (modified from Vásquez-Bolaños 2007)

1. Hairs length of antennal scape and external surface of metatibia distinctly longer than maximal diameter of corresponding appendage. Scape Index (SI) 94-99 (Mexico: Jalisco and Nayarit) *T. mexicanum* Bolton
- Hairs length of antennal scape and external surface of metatibia distinctly shorter than maximal diameter of corresponding appendage. Scape Index (SI) 79-90 ... 2
2. Petiolar dorsal surface without sculpture. Small ants, range of head width (HW range 0.66-0.72 mm; México: Jalisco and Nayarit) *T. placidum* Bolton
- Petiolar dorsal surface with sculpture. Large ants, head width (HW) between 0.77 mm and 1.0 mm 3
3. Large eyes, maximal diameter greater than a quarter of the head width. Hairs length on pronotal dorsal surface and frontal carinae, shorter than maximal eye diameter; small and erected hairs (USA: Arizona and

- Texas) *T. hispidum* (Wheeler)
- Small eyes, maximal diameter less than a quarter of the head width. Hairs length on pronotal dorsal surface and frontal carinae equal or greater than maximal eye diameter; longer hairs, fine and curved 4
4. Dorsum of body with longitudinal ridges (Mexico: Baja California, Coahuila, Durango, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Nayarit, Nuevo León, Puebla, San Luis Potosí, Sonora, Tamaulipas and Zacatecas)
..... *T. spinosum* (Pergande)
- Dorsum of body reticulated 5
 5. Postpetiole dorsum without ridges. Total length from 3.4 mm to 3.8 mm (Mexico: Jalisco)
..... *T. bicolorum* Vásquez-Bolaños
- Postpetiole dorsum with ridges. Total length from 3.8 mm to 4.0 mm (Mexico: Puebla)
..... *T. notomelanum* sp. n.

Discussion

The species described here clearly belongs to the *tortuosum*-group. In common with described species, the antennae have 11 segments, the petiole is sculptured and nodiform, the propodeum is armed with spines, the mandibles are striate and the gaster unsculptured (Bolton 1977). This species is easily recognized from others of the genus *Tetramorium* by its coloration pattern. *Tetramorium bicolorum* is bicolored: dark brown on head while gaster is lighter brownish on alitrunk, petiole and postpetiole; the remaining species of the group (*T. hispidum*, *T. mexicanum*, *T. placidum* and *T. spinosum*) show pale to dark brown homogeneous coloration all over the body, while *T. notomelanum* sp. n. is completely dark black. Also, *T. notomelanum* sp. n. is smaller than *T. hispidum*, *T. mexicanum* and *T. spinosum*, but larger than *T. bicolorum* and *T. placidum*. The length of the hairs of the head and pronotum is equal or smaller to the maximal diameter of the eye, a character shared with *T. bicolorum* and *T. spinosum*. Other diagnostic characters of *T. notomelanum* sp. n. are the reticulated body sculpture and the acuminate propodeal spines relatively longer than that of the other species of the group.

Acknowledgements

Scanning electron microphotographs were obtained by Dr Silvia Espinosa-Matías (Microscopía de Barrido, Science Faculty, Universidad Nacional Autónoma de México). Dr José G. Palacios (Science Faculty, Universidad Nacional Autónoma de México) and Dr Robert Jones (Natural Sciences Faculty, Universidad Autónoma de Querétaro), kindly review the manuscript and gave invaluable suggestions.

References

- Bolton B (1977) The ant tribe Tetramoriini (Hymenoptera: Formicidae). The genus *Tetramorium* Mayr in the Oriental and Indo-Australian regions, and in Australia. Bull British Mus (Nat Hist), Entomol Series 36: 67-151.
- Bolton B (1979) The ant tribe Tetramoriini (Hymenoptera: Formicidae). The genus *Tetramorium* Mayr in the Malagasy region and in the New World. Bull British Mus (Nat Hist), Entomol series 38: 129-181.
- Bolton B, Alpert G, Ward PS, Naskrecki P (2006) Bolton's catalogue of ants of the World: 1758-2005. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, CD-Rom.
- Guzmán-Mendoza R, Castaño-Meneses G, Herrera-Fuentes MC (2010) Variación espacial y temporal de la diversidad de hormigas en el Jardín Botánico del valle de Zapotitlán de las Salinas, Puebla. Rev Mex Biodiv 81: 427-435.
- Rzedowski J (1978) La vegetación de México. México, Limusa, 432p.
- Vásquez-Bolaños M (2007) Una especie nueva del género *Tetramorium* Mayr (Hymenoptera: Formicidae) de Mascota, Jalisco, México. Dugesiana 14: 93-97.
-

Los insectos: antiguos constructores del mundo

Rafael **Guzmán Mendoza**

El determinar el número total de especies vivas sobre el planeta Tierra, ha sido un desafío para los ecólogos en el último siglo. A pesar de las extrapolaciones, modelos matemáticos, censos y colecciones, existe un gran desacuerdo en cuanto a este número. Sin embargo, es un consenso entre los investigadores, que entre todos los seres vivos en el planeta, los insectos forman un grupo extraordinariamente abundante y diverso, donde el número de especies se estima en el orden de millones a nivel mundial, y de decenas de miles a nivel México, con millares de endemismos.

Conocer la cantidad exacta de especies vivas sobre el planeta, es sólo una mínima parte del problema de la biodiversidad en este grupo. Las interacciones entre especies y el medio físico son temas que han sido abordados desde hace tiempo, pero poco entendidos. Aspectos tales como la biodiversidad funcional y los efectos de los consumidores sobre la funcionalidad del ecosistema, son líneas de investigación importantes para conocer la dinámica de los ecosistemas, con la finalidad de proponer estrategias viables de conservación y aprovechamiento de los recursos naturales.



En el presente ensayo, se explora la importancia de los insectos como agentes de cambio de los ecosistemas, y se abordan las consecuencias de la pérdida de especies sobre el ambiente.

LA ANTIGÜEDAD Y DIVERSIDAD DE LOS INSECTOS

De toda la diversidad biológica del planeta, se considera a los insectos como el grupo con mayor cantidad de especies, y con una mínima proporción formalmente descritas. Aunque algunos autores consideren un orden de 30 millones, este número está sujeto a debate, y parece que una estimación razonable sería de un rango de 5 a 10 millones de especies¹ de acuerdo a la evaluación hecha por Ødegaard en el 2000. En México, no se tienen estimaciones detalladas acerca de la riqueza biológica de este grupo, en parte, porque no ha habido suficientes sitios colectados en todo el país. No obstante, en la República Mexicana se considera que pueden existir cerca de 47,000 especies de insectos; con respecto a los endemismos, no hay datos detallados, aunque junto con otros artrópodos como los arácnidos (arañas, escorpiones y pseudoescorpiones) se estiman alrededor de 8,800 especies endémicas (locales).²

En el planeta, diversas evidencias indican que los insectos existen desde el Devónico (hace 360 a 400 millones de años), lo que los sitúa antes de los grandes dinosaurios y tan antiguos como los helechos (pterido-

fitas) y las gimnospermas (pinos; cícadas y los ginkgos, por mencionar algunos ejemplos). Por desgracia, en México, poco se conoce acerca del registro fósil, debido a la carencia de expertos que establezcan líneas de investigación en este campo.³ Sin embargo, algunas localidades poseen yacimientos fosilíferos como en Puebla, con impresiones de escarabajos que datan del Oligoceno (34 m. a.) y en Hidalgo con registros del Plioceno (5 m. a.); chapulines y grillos del Cretácico (95 m. a.) en Coahuila; crisomélidos, curculionidos (escarabajos) psocópteros y termitas incluidos en ámbar del Oligoceno en Chiapas.⁴ También se han encontrado fósiles en Sonora y en Chihuahua, relativamente recientes, que datan del Cuaternario Holoceno (10, 000 años).

La pregunta que se han hecho los entomólogos desde hace tiempo es: ¿por qué este grupo es tan extraordinariamente biodiverso? La razón de su éxito biológico es multifactorial, pero sin duda, la plasticidad genética del grupo ha ejercido un papel importante. En primer término, el ciclo de vida pasa por varias fases de desarrollo, donde los insectos pueden ocupar funciones ecológicas diametralmente diferentes. Las orugas de algunas especies, como los escarabajos (*Macroductylus* sp.), después de haber eclosionado del huevo, pasan el tiempo alimentándose de las raíces de las plantas, llevando hábitos de vida bajo el suelo; su desarrollo continúa con una fase de pupa, que termina con la emergencia del adulto, que se alimenta de las hojas de las plantas, ya sean silvestres o cultivadas. En otras especies, como *Danaus plexippus* (la mariposa monarca), sus orugas son herbívoras,



© Carmelo Naranjo, de la serie China. Terrazas de arroz, 2008.

pues se alimentan de las hojas; en la fase adulta, los individuos se alimentan del néctar de las flores y ejercen un papel importante en la polinización de las flores. Esta metamorfosis es trascendental, pues permite a los organismos vivir en ambientes diferentes, colonizar hábitats distintos y ocupar nichos ecológicos incomparables, debido al contraste de sus funciones ecológicas.

Algunas especies poseen un sistema genético haplo-diploide, donde unos individuos sólo tienen la mitad de la carga genética en sus células somáticas, haploides, (n); y otros son diploides, es decir, con pares cromosómicos en todas sus células somáticas ($2n$). Los himenópteros (hormigas, avispas y abejas), poseen este sistema genético, donde los machos son haploides y las hembras diploides. Este ciclo haplo-diploide tiene implicaciones significativas para la biodiversidad de insectos, ya que permite procesos rápidos de especiación (origen de especies nuevas) por medio de mutaciones en el genoma; además, permite adaptaciones rápidas a cambios ambientales repentinos.⁵

EL PAPEL ECOLÓGICO DE LOS INSECTOS

Los insectos se encuentran insertos en papeles ecológicos clave dentro de los ecosistemas. Pueden ser carnívoros, parásitos, carroñeros, fitófagos, frugívoros, polívoros, coprófagos, fungívoros, etcétera; es decir, poseen un amplio espectro de hábitos alimenticios. También establecen relaciones bióticas estrechas con otros organismos, por ejemplo, el mutualismo entre

plantas con flor (angiospermas) e insectos, ha generado un proceso de coevolución (evolución paralela entre dos o más especies), que ha dado como resultado, el aumento en la diversidad biológica en ambos grupos de organismos. Algunos autores sugieren que la proliferación y diversificación de insectos depredadores, entre los que se encuentran las hormigas y polinizadores como las abejas, pudo ser uno de los factores determinantes en el incremento de la biodiversidad de angiospermas.⁶

El fenómeno conocido como densodependencia, en ecología, fue descubierto con base en la especificidad de la relación de especies entomófagas (que se alimentan de otros insectos), como depredadores y parásitos, donde las densidades poblacionales de los depredadores y las presas se autorregulan a través del tiempo de manera sincronizada (cuando una crece —predadores— luego de un cierto tiempo la otra —presas— decrece y a la inversa). Esta característica es importante porque determina el desarrollo, sobrevivencia y reproducción de las poblaciones involucradas y porque desde un punto de vista tecnológico, permite evaluar la potencialidad de agentes de control biológico de plagas.

La actividad de algunas especies como las hormigas y escarabajos peloteros (*Ontophagus fuscus fuscus*, que se encuentra en la Sierra Madre Occidental) puede modificar las propiedades físicas y químicas del suelo. Hormigas de muchos géneros como *Atta* y *Pogonomyrmex*, entre otros, que construyen extensas gale-



rias, promueven la porosidad del suelo, lo que a su vez beneficia el desarrollo de las raíces de las plantas; además, por sus hábitos de transportar materia orgánica al nido, pueden llegar a generar islas de fertilidad, útiles para muchas especies de plantas, sobre todo en zonas donde el factor limitante puede ser la disponibilidad de nutrientes, como en las zonas áridas de México,⁷ o bien, pueden incrementar la disponibilidad de nutrientes (nitrógeno y potasio) esenciales para el desarrollo de los cultivos.

Por otro lado, se ha observado que del componente faunístico de los ecosistemas, los insectos constituyen una proporción importante de consumidores. Algunos estudios han revelado una densidad de hasta 180,000 individuos de una misma especie, forrajeando en busca de semillas; otros han demostrado que la actividad defoliadora de algunas especies (*Atta mexicana*) modifica significativamente la distribución, composición y abundancia de las comunidades de plantas arbustivas.⁸ Tomando en cuenta que las plantas son los productores primarios de los ecosistemas terrestres, la influencia que pueden tener los insectos sobre este componente del ecosistema puede llevar finalmente a los paisajes, hacia estados alternativos de composición y estructura, dependiendo de la abundancia de estos consumidores.⁹

LA IMPORTANCIA DE LOS INSECTOS PARA LA HUMANIDAD

Es evidente que los insectos son importantes porque ofrecen servicios ambientales tales como la fertilización de los suelos, efectos sobre las propiedades físicas y químicas del suelo, el cambio en la composición de la vegetación, entre otros. La posición en niveles tróficos clave, hace a los insectos importantes reguladores del flujo de materia y energía, así como importantes diseñadores de los paisajes. Lo anterior resalta el hecho de que los insectos, son capaces de modular el funcionamiento de los ecosistemas.

México enfrenta un grave problema de pérdida de biodiversidad, algunos científicos estiman una tasa de deforestación de 370 y 670 mil ha/año.¹⁰ La fragmentación del hábitat, los cambios en el uso del suelo y la tala inmoderada son sólo algunos factores de amenaza. Nuestro país posee una gran riqueza florística, con alrededor de 29,000 especies según la Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO). Considerando esta diversidad vegetal, y el hecho de que existe una estrecha relación entre la vegetación y la diversidad animal, en particular de insectos, México puede incrementar los registros de especies nuevas.

Bajo la amenaza de la pérdida de biodiversidad, una pregunta crucial para responder sería ¿qué sucedería si

se perdieran todas las especies de insectos en México o en el mundo? De acuerdo a lo antes expuesto, sin duda, los ecosistemas colapsarían, no existirían polinizadores suficientes ni descomponedores que reciclen la materia orgánica. Por lo tanto, se destruirían flujos importantes de materia y energía, pues las plantas no tendrían nutrientes necesarios para continuar subsistiendo y la reproducción se llevaría a cabo de manera muy limitada. Si los productores primarios ven disminuidas sus posibilidades de sobrevivencia y considerando que además de producir biomasa, generan oxígeno, que es utilizado en la respiración por prácticamente todos los animales, sin duda, la civilización se encontraría al borde de un cataclismo de dimensiones nunca antes vistas. Sin duda, la pérdida de especies de insectos acarrearía problemas ambientales severos que amenazan la dinámica de la biosfera. Pero ejemplos de extinciones masivas en el pasado, como la del Ordovícico-Silúrico, hace 440-450 m.a o la del Cretácico-Terciario, hace 65 m.a, muestran que los nichos ecológicos vacíos son ocupados rápidamente por los grupos bióticos sobrevivientes por medio de un proceso llamado radiación adaptativa (origen de millares de especies nuevas). Así, la desaparición del 80% de la biota en el Ordovícico-Silúrico, promovió el origen de grupos nuevos, como los peces cartilaginosos, los placodermos, etcétera; durante el Cretácico-Terciario, la desaparición del 50% de los grupos biológicos, entre los que se encuentran los dinosaurios, facilitó la radiación adaptativa de los mamíferos, grupo al que pertenece la humanidad.

El proceso adaptativo al que se sujetan las especies, es un evento que puede llevar cientos, miles o millones de años y que además está plagado de eventos azarosos y cambios drásticos en el ambiente. Nuestro mundo es un sistema dinámico y nuestro país es un fiel reflejo de esa dinámica, con grandes cordilleras y volcanes activos que modifican el paisaje. Las modificaciones del ambiente por esa dinámica natural y por las actividades antropogénicas, ponen en riesgo únicamente la biodiversidad tal y como la conocemos; al final, por las características intrínsecas de los insectos, puede pensarse que sobrevivirán a la humanidad y continuarán por mucho más tiempo. No obstante, entender cómo funcionan las especies dentro de los ecosistemas y cómo se ven afectadas las propiedades funcionales de los ecosistemas con las perturbaciones y

modificaciones de los hábitats son temas que entrañan un fascinante campo en la investigación ecológica y de la que por desgracia, poco se ha realizado en nuestro país.

REFERENCIAS

- ¹ Ødegaard F. How many species of arthropods? Erwin's estimate revised. *Biological Journal of the Linnean Society* 71 (2000) 583-597
- ² Morrone JJ y Márquez J. Biodiversity of mexican terrestrial arthropods (Arácnida and Hexapoda): a biogeographical puzzle. *Acta zoológica Mexicana* 24 (2008) 15-41
- ³ Muñoz VL. Restos de insectos antiguos recuperados en la cueva la Chagüera del Estado de Morelos, México. *Acta zoológica Mexicana* 83 (2001) 115-125
- ⁴ Zaragoza-caballero S y Velasco-de León P. Una especie nueva de Epicauta (Coleoptera: Meloidae) del Plioceno del estado de Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 20 (2003) 154-159
- ⁵ Wilson EO, *The diversity of life*, Harvard University Press, USA 1999
- ⁶ Delabie JHC, Ospina M y Zabala G. "Relaciones entre hormigas y plantas: una introducción" en Fernández F. (ed.) *Introducción a las hormigas de la Región Neotropical*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia (2003) 167-180
- ⁷ Guzmán MR. Hormigas del desierto: el caso de la hormiga roja. *Ciencia* 58 (2007) 34-40
- ⁸ Zavala-Hurtado JA, Valverde PL, Herrera-Fuentes Ma del C y Díaz-Solis A. Influence of leaf-cutting ants (*Atta mexicana*) on performance and dispersion patterns of perennial desert shrubs in a inter-tropical region of Central Mexico. *Journal of Arid Environments* 46 (2000) 93-102
- ⁹ Schmitz OJ. Perturbation and abrupt shift in trophic control of biodiversity and productivity. *Ecology Letters* 7 (2004) 403-409
- ¹⁰ Ordóñez JA, de Jong BHJ y Masera O. Almacenamiento de carbono en un bosque de *Pinus pseudostrobus* en Nuevo San Juan, Michoacán. *Madera y Bosques* 7 (2001) 27-47

Rafael Guzmán Mendoza
email: rgzmz@yahoo.com.mx



© Carmelo Naranjo, de la serie *China. Terrazas de arroz*, 2008.

El enigma de la biodiversidad y los bichos en el jardín

Rafael Guzmán Mendoza*

Recibido: 10 de noviembre de 2009.

Aceptado: 20 de enero de 2010.

Abstract

Insects are one of the oldest groups of organisms in the world. In terrestrial ecosystems are the most abundant and diverse. Maintain complex relationships between them and abiotic ecosystem factors, so that regulate the functional properties of environments as the flow of nutrients and primary productivity. It can affect in many key areas like the rate of decomposition of organic matter and the physiognomy of the landscape. However, little is known about this group of animals both in taxonomic and ecological aspects. In Mexico, the entomological study is a branch of biology expanding with many fascinating phenomena to be discovered.

Palabras clave: biodiversidad, insectos, ecosistemas.

Resumen

Los insectos son uno de los grupos de organismos más antiguos del mundo. En los ecosistemas terrestres son de los más abundantes y diversos. Mantienen complejas relaciones entre ellos y los factores abióticos del ecosistema, de manera que regulan las propiedades funcionales de los ambientes como el flujo de nutrientes y la productividad primaria. Lo que puede derivar en aspectos clave como la velocidad de descomposición de la materia orgánica y la fisonomía del paisaje. Sin embargo, poco se sabe de este grupo de animales tanto en términos taxonómicos como en aspectos ecológicos. En México, el estudio entomológico es una rama de la biología en expansión con muchos fenómenos fascinantes aún por descubrir.

Introducción

Desde hace muchos años, los ecólogos han intentado descifrar los misterios que encierran los proce-

dos que hacen funcionar a los ecosistemas, la unidad estructural de toda la vida en la Tierra. En este sentido, los procesos biogeoquímicos, como el ciclo del agua, del carbono o del nitrógeno, han sido ampliamente estudiados, pero el fenómeno de la biodiversidad, entraña desafíos aún más apasionantes como propiedad funcional.

El término “biodiversidad” señala toda la variabilidad de seres vivos sobre el planeta. En un sentido amplio, puede ser dicho que la diversidad biológica es desde el número de especies presentes, hasta la heterogeneidad representada en las comunidades bióticas, pasando desde luego, por las interacciones que ocurren a múltiples escalas espaciales y temporales desde milímetros al planeta entero y de minutos a millones de años, y a diferentes niveles de organización ecológica (del individuo a la región). La biodiversidad es entonces, un proceso que es producto de múltiples factores, donde ninguno es mutuamente excluyente y todos juegan un papel importante y en el que el azar y las contingencias históricas, forman parte fundamental de la composición actual de las comunidades que conforman a los ecosistemas.

Para entender cómo es que funcionan los ecosistemas y cómo es que se modifican sus propiedades funcionales, se han utilizado muchos modelos, sobre todo en plantas, donde se ha manipulado la biodiversidad. Algunos autores como Shahid Naeem, han encontrado que modificaciones en la composición de la comunidad de plantas, que son los productores primarios, es decir, los que se encargan de capturar la energía luminosa del sol y transformarla en tejidos vivos a través de la fotosíntesis, influye significativamente sobre la productividad primaria neta disponible para los consumidores. Sin embargo, poco ha sido explorado el efecto de los consumidores sobre las propiedades funcionales del ecosistema como la productividad, en donde se ha propuesto que las comunidades de estos organismos, pueden llevar a los ecosistemas hacia estados alternativos (Schmitz, 2004) donde, bajo condiciones ambientales similares, diferentes parches pueden presentar diferencias en la estruc-

*Estudiante de Doctorado en Ciencias Biológicas de la UAM. División de Desarrollo Sustentable, Universidad Inter-cultural del Estado de México División de Desarrollo Sustentable, Lib. Francisco Villa s/n Col. Centro, San Felipe del Progreso 50640, Estado de México e-mail: rgzmz@yahoo.com.mx

tura de las comunidades dependiendo de la dinámica particular de cada uno de ellos.

En el presente ensayo, se abordarán aspectos importantes sobre el entendimiento y definición del concepto de biodiversidad, así como elementos clave sobre la importancia funcional de los insectos sobre las propiedades funcionales del ecosistema. Se exponen las razones del por qué México es un país diverso y la escasez del conocimiento de su riqueza entomológica.

¿Qué es la biodiversidad?

El problema de la biodiversidad parte necesariamente del origen mismo de la vida. El experimento clásico de Miller (1953), muestra cómo elementos orgánicos se sintetizan a partir de sustancias inorgánicas a través de fuentes de energía, como el calor y los rayos ultravioleta, condiciones que se han considerado necesarias para nuestro planeta durante sus primeras fases de desarrollo geológico y en donde el agua ha sido un precursor ineludible. Otros investigadores argumentan la síntesis de moléculas orgánicas prebióticas fuera del planeta Tierra, como en las nebulosas. Considerando el sesgo en el experimento de Miller (1953) para explicar la evolución química, por el criterio de selección de las sustancias precursoras, parecería ser que en un principio, la materia prima que dio origen a la vida, llegó del espacio. La evidencia de una atmósfera primitiva rica en dióxido de carbono (CO₂) y nitrógeno (N₂), sugiere condiciones poco viables para una síntesis suficiente de moléculas orgánicas prebióticas, lo que refuerza la hipótesis de fuentes externas de elementos orgánicos al planeta o bien una atmósfera rica en CO (Miyakawa *et al.*, 2002). Sin embargo, la síntesis de moléculas orgánicas no significa el origen de seres vivos; conceptualmente todavía hay una gran brecha entre sustancias orgánicas simples y moléculas orgánicas complejas con actividad biológica útil, como los aminoácidos y las proteínas. Deamer (2008), menciona que el constante flujo de materia y energía dirigió las reacciones orgánicas hasta incrementar la complejidad y variedad de compuestos poliméricos (ácidos grasos, aminoácidos, proteínas, etc.), hasta conformar ensamblajes microscópicos que en un escenario heterotrófico y de selección química, ganaron mayor complejidad al capturar energía y pequeñas moléculas del ambiente. La vida comenzó cuando algunos ensamblajes encontraron el camino no sólo para crecer, sino también para incorporar funciones catalíticas (enzimas que regulan las reacciones químicas en los seres vivos) y de información genéti-

ca, hace de tres a cuatro billones de años (Deamer, 2008).

El fenómeno que llamamos vida, tiene propiedades complejas que hacen difícil una definición. Por ejemplo, un ser vivo es capaz de replicarse a sí mismo mediante la reproducción, pero la reproducción es un evento que ocurre de dos formas: asexual y sexual. La conducta, la competencia, la anatomía, la fisiología y la selección sexual, son sólo algunos de los factores biológicos involucrados. Los seres vivos son capaces de mantenerse en el tiempo, algunos incluso con el potencial de la eternidad, como los árboles por un lado que presentan un crecimiento indeterminado y las bacterias y hongos por otro, que forman estructuras de resistencia contra cambios ambientales desfavorables, llamadas quistes. La adaptación y la evolución se convierten en la historia natural de los linajes que surgen a partir de ancestros, pero hay grupos cuyos orígenes pueden estar dados por más de uno. Los organismos vivos son interdependientes entre sí, lo que significa interacciones de diversos tipos como competencia, simbiosis, depredación, mutualismo y parasitismo, entre otras. La respiración es otro proceso asociado con la vida, aparentemente sencillo, ya que únicamente hay dos tipos de intercambio gaseoso (anaeróbico y aeróbico). Sin embargo, sus implicaciones sobre el curso de la vida en la Tierra, han sido profundas. La aparición de oxígeno molecular en nuestro planeta, hace 2.4 billones de años, es considerada como la causa responsable de la diversidad biológica actual, y del cambio en el curso de la evolución de la vida (Fontúrbel y Molina 2004). Por otro lado, el flujo de metano, producto de la respiración anaerobia, pudo ser un factor importante en la modulación de las condiciones climáticas de la Tierra primigenia y en épocas relativamente recientes. De esta manera, las especies presentes en un espacio y un tiempo determinados, son productos complejos de historia, interacciones y azar.

La variabilidad de la vida no sólo surge como producto de la vida misma. Elementos abióticos están estrechamente vinculados. Por ejemplo, la tectónica de placas y la deriva continental han tenido mucho que ver en procesos de especiación (origen de especies nuevas). Con la formación de montañas, se modifican los climas, aumentando la heterogeneidad física del ambiente y promoviendo la creación de mosaicos ambientales diversos al aumentar la variabilidad vegetal y climática. En este sentido, se ha sugerido una estrecha relación entre estos ele-

mentos (orogenia, clima, vegetación y fauna) que incrementan la riqueza de especies.

Los procesos de especiación también son complicados y sujetos a debate, sobre todo en lo que respecta a la importancia en términos de su frecuencia y efectividad para originar especies nuevas. La erupción de un volcán o el espacio abierto en el dosel por un rayo en una tormenta en el Amazonas, deja espacios ecológicos vacíos que las especies van ocupando y donde, en el transcurso del tiempo, se va modificando la identidad de los ocupantes por medio de un proceso llamado sucesión ecológica. La intensidad y la cantidad de energía solar que incide sobre la superficie terrestre es un elemento importante que explica la variabilidad de la vida, porque incrementa el número de hábitats y acelera los procesos evolutivos, además, revela él por qué de la distribución desigual de la riqueza biológica en el mundo. Pero algo más perturbador surge ante esta complejidad de interacciones bióticas y abióticas, alrededor de la biodiversidad y es que, en este mundo cambiante, nada parece estar en equilibrio y ninguna especie, por lo tanto, está óptimamente adaptada.

Otra fuente de conflicto para el entendimiento de la biodiversidad, es la unidad fundamental que se utiliza para medirla, la especie. A pesar de que la población es un conjunto de individuos que comparten características comunes, el concepto de especie es todavía un artefacto difícil de construir. Lo anterior se debe a la enorme variabilidad genética, fenotípica, de hábitats y nichos que una misma especie puede presentar, por ejemplo, la salamandra dorsiroja de bosque (*Plethodon cinereus*) a lo largo de su área de distribución de bosque y tierras bajas, es posible encontrar subespecies; los insectos, con un ciclo de vida complejo pueden estar ocupando diferentes nichos y hábitats a lo largo de su vida; muchas especies vegetales como los encinos, son susceptibles a procesos de hibridación. Lo anterior, ha generado una gran cantidad de conceptos para definirla, todos ellos limitados, por lo que ninguno puede llegar a describir cabalmente lo que es la especie.

A pesar de esta adversidad inherente a la confusión de la vida misma, los ecólogos han tomado este desafío y generado múltiples modelos para estimar la riqueza biológica. El número de especies presentes en un espacio y un tiempo determinado, nos habla de riqueza. La forma en cómo se reparten los re-

ursos dentro de la comunidad, en términos de las abundancias de las especies presentes, revela la equitatividad, la dominancia y la heterogeneidad; en este sentido se han construido modelos matemáticos complejos como los índices de Shannon y Simpson.

¿Los insectos, herramientas útiles para el estudio de la relación biodiversidad-ecosistemas?

Los insectos conforman el grupo más abundante y biodiverso del mundo, pero además, uno de los menos conocidos. Desde principios del siglo pasado, los científicos han intentado conocer el número total de especies de estos animales. La dificultad para llegar a tal número se debe a la historia evolutiva y a la biología del grupo. Los insectos existen desde hace 400 millones de años, ecológicamente ocupan nichos importantes que regulan los flujos de materia y energía de los ecosistemas terrestres. En un estudio realizado en el desierto de Chihuahua, fueron cuantificadas cerca de 180,000 hormigas granívoras forrajear en una hectárea, y dado que las semillas son parte fundamental de su alimentación, las convierte en un factor primordial en la dinámica de la comunidad de plantas, al modificar la abundancia, la composición y la distribución de las especies vegetales; algunas otras especies, por su conducta de construir galerías y transportar materia orgánica de la superficie hacia el interior del suelo, son capaces de modificar las propiedades físicas tales como porosidad, retención de agua y estructura del suelo; y propiedades químicas, como las concentraciones de nitrógeno (N) y potasio (K). Es por ello que se les considera “las pequeñas cosas que hacen funcionar al mundo” y son verdaderos ingenieros ecológicos, dado que con su actividad ecológica pueden llevar a los ecosistemas terrestres, hacia estados alternos, donde aspectos funcionales del ecosistema puedan verse modificados, como la productividad primaria, al influir directamente sobre la comunidad vegetal y el paisaje (Schmitz, 2004).

Pueden ser analizadas características adicionales que resalten la importancia de los insectos para el mundo en general y en particular para la humanidad. Es bien sabido el problema de la pérdida de biodiversidad a nivel global; la fragmentación y la pérdida del hábitat, se sitúan como las principales amenazas de la diversidad biológica mundial. En la actualidad, la humanidad ha convertido cerca de 4,973 millones de hectáreas de la superficie terrestre en zonas agrícolas, a expensas de los hábitats naturales. A pesar de lo apremiante del problema ambien-

tal global, las consecuencias ecológicas de este proceso son poco entendidas y muchas están sujetas a debate, aunque es claro que, la pérdida de biodiversidad, perjudica el funcionamiento y la sustentabilidad de los ecosistemas, así como los servicios ambientales que proporciona, por ejemplo, el control biológico, la producción de alimentos, la regulación de gases invernadero y el abastecimiento de agua, entre otros.

Los desacuerdos en este tema científico se encuentran inmersos en el diseño de los experimentos por un lado, y el grupo taxonómico con el que se esté trabajando, por otro. Duffy (2003) enfatiza los sesgos en los que se encuentran los resultados de estudios experimentales al trabajar únicamente con la comunidad vegetal, dejando de lado a los consumidores. Además, los resultados de los experimentos se encuentran sujetos a la temporalidad, es decir, en el largo plazo (más de dos años), los resultados podrían cambiar por efecto de las interacciones como la competencia. El poco control que se pueda llegar a tener sobre variables del ambiente físico, puede enmascarar la influencia de las especies sobre la funcionalidad de los ecosistemas.

En este panorama, los insectos, como algunos otros taxa, pueden ser una herramienta útil de evaluación del estado de conservación de un ecosistema. Lomov *et al.* (2006) encontraron que las mariposas son un grupo útil como indicadores de monitoreo de la restauración ambiental. Lo anterior, debido a la especificidad de plantas hospederas; los requerimientos del hábitat y la facilidad en la identificación a nivel de especie de estos lepidópteros. Longcore y Novotny (2000), encontraron resultados similares al evaluar la composición de la comunidad de artrópodos en hábitats con diferente grado de conservación y que la estructura de la comunidad refleja el proceso de perturbación del hábitat. El conocimiento del proceso de la fragmentación y degradación del ambiente, reflejada en la estructura de las comunidades de insectos puede ser importante para evaluar la restauración ecológica del ambiente (Longcore y Novotny, 2000). Otras propiedades han sido señaladas para considerar a los insectos como bioindicadores de la restauración ambiental, entre las que se pueden mencionar: la distribución microgeográfica, que podría reflejar condiciones de heterogeneidad a escalas muy finas del hábitat, en donde muchos otros grupos, como los vertebrados, podrían ser insensibles; el alto recambio y las tasas de crecimiento de muchas especies, podrían ser-

vir como indicadores de cambios ambientales rápidos. Desde el punto de vista técnico, los insectos y artrópodos en general, pueden ser fáciles y menos costosos de medir que los vertebrados, de manera que métodos pasivos de muestreo, pueden capturar grandes cantidades de individuos y de especies en cortos periodos y la preparación de los ejemplares implica menor tiempo de lo que se invierte con los vertebrados.

A pesar de la enorme importancia ecológica de los insectos, pocos estudios han sido realizados con el fin conocer cómo la biodiversidad de este taxón está relacionada con procesos clave del ecosistema, como la descomposición, el ciclo de nutrientes y la productividad primaria y más aún, muchos grupos están todavía lejos de ser conocidos en sus aspectos básicos.

¿Por qué México es biodiverso?

Existen varias razones por las que México es considerado uno de los países más ricos en diversidad biológica del mundo, con alrededor de 108,000 especies (CONABIO, 2008). De hecho, las principales cadenas montañosas, son consideradas como "hotspots" por su alto nivel de endemismos; por ejemplo, son estimadas poco más de 3,900 especies vegetales endémicas. Los factores históricos han jugado un papel importante en la conformación de la biota actual, el levantamiento del istmo de Panamá, que unió Sudamérica con Norteamérica; la dinámica geológica en la conformación de cadenas montañosas que promovieron movimientos de flora y fauna que convergen dentro del territorio nacional, que junto al accidentado terreno por las montañas, originaron microhábitats que se convirtieron en centros de origen de muchos taxa.

El origen de las especies endémicas y de la riqueza biológica en general, se debe a un conjunto de factores climáticos, como las glaciaciones del Pleistoceno; el surgimiento de cadenas montañosas relativamente recientes como el Eje Neovolcánico Transversal; organismos lo suficientemente adaptables a las condiciones ambientales cambiantes y con la capacidad de migrar, en algunos casos. Todo ello en un marco de historia natural.

Desafortunadamente, poco se sabe de esta extraordinaria diversidad biológica. Lo que se puede llegar a precisar es que en el país se estiman cerca de 18,000 especies de flora vascular. De acuerdo a lo anterior, los insectos podrían estar estrechamente rela-

cionados con esta riqueza florística y covariar positivamente, como sugiere su tendencia evolutiva, en cuanto a su diversificación a partir del origen de las plantas con flor, y como ha sido observado de manera consistente en diferentes circunstancias, la estrecha relación entre la diversidad de la comunidad de insectos y el estado de conservación de la vegetación en los ecosistemas. En este sentido, el número de especies de insectos para México es de 47,800 especies (CONABIO, 2008), con un registro confuso en cuanto a los endemismos ya que, Morrone y Márquez (2008), reportan 8,000 especies endémicas considerando otros artrópodos como los arácnidos, lo que puede aumentar significativamente al incrementar el esfuerzo de muestreo en regiones todavía no exploradas dentro del territorio nacional.

Los bichos en el jardín

Desde el palco donde escribo esto, puedo ver a un grupo de *Homo sapiens* en el patio jugando y trabajando, a un lado de ellos se encuentra un pequeño jardín con una extraordinaria riqueza vegetal, las flores brillan e invitan a los polinizadores a consumir el néctar, entre las flores y los tallos de los árboles, acechan los depredadores, arañas sigilosas y pacientes esperan en sus redes, mientras que otras escondidas observan en tercera dimensión a las presas potenciales, granívoros y detritívoros caminan sobre el suelo húmedo. Una red de complejas interacciones bióticas se teje en un pequeño espacio y un breve tiempo, con diversas y complejas historias evolutivas, organismos con diferente origen y un pasado profundo, han coincidido en un momento tan corto a principios del presente.

Agradecimientos

El presente estudio ha sido posible gracias al apoyo de la beca de posgrado del CONACyT. Al Dr. José A. Zavala-Hurtado del Departamento de biología de la UAM y a la Dra. Gabriela Castaño-Meneses del Laboratorio de Ecología y Sistemática de Microartrópodos UNAM, quienes proporcionaron importantes comentarios al presente escrito. A Josefina Caltzonci Marín por su apoyo en el trabajo de campo y de laboratorio

Bibliografía

1. CONABIO, 2008. www.biodiversidad.gob.mx/pais/capitalNatMex.html. Fecha de consulta Noviembre 2009
2. Deamer, D. W., Origin of life How leaky were primitive cells?, *Nature*, 454, pp. 37-38, 2008.
3. Duffy, J. E., Biodiversity loss trophic skew and ecosystem functioning, *Ecology Letters*, 6, pp. 680-687, 2003.
4. Fontúrbel, R. F., y Molina, A. C., Origen del agua y el oxígeno molecular en la Tierra. *Elementos Ciencia y Cultura*, 11, pp. 3-9, 2004.
5. Lomov, B., Keith, D. A., Britton, D. R., y Hochuli, D. F., Are butterflies and moths useful indicators for restoration monitoring? A pilot study in Sydney's Cumberland plain woodland. *Ecological Management & Restoration*, 7, pp. 20-210, 2006.
6. Longcore, T., y Novotny, V., Arthropod monitoring for fine scale habitat analysis: a case study of the El Segundo sand dunes. *Environmental Management*, 25, pp. 445-452, 2000.
7. Miller, S. L., A production of amino acids under possible primitive earth conditions. *Science*, 117, pp. 528-529, 1953.
8. Miyakawa S., Yamanashi, H., Kobayashi, K., Cleaves, H. J., y Miller, S. L., Prebiotic synthesis from CO atmospheres: implications for the origins of life. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99, pp. 14628-14631, 2002.
9. Morrone J. J., y Márquez., J., Biodiversity of Mexican terrestrial arthropods (Arácnida and Hexapoda): a biogeographical puzzle. *Acta zoológica Mexicana*, 24, pp. 15-41, 2008.
10. Schmitz, O. J., Perturbation and abrupt shift in trophic control of biodiversity and productivity. *Ecology Letters*, 7, pp. 403-409, 2004.

cs



Variación espacial y temporal de la diversidad de hormigas en el Jardín Botánico del valle de Zapotitlán de las Salinas, Puebla

Spatial and temporal variation of the diversity ants in the Botanic Garden from Zapotitlán de las Salinas Valley, Puebla

Rafael Guzmán-Mendoza^{1*}, Gabriela Castaño-Meneses² y María del Carmen Herrera-Fuentes³

¹Departamento de Biología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Apartado postal 55-535, 09340 México, D.F., México.

²Ecología y Sistemática de Microartrópodos, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Apartado postal 70-474, 04510 México, D.F., México.

³Departamento de Biología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Apartado postal 55-535, 09340 México, D.F., México.

*Correspondencia: rgzmz@yahoo.com.mx

Resumen. Debido al escaso conocimiento que se tiene de las hormigas de las zonas áridas de México, se evaluó la biodiversidad de este taxón en el Jardín Botánico de Zapotitlán de las Salinas, Puebla. Se realizaron 2 colectas, una en época de lluvias (agosto de 2004) y otra en la temporada de secas (febrero de 2005). En ambas ocasiones se seleccionaron 2 sitios contrastantes en estructura vegetal y se colocaron 10 trampas de caída para cada sitio. La captura fue más abundante en temporada de lluvias. El sitio con menor diversidad y cobertura vegetal mostró una mayor diversidad de hormigas durante el estudio. Comparado con otras zonas áridas de México, el valle de Zapotitlán de las Salinas resultó ser una de las zonas semiáridas con mayor riqueza en especies de hormigas; con 12 nuevos registros se incrementó a 27 el número de especies, sólo una por debajo de otras localidades cercanas al valle. Los datos sugieren que con un mayor esfuerzo de muestreo y la aplicación combinada de otras técnicas de recolección, la riqueza de especies en el área podría elevarse considerablemente.

Palabras clave: zonas áridas, biodiversidad, estacionalidad, Formicidae, México, riqueza de especies.

Abstract. The knowledge about ants of arid zones of Mexico is very poor. For this reason we assessed the biodiversity of this taxon in 2 sites with different vegetation structure. Ten pitfall traps were placed in each site, and 2 surveys were conducted, 1 in August (rainy season, 2004) and another in February (dry season, 2005). The capture was more abundant in the rainy season; however, during the study, a higher ant diversity was observed in the site with low vegetation cover and few plant diversity. Compared with other arid zones of Mexico, the Zapotitlán de las Salinas Valley is the site with the highest ant species richness. The new records have increased richness to 27 ant species, which is very close to the number of species registered in other localities near Zapotitlan. Our data suggest that increasing sampling effort and application of different sampling techniques, the ant richness species could be increased.

Key words: arid zones, biodiversity, seasonality, Formicidae, Mexico, species richness.

Introducción

Las hormigas están consideradas uno de los grupos más exitosos en los ecosistemas terrestres, con más de 12 000 especies descritas (Agosti y Johnson, 2005). Su éxito ecológico y evolutivo es multifactorial, derivado de modificaciones sociales como la división de labores dentro de la colonia y el trabajo cooperativo (Schultz, 2000; Wilson y Hölldobler, 2005), además de sus estrategias de forrajeo, biomasa, abundancia y riqueza de especies (Kaspari, 2000; Phillips y Willis, 2005).

Desde el punto de vista antropocéntrico, las hormigas son un elemento importante que puede proporcionar fertilización orgánica a los campos de cultivo, debido a su actividad de construcción de nidos y hábitos de forrajeo (Fortanelli y Montoya, 2002; Hernández-Ruiz y Castaño-Meneses, 2006), siendo bioindicadoras de la calidad del hábitat y controladoras biológicas de plagas (Philpott y Armbrrecht, 2006). Se les considera ingenieras del ambiente, por sus actividades mecánicas que mantienen y restauran el suelo e influyen en los flujos de energía de los ecosistemas, lo que conlleva efectos en cascada que se reflejan sobre la composición y estructura de las comunidades vegetales (Folgarait, 1998; Cammeraat y

Recibido: 21 abril 2009; aceptado: 12 agosto 2009

Risch, 2008). Al modificar la abundancia, así como la distribución espacial de las semillas, se convierten en un factor primordial en la dinámica de la comunidad (Quintana-Ascencio y González- Espinoza, 1990; Mull y MacMahon, 1997; Wilby y Shachak, 2000) que repercute sobre propiedades del ecosistema que dependen de la identidad de las especies (Naeem et al., 1999; Guzmán, 2004).

En trabajos recientes se ha demostrado que en zonas desérticas existe una sorprendente diversidad y abundancia de hormigas, contrario a la idea tradicional de escasez específica de formícidos en estos ambientes (MacKay, 1991; Rojas y Fragoso, 2000). Particularmente en las zonas áridas de México, poco se ha estudiado este grupo y son escasos los estudios con métodos estandarizados que permitan entender los patrones en la distribución de la biodiversidad (Bestelmeyer y Schooley, 1999). Para la región del valle de Tehuacán-Cuicatlán, donde se ubica el valle de Zapotitlán de las Salinas, sólo 4 trabajos se han realizado (Rico-Gray et al., 1998; Zavala-Hurtado et al., 2000; Ríos-Casanova et al., 2004; Guzmán y Castaño-Meneses, 2007). La presente investigación tuvo como finalidad evaluar los cambios en la diversidad y composición de la comunidad de hormigas en función del tipo del hábitat y la estacionalidad; así como proporcionar un listado de las especies encontradas de acuerdo con los hábitos alimenticios reportados en la literatura.

Materiales y métodos

Zona de estudio. Las muestras fueron tomadas dentro del valle de Zapotitlán de las Salinas que tiene una altitud que va de los 1280 a 2720 m, se considera una subcuenca del valle de Tehuacán, localizada en su límite SO (18° 11' - 18° 25' N- 97° 39' - 97° 22' O), en el estado de Puebla. El clima es seco con 2 periodos de lluvia, uno entre mayo y junio y otro en septiembre, que en promedio representan 400 mm anuales; la temperatura media anual va de los 18°C a 22°C. La condición de aridez presente en el sitio se debe al efecto de sombra de lluvia provocado por la sierra Madre Oriental, que intercepta la humedad de los vientos que provienen del golfo de México (Zavala-Hurtado, 1982). La vegetación es matorral xerófilo (Rzedowski, 1978), pudiéndose reconocer diferentes modalidades fisonómicas de acuerdo con variaciones en las condiciones medioambientales locales que se expresan en diferentes arreglos en la vegetación (Zavala-Hurtado, 1982).

Recolección. El periodo de recolección se realizó tanto durante la temporada de lluvias, donde se ha observado un incremento en la actividad de forrajeo de las hormigas en el área (Rico-Gray et al., 1998), como en la temporada de

sequía. El trapeo se llevó a cabo en 2 sitios contrastantes en cobertura, abundancia y diversidad vegetal (Guzmán, 2004), dentro del Jardín Botánico, que tiene una extensión de 10 ha. El sitio llamado Jardín presentó valores más altos en los parámetros considerados, en comparación con el Llano; ninguno presenta modificación antropogénica. En cada sitio se utilizaron 10 trampas de caída, de 8.5 cm de altura y 5.5 cm de diámetro cada una, llenadas a la mitad con anticongelante para autos, con etilenpropileno, sustancia no tóxica que evita la evaporación, aún cuando las temperaturas al nivel de suelo exceden los 60°C. Se añadieron unos granos de detergente, con la finalidad de disminuir la tensión superficial y facilitar el hundimiento de las hormigas (Bestelmeyer et al., 2000). Las trampas fueron enterradas al nivel del suelo, minimizando el disturbio sobre la superficie, y permanecieron en el sitio por 4 días durante agosto de 2004 (temporada de lluvias) y febrero de 2005 (temporada de secas). La distancia entre cada trampa fue de 10 m formando una línea recta a lo largo del transecto, lo que cubrió una extensión de 100 m lineales en cada sitio, los cuales tienen una área promedio de 100 m². Las hormigas capturadas se lavaron con agua corriente y se guardaron en frascos con alcohol al 70% para su posterior identificación en laboratorio utilizando las claves de Mackay y Mackay (2005). Una vez identificadas a nivel específico, las especies fueron agrupadas por hábitos alimenticios, de acuerdo con Hölldobler y Wilson (1990).

Análisis. Se calculó el índice de diversidad de Shannon y el índice de Simpson para cada sitio y temporada de colecta con el fin de permitir la comparación de los datos. Los resultados obtenidos con el índice de Shannon, fueron comparados mediante la prueba de *t* propuesta por Hutcheson (1970). Para determinar la eficiencia en la colecta de especies se estimaron curvas de acumulación mediante *Jackknife 1*, que se basa en la frecuencia de especies únicas observadas (Krebs, 1999). La similitud entre sitios y temporadas, se determinó mediante un análisis *cluster*, para el cual se utilizó la medida de disimilitud de Bray-Curtis y el método de agrupación del vecino más cercano. Para los análisis se empleó el programa BioDiversity Professional Ver. 2 (McAleece, 1997).

Resultados

Comparación entre estaciones. Los individuos encontrados durante el estudio fueron 1024 pertenecientes a 27 especies de 19 géneros y 6 subfamilias (Cuadro 1). De las 27 especies, 12 identificadas resultaron registros nuevos para la región. El mayor número de especies pertenecen a Myrmicinae. *Dorymyrmex* sp. (Dolichoderinae) fue la especie más

Cuadro 1. Registro de especies, de abundancia y datos de presencia-ausencia de hormigas, en los 2 sitios y estaciones de muestreo. Se muestra el hábito alimenticio de cada especie. D= depredadoras , G= granívoras, Ge= generalistas, Mi= micófagas, C= carroñeras, P= parasíticas (Mackay y Mackay 2005)

Subfamilias	Hábito alimenticio	Abundancia	Sitios de muestreo	
			jardín	llano
Ponerinae				
<i>Odontomachus clarus</i> (Roger)	D	17	x	x
Myrmicinae				
<i>Aphaenogaster</i> sp. *	G	13	x	x
<i>Atta mexicana</i> (Smith)	Mi	11	x	x
<i>Cardiocondyla emeryi</i> (Forel)*	Ge	13		x
<i>Leptothorax</i> sp. 1	Ge	2		x
<i>Leptothorax</i> sp. 2	Ge	13	x	x
<i>Leptothorax</i> sp. 3	Ge	5	x	
<i>Temnothorax</i> sp.*	Ge	31	x	x
<i>Temnothorax punctithorax</i> (Mackay)*	Ge	25	x	x
<i>Megalomyrmex</i> sp.*	Mi,P	16	x	x
<i>Pheidole</i> sp.	G	145	x	x
<i>Pogonomyrmex barbatus</i> (Smith)	G	72	x	x
<i>Solenopsis geminata</i> (Fabricius)	Ge	21		x
<i>Trachymyrmex</i> sp.*	Mi	1	x	
<i>Tetramorium</i> sp.	G,C	10	x	
Dolichoderinae				
<i>Dorymyrmex</i> sp.	Ge	494	x	x
<i>Dorymyrmex flavus</i> (McCook)	Ge	6	x	x
<i>Dorymyrmex bureni</i> (Trager)*	Ge	1		x
Formicinae				
<i>Brachymyrmex depilis</i> (Emery)*	Ge	50	x	x
<i>Camponotus atriceps</i> (Smith)	Ge	3		x
<i>Camponotus declivus</i> (Santschi)*	Ge	1		x
<i>Camponotus</i> sp. 1	Ge	12	x	x
<i>Camponotus</i> sp. 2	Ge	34	x	x
<i>Myrmecocystus mendax</i> (Wheeler)*	D	9	x	
<i>Paratrechina arenivaga</i> (Wheeler)*	Ge	12	x	x
Pseudomyrmecinae				
<i>Pseudomyrmex</i> sp.	D	1		x
Ecitoninae				
<i>Neivamyrmex nigrescens</i> (Cresson)*	D	6	x	

*Registros nuevos para el valle de Zapotitlán de las Salinas.

abundante durante las 2 temporadas de muestreo. *Pheidole* sp. (Myrmicinae) y *Pogonomyrmex barbatus* (Smith) (Myrmicinae) registraron la mayor abundancia únicamente durante la época de lluvias. En secas la abundancia de prácticamente todas las especies (excepto *Dorymyrmex* sp.) disminuyó considerablemente (Fig. 1). A pesar de que no se encontró diferencia significativa en la abundancia promedio de hormigas capturadas (22.2 ± 44.2 en lluvias

y 15.6 ± 59.3 en secas $t_{0.05(2)52}=0.468$, $p=0.642$), se aprecia una marcada disminución de la diversidad asociada con la estacionalidad y una mayor dominancia $J-1=0.56$ (Cuadro 2). El resultado de las curvas de acumulación para las estaciones sugiere un mayor esfuerzo de muestreo, debido a que ninguna de las curvas llega a una asíntota. Lo anterior fue más evidente para la temporada seca (Fig. 2) *Comparación entre sitios.* Durante la temporada de lluvias

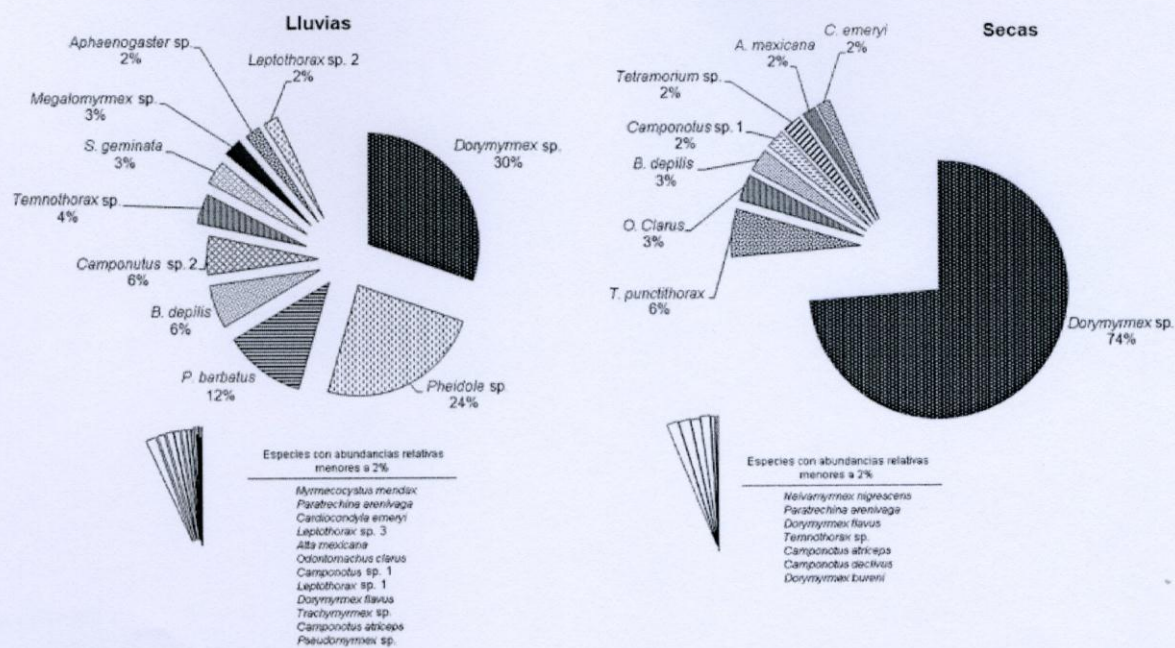


Figura 1. Comparación de la composición y abundancia relativa de la comunidad de hormigas de acuerdo con la estacionalidad.

Cuadro 2. Comparaciones de la biodiversidad de hormigas entre estaciones y entre sitios. $1-D$ = Índice de Simpson H' = Índice de Shannon; J = Equitatividad; t = valor de t ; p = Probabilidad. El nivel de significancia fue $\alpha = 0.05$

Comparaciones	(1-D)	H'	J	t	p
Estaciones					
Lluvias	0.82	0.93	0.69	$t_{(2)730.9}=10.77$	0.0001
Secas	0.44	0.52	0.44		
Sitios-Estación					
Jardín (lluvias)	0.70	0.70	0.59	$t_{(2)601.0}=6.68$	0.0001
Llano (lluvias)	0.85	0.95	0.77		
Jardín (secas)	0.32	0.36	0.36	$t_{(2)173.4}=7.94$	0.0001
Llano (secas)	0.78	0.84	0.75		

la riqueza en el sitio el Llano ($S=17$) fue mayor que en el Jardín ($S=15$) (Cuadro 3). El análisis de *cluster* señala diferencias importantes en la comunidad (menos del 50% de similitud), tanto para los 2 sitios dentro de una misma estación, como para el mismo sitio en diferente estación, por lo que la composición y estructura de la comunidad mostraron diferencias substanciales a lo largo del año (Fig. 3). Por otro lado, la diversidad y equitatividad de la comunidad de hormigas fue mayor en el sitio el Llano que para el Jardín durante las lluvias (Cuadro 2). En secas el sitio el Llano continuó con una mayor riqueza, diversidad y equitatividad en su comunidad mirmecológica con 13

especies, mientras que en el Jardín sólo fueron capturadas 10 especies (Cuadro 3).

En cuanto a hábitos alimenticios, en el Jardín durante las lluvias la comunidad se encontró dominada por hormigas generalistas (Ge) y granívoras (G) (Fig. 4). *Dorymyrmex* sp. (Ge) y *Pheidole* sp. (G) fueron importantes en términos de abundancia en la época de lluvias en el Jardín; en el Llano, durante esta misma época, *Dorymyrmex* sp. fue la generalista más conspicua. Sin embargo, a diferencia del Jardín, *P. barbatus* fue la granívora más abundante (Cuadro 3). En la época seca las hormigas granívoras sólo fueron capturadas en el Jardín, con *Tetramorium* sp., una hormiga

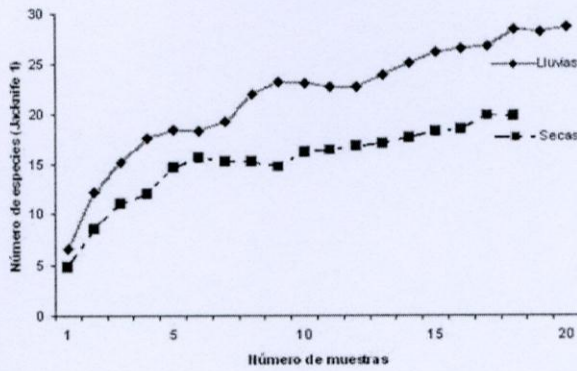


Figura 2. Comparación de la riqueza de especies observadas en 2 épocas contrastantes del año. Estimación de acuerdo con Jackknife 1.

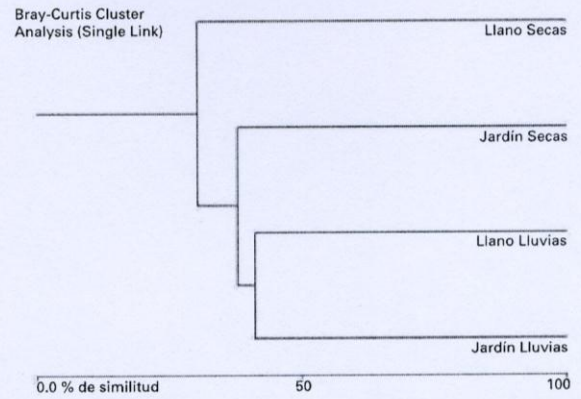


Figura 3. Comparación de la comunidad de hormigas en época de lluvias y secas en 2 sitios de muestreo.

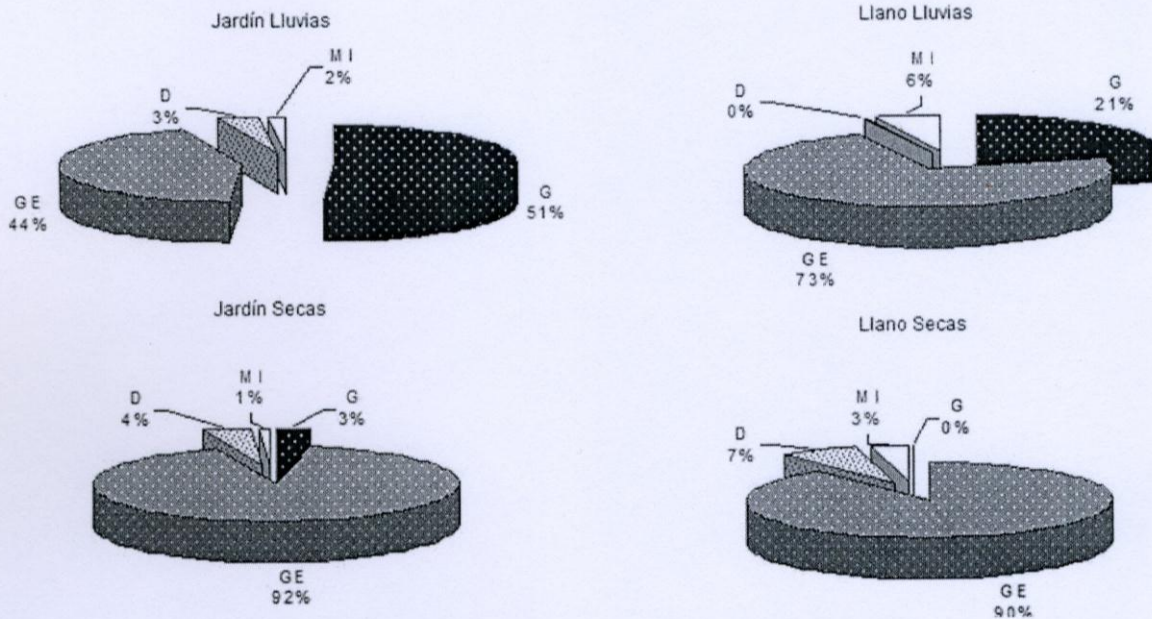


Figura 4. Estructura de la comunidad con base en los principales hábitos alimenticios. D= depredadoras, G= granívoras, Ge= generalistas, Mi= micófagas (Mackay y Mackay, 2005).

no capturada en ningún sitio durante las lluvias (Cuadro 3, Fig. 4). Por otro lado, a pesar de que *Dorymyrmex* sp. fue muy abundante en ambos sitios, *Temnothorax punctithorax* (Mackay), otra hormiga generalista, fue también numerosa (Cuadro 3).

Discusión

A pesar de que los resultados sugieren la necesidad de incrementar el esfuerzo de muestreo (tanto temporal como espacial), el número de especies registradas para la zona

Cuadro 3. Registro de abundancia de acuerdo con la estacionalidad, sitio y los principales hábitos alimenticios de las hormigas capturadas. D= depredadoras , G= granívoras, Ge= generalistas, Mi= micófagas (Mackay y Mackay, 2005)

G	LLUVIAS		G	SECAS	
	jardín	llano		jardín	llano
<i>Aphaenogaster</i> sp.	11	2	<i>Tetramorium</i> sp.	10	-
<i>Pheidole</i> sp.	140	5			
<i>Pogonomyrmex barbatus</i>	24	48			
GE			GE		
<i>Cardiocondyla emeryi</i>	-	6	<i>Cardiocondyla emeryi</i>	-	7
<i>Leptothorax</i> sp. 1	-	2	<i>Temnothorax</i> sp.	4	1
<i>Leptothorax</i> sp. 2	10	3	<i>Temnothorax punctithorax</i>	10	15
<i>Leptothorax</i> sp. 3	5	-	<i>Dorymyrmex</i> sp.	275	36
<i>Temnothorax</i> sp.	7	19	<i>Dorymyrmex flavus</i>	-	5
<i>Solenopsis geminata</i>	-	21	<i>Dorymyrmex bureni</i>	-	1
<i>Dorymyrmex</i> sp.	112	71	<i>Brachymyrmex depilis</i>	11	1
<i>Dorymyrmex flavus</i>	1	-	<i>Camponotus atriceps</i>	-	2
<i>Brachymyrmex depilis</i>	6	32	<i>Camponotus declivus</i>	-	1
<i>Camponotus atriceps</i>	-	1	<i>Camponotus</i> sp. 1	5	5
<i>Camponotus</i> sp. 1	-	2	<i>Paratrechina arenivaga</i>	2	4
<i>Camponotus</i> sp. 2	1	33			
<i>Paratrechina arenivaga</i>	-	6			
D			D		
<i>Odontomachus clarus</i>	3	-	<i>Odontomachus clarus</i>	8	6
<i>Myrmecocystus mendax</i>	9	-	<i>Neivamyrmex nigrescens</i>	6	-
<i>Pseudomyrmex</i> sp.	-	1			
MI			MI		
<i>Atta mexicana</i>	2	2	<i>Atta mexicana</i>	4	3
<i>Megalomyrmex</i> sp.	3	13			
<i>Trachymyrmex</i> sp.	1	-			

ha aumentado de las 13 reconocidas por Rico-Gray et al. (1998) a 27 especies. Además, en comparación con otras localidades cercanas a Zapotitlán de las Salinas, como San Rafael Coxcatlán, el sitio de estudio puede llegar a ser el más diverso del valle de Tehuacán. Ríos-Casanova et al. (2004), con un esfuerzo de muestreo de 400 trampas de caída, obtuvieron 28 especies pertenecientes a 14 géneros y 5 subfamilias en un área de 5km². Con un esfuerzo de 40 trampas de caída (20 para 2 sitios por 2 estaciones) en el presente estudio, se obtuvieron 27 especies de 19 géneros y 6 subfamilias en 200 metros lineales. De acuerdo con Ríos-Casanova et al. (2004), en el valle de Tehuacán existen 35 especies; con los datos presentados aquí, 12 nuevos registros se suman para dar un total de 47 especies, lo que coloca a esta zona semiárida, con respecto a los

principales desiertos de México (el desierto sonorense y el desierto chihuahuense), como la más biodiversa del país. El valle de Tehuacán, podría ser la zona semiárida más rica en especies del mundo. Andersen (1997), por ejemplo, contabiliza 30 especies en un estudio comparativo de grupos funcionales en zonas áridas de América del Norte y Australia. Por otro lado, Bestelmeyer (2005) registra de 39 a 43 especies en curvas de acumulación en un estudio realizado en el extremo norte del desierto chihuahuense, en Nuevo México, y de 33 a 40 especies en diferentes tipos de hábitat del mismo desierto chihuahuense (Bestelmeyer y Wiens 2001). Sin embargo, para zonas semiáridas del hemisferio sur de América, los datos muestran al valle de Tehuacán muy por debajo del número de especies encontrado por Bestelmeyer y Wiens (1996) en el Chaco,

Argentina, con 104 especies y 34 géneros.

La diversidad de hormigas de Zapotitlán de las Salinas podría aumentar si se combinan distintos métodos de colecta, tales como colecta manual y sacos *winkler*, lo que junto a las trampas de caída aumenta la eficacia de la captura y el conocimiento de la mirmecofauna del lugar (Delabie et al., 2000), lo que sería de utilidad para coleccionar aquellas especies que por sus hábitos no pueden ser capturadas por las trampas. La biodiversidad se ha correlacionado con procesos que determinan el funcionamiento de los ecosistemas, como la productividad (Naeem et al., 1999). Algunos estudios señalan que la mayor diversidad vegetal conduce a una mayor productividad (Naeem et al., 1995; Loreau et al., 2001; Tilman et al., 2001). Un aspecto interesante de los resultados es la alta diversidad, tanto en lluvias como en secas, en el sitio el Llano, un lugar con escasa diversidad y cobertura vegetal y de recursos, en comparación con el Jardín (Guzmán, 2004). Sin embargo, una amplia gama de factores, como la influencia de los consumidores y de los disturbios, la escala espacial, la secuencia de los ensambles, la composición de las comunidades y la heterogeneidad espacio-temporal del hábitat pueden explicar estos resultados (Polis y Strong, 1996; Loreau et al., 2001; Cardinale et al., 2004). No obstante, para proponer qué factor o factores son importantes en la estructura espacio-temporal de la comunidad de hormigas, es necesario incrementar el esfuerzo de muestreo por un lado, y por otro aplicar una variedad de aproximaciones que incluyan el monitoreo de especies en la naturaleza, la manipulación de comunidades naturales en el campo y el ensamble sintético de comunidades bajo condiciones experimentales (Díaz et al., 2003), además de los análisis que relacionen la biodiversidad de hormigas con las características del ambiente (Speigh et al., 2008). Lo anterior abre una puerta importante e interesante para la investigación ecológica y la bioconservación.

Una característica de la comunidad de hormigas de Zapotitlán de las Salinas es la redundancia trófica, sobre todo entre generalistas (Ge) y granívoras (G). El primer grupo fue abundante durante las 2 épocas y los 2 sitios; en contraste, las granívoras desaparecieron prácticamente de las muestras para el Llano durante la temporada seca, lo que sugiere la influencia de la fenología y estructura de la vegetación. En este sentido, los resultados proponen que la estructura de la comunidad de hormigas no sólo es diferente en cuanto a la composición de especies, sino también en la intensidad y tipo de interacciones que pueden estar influenciadas por la estructura de la comunidad vegetal, la productividad ambiental y la disponibilidad de los recursos (Fukami y Morin, 2003). Desde el punto de vista de grupos funcionales (Andersen 1991, 1997), la comunidad de hormigas presenta elementos dominantes (*Dorymyrmex*

sp. y *Pheidole* sp.), especialistas de climas cálidos (*P. barbatus* y *S. geminata*), especialistas de climas fríos (*Tetramorium* sp.), crípticos (*O. clarus*) y subordinados (*C. atriceps*). Sin embargo, el análisis detallado de los grupos funcionales requerirá de estudios puntuales, con el fin de conocer aspectos biológicos y ecológicos específicos como requerimientos de hábitat y conducta (Andersen 1997) y que aún son muy escasos para las hormigas de la región neotropical (Arcila y Lozano-Zambrano 2003).

Agradecimientos

A Pedro Miranda por su ayuda en el trabajo de campo y a José Alejandro Zavala-Hurtado por sus comentarios a la primera versión del trabajo y el apoyo para el trabajo de campo. A los revisores anónimos, quienes enriquecieron en gran medida la publicación.

Literatura citada

- Agosti, D. y N. F. Johnson. 2005. Antbase. World Wide Web electronic publication. Org, version; V.2005; último acceso: 21.VI.2010.
- Andersen A. N. 1991. Parallels between ants and plants: implications for community ecology. *In* Ant-plant interactions, C. Huxley y D. F. Cutler (eds.). Oxford Science Publications. p. 539-558.
- Andersen A. N. 1997. Functional groups and patterns of organization in North America ant communities: a comparison with Australia. *Journal of Biogeography* 24:433-460.
- Arcila C. A. M. y F. H. Lozano-Zambrano. 2003. Hormigas como herramienta para la bioindicación y el monitoreo. *In* Introducción a las hormigas de la región neotropical, F. Fernández (ed.). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá. p. 159-166.
- Bestelmeyer, B. T. y J. A. Wiens. 1996. The effects of land use of the structure of ground foraging ant communities in the Argentine Chaco. *Ecological Applications* 6:1225-1240.
- Bestelmeyer, B. T. y R. L. Schooley. 1999. The ants of the southern sonoran desert: community structure and the role of trees. *Biodiversity and Conservation* 8:643-657.
- Bestelmeyer, B. T., D. Agosti, L. E. Alonso, C. R. F. Brandao, W. L. Brown Jr., J. H. C. Delabie y R. Silvestre. 2000. Field techniques for study of ground-dwelling ants: an overview, description and evaluation. *In* Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity, D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso y T. R. Schultz (eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. p. 122-144.
- Bestelmeyer, B. T. y J. A. Wiens. 2001. Local and regional-scale responses of ant diversity to a semiarid biome transition. *Ecography* 24:381-392.
- Bestelmeyer, B. T. 2005. Does the desertification diminish biodiversity? Enhancement of ant diversity by shrub invasion

- in southwestern USA. *Diversity and Distribution* 11:45-55.
- Cammeraat, E. L. H. y A. C. Risch. 2008. The impact of ants on mineral soils properties and processes at different spatial scales. *Journal of Applied Entomology* 132:285-294.
- Cardinale, B. J., A. R. Ives y P. Ichausti. 2004. Effects of species diversity on the primary productivity of ecosystems: extending our spatial and temporal scales of inference. *Oikos* 104: 437-450.
- Delabie, J. H. C., B. L. Fisher, J. D. Majer, y I. W. Wright. 2000. Sampling effort and choice of methods. *In* *Ants standard methods for measuring and monitoring biodiversity*, D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso y T. R. Schultz (eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. p. 145-154.
- Díaz, S., A. J. Symstad, F. S. Chapin III, D. A. Wardle y L. F. Huenneke. 2003. Functional diversity revealed by removal experiments. *Trends in Ecology and Evolution* 18:140-146.
- Folgarait, P. J. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation* 7:1221-1244.
- Fortanelli, M. J. y M. E. S. Montoya. 2002. Desechos de hormiga arriera (*Atta mexicana* Smith), un abono orgánico para la producción hortícola. *Terra* 20:153-160.
- Fukami, T. y P. J. Morin. 2003. Productivity-biodiversity relationships depend on the history of community assembly. *Nature* 424:423-426.
- Guzmán, M. R. 2004. Patrones de actividad de forrajeo de *Pogonomyrmex barbatus* en el valle semiárido de Zapotitlán Salinas, Puebla. Tesis, maestría Universidad Autónoma Metropolitana. México, D.F. 116 p.
- Guzmán, M. R. y G. Castaño-Meneses. 2007. Selected foraging activity of *Camponotus rubrithorax* Forel (Hymenoptera: Formicidae) in the Zapotitlán Salinas Valley, Puebla. *Sociobiology* 50:435-448.
- Hernández-Ruiz, P. y G. Castaño-Meneses. 2006. Ants (Hymenoptera: Formicidae) diversity in agricultural ecosystems at Mezquital valley, Hidalgo, Mexico. *European Journal of Soil Biology* 42:208-212.
- Hölldobler, B. y E. O. Wilson. 1990. *The Ants*. Belknap Press, Harvard University. Cambridge, Massachusetts. 732 p.
- Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* 29:151-154.
- Kaspari, M. 2000. A primer on ant ecology. *In* *Ants. Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*, D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso y T. R. Schultz (eds.). Smithsonian Institution Press Washington, D.C. p. 9-24.
- Krebs, C. J. 1999. *Ecological methodology*, segunda edición, Benjamin Cummings, Menlo Park, California. 620 p.
- Loreau, M., S. Naeem, P. Inchausti, J. Bengtsson, J. P. Grime, A. Hector, D. U. Hooper, M. A. Huston, D. Raffaelli, B. Schmid, D. Tilman y D. A. Wardle. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294:804-808.
- Mackay, W. P. 1991. The role of ants and termites in desert communities. *In* *The ecology desert communities*, G. A. Polis (ed.). University of Arizona Press, Tucson. p. 113-150.
- Mackay, W. y E. Mackay. 2005. *The ants of North America*. <http://www3.utep.edu/leb/antgenera.htm>
- McAleece, N. 1997. *Biodiversity Professional Beta*. Version 2.0. The Natural History Museum and The Scottish Association for Marine Science.
- Mull, J. F. y J. A. MacMahon. 1997. Spatial variation in rates of seed removal by harvester ants (*Pogonomyrmex occidentalis*) in a shrub-steppe ecosystem. *The American Midland Naturalist* 138:1-13.
- Naeem, S., L. J. Thompson, S. P. Lawler, J. H. Lawton y R. M. Woodfin. 1995. Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 347:249-262.
- Naeem, S., Chair F. S. Chapin III, R. Constanza, P. R. Ehrlich, F. B. Golley, D. U. Hooper, J.H. Lawton, R. V. O'Neill, H. A. Mooney, O. E. Sala, A. J. Symstad y D. Tilman. 1999. Biodiversity and ecosystem functioning: Maintaining natural life support processes. *Issues in Ecology* 4:2-11.
- Phillips, I. D. y C. K. R. Willis. 2005. Defensive behavior of ants in a mutualistic relationship with aphids. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 59:321-325.
- Philpott, S. M. y I. Ambrecht. 2006. Biodiversity in tropical agroforests and ecological role of ants and ant diversity in predatory function. *Ecological Entomology*: 31:369-377.
- Polis, G. A. y D. R. Strong. 1996. Food web complexity and community dynamics. *The American Naturalist* 147:813-846.
- Quintana-Ascencio, P. F. y M. González-Espinoza. 1990. Variación estacional en la dieta de *Pogonomyrmex barbatus* (Hymenoptera: Formicidae) en nopaleras del centro de México. *Folia Entomológica Mexicana* 80:245-261.
- Rico-Gray, V., M. Palacios-Ríos, J. G. García-Franco y W. P. Mackay. 1998. Richness and seasonal variation of ant-plant associations mediated by plant-derived food resources in the semiarid Zapotitlan Valley, México. *American Midland Naturalist* 140:21-26.
- Ríos-Casanova, L., A. Valiente-Banuet y V. Rico-Gray. 2004. Las hormigas del valle de Tehuacán (Hymenoptera: Formicidae). *Acta Zoológica Mexicana* 20:37-54.
- Rojas, P. y C. Frago. 2000. Composition, diversity, and distribution of chihuahuan desert ant community (Mapimí, México). *Journal of Arid Environments* 44:213-227.
- Rzedowski, J. 1978. *La vegetación de México*. Limusa, México, D.F. 432 p.
- Schultz, T. R. 2000. In search of ant ancestors. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 97:14028-14029.
- Speight, M. R., M. D. Hunter y A. D. Watt. 2008. *Ecology of insects: concepts and applications*, segunda edición, Wiley-Blackwell, Singapur. 628 p.
- Tilman, D., P. B. Reich, J. Knops, D. Wedin, T. Mielke y C. Lehman. 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science* 224:843-845.
- Wilby, A. y M. Shachak. 2000. Harvester ant response to spatial and temporal heterogeneity in seed availability: pattern in the process of granivory. *Oecologia* 125:495-503.
- Wilson, E. O. y B. Hölldobler. 2005. The rise of the ants: a phylogenetic and ecological explication. *Proceedings of the*

- National Academy of Sciences 102:7411-7414.
- Zavala-Hurtado, J. A. 1982. Estudios ecológicos en el valle semiárido de Zapotitlán, Puebla. I. Clasificación numérica de la vegetación basada en atributos binarios de presencia o ausencia de las especies. *Biotica* 7:99-120.
- Zavala-Hurtado, J. A., P. L. Valverde, M. C. Herrera-Fuentes y A. Díaz-Solís. 2000. Influence of leaf-cutting ants (*Atta mexicana*) on performance and dispersion patterns of perennial desert shrubs in an inter-tropical region of Central Mexico. *Journal of Arid Environments* 46:93-102.