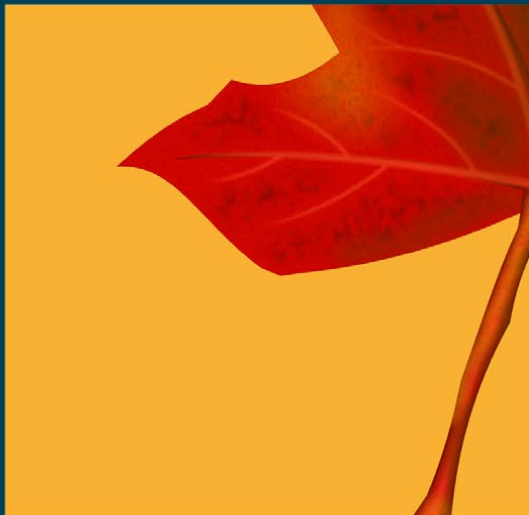
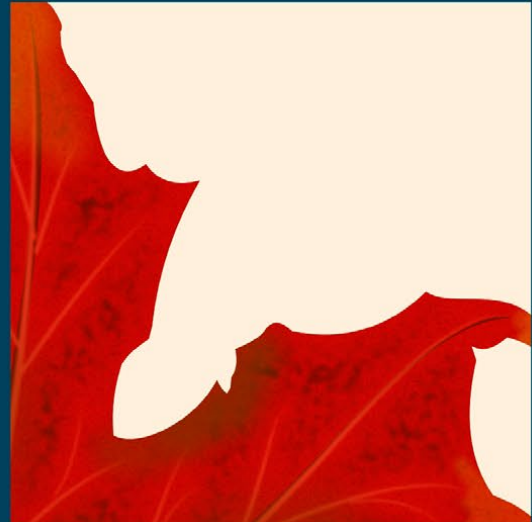


Cuadernos *de* Biodiversidad



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Cambio de uso de suelo, manejo forestal y sus implicaciones en las interacciones bióticas asociadas a *Cedrela odorata* Linnaeus, Meliaceae
Change in land use, forest management and its implications in the biotic interactions associated with *Cedrela odorata* Linnaeus, Meliaceae

V. A. RAMÍREZ-FLORES*, L. ARANDA DELGADO Y V. RICO-GRAY

INSTITUTO DE NEUROETOLOGÍA, UNIVERSIDAD VERACRUZANA, VERACRUZ, MÉXICO.

*ZUNASHI@HOTMAIL.COM

RESUMEN

Este trabajo documenta el efecto del manejo forestal en las interacciones planta-hormiga-herbívoro asociadas al cedro rojo *Cedrela odorata* L. 1759 en ecosistemas forestales del centro de Veracruz, México. Debido a la elevada demanda como madera preciosa y a la creciente explotación de su ecosistema, las plantaciones de *C. odorata* han sido promovidas. Asimismo, el establecimiento de plantaciones monoespecíficas y sus prácticas de manejo, ha propiciado el desequilibrio ecológico y el desarrollo de plagas.

En las plantaciones de *C. odorata* la larva del insecto herbívoro conocido como barrenador de los tallos *Hypsipyla grandella* (Lepidoptera: Pyralidae) se ha convertido en una plaga de gran importancia económica. En este estudio, encontramos que en los sitios donde las prácticas de manejo forestal se efectuaron con mayor intensidad, la complejidad y composición de la vegetación adyacente a los árboles de *C. odorata* disminuyó, afectando también negativamente a la riqueza de la comunidad de hormigas, pero incrementando su abundancia. En las plantaciones la dominancia se concentra en un bajo número de especies de hormigas características

Recibido/Received: 15/03/2018; Aceptado/Accepted: 3/12/2018; Publicado en línea/Published online: 21/12/2018

de ambientes perturbados y tolerantes al manejo. La diseminación del daño causada por el barrenador del tallo es mayor en sitios con elevada intensidad de manejo, encontrando un patrón invertido en los sitios mejor conservados.

Palabras clave: Interacciones planta-hormiga-herbívoro, Riqueza, Ecosistemas forestales de Veracruz, *Hypsipyla grandella*, Índice de manejo.

ABSTRACT

This paper documents the effect of forest management on plant-ant-herbivore interactions associated with red cedar *Cedrela odorata* L. 1759 in forest ecosystems of central Veracruz, Mexico. Due to the high demand as precious wood and the growing exploitation of its ecosystem, the plantations of *C. odorata* have been promoted. Likewise, the establishment of monospecific plantations and their management practices has led to ecological imbalance and the development of pests.

In the plantations of *C. odorata* the larvae of the herbivorous insect known as the shoot borer *Hypsipyla grandella* (Lepidoptera: Pyralidae) have become a pest of great economic importance. In this study, we found that in the places where forest management practices were carried out with greater intensity, the complexity and composition of the vegetation adjacent to the trees of *C. odorata* decreased, also negatively affecting the richness of the community of ants, but increasing its abundance. In plantations, dominance is concentrated in a low number of ant species characteristic of disturbed and tolerant environments. The dissemination of the damage caused by the shoot borer is greater in sites with high intensity of management, finding an inverted pattern in the best conserved sites.

Key words: Interactions plant-ant-herbivore, Richness, Forest ecosystems of Veracruz, *Hypsipyla grandella*, Management index.

INTRODUCCIÓN

Selvas convertidas en pastizales para ganado, bosques talados para instalar campos agrícolas, agroecosistemas convertidos en plantaciones silvícolas, ecosistemas exterminados en búsqueda de terrenos para construir complejos habitacionales y turísticos, son tan sólo algunos ejemplos de los cambios de uso de suelo a los que se enfrentan los ecosistemas del mundo y que están generando ambientes fragmentados. Cada vez un porcentaje más bajo corresponde al ecosistema que existía originalmente y predomina un paisaje de mosaicos compuestos por una diversidad de usos de suelo, donde las especies que sobreviven quedan aisladas y expuestas a diversas amenazas.

Alrededor del mundo, la transformación de los ecosistemas aumenta a tasas elevadas. Al hacer un análisis cuantitativo de los cambios en el uso del suelo, podremos darnos cuenta de que los seres humanos hemos ido aumentando cada año la velocidad a la que alteramos nuestro entorno. Basta con saber que, en la actualidad, el 38% de la superficie terrestre del mundo se encuentra cubierta por sistemas agrícolas (CBD/UNEP (2001) (Figura 1).

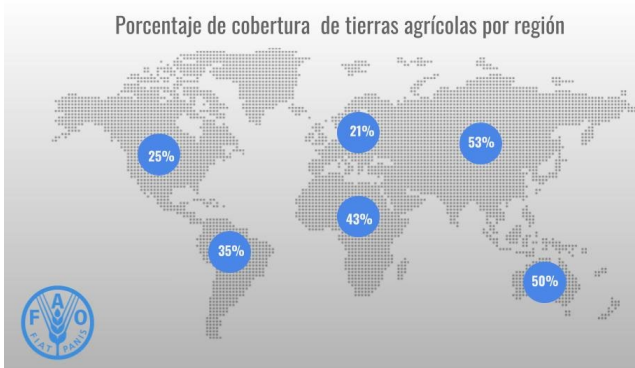


Figura 1. Porcentaje de cobertura de tierras agrícolas en diferentes regiones del mundo. FAOSTAT, 2017. modificado de FAOSTAT Land domain.

1. Interacciones ecológicas en sistemas manejados

A nivel ecológico, los cambios de uso de suelo transforman los ecosistemas, afectando su biodiversidad, disminuyendo su complejidad estructural y modificando la composición y cobertura de su vegetación. Esto a su vez genera alteraciones en el microclima que afectan, entre otros, a grupos de invertebrados que son especialmente sensibles a los cambios ambientales (Schonberg *et al.*, 2004). Uno de los efectos adversos más comunes que ya ha sido documentado en los ecosistemas perturbados por el hombre, es la infestación de cultivos causada por insectos herbívoros (Rico-Gray, 2005). Esto ha ocasionado y está ocasionando de manera creciente, un aumento de mortandad de plantas, particularmente de interés agrícola y forestal (Crawley, 1997). De manera particular, se ha observado que el establecimiento de plantaciones monoespecíficas ha propiciado el desequilibrio ecológico que favorece el desarrollo de especies plaga (Muñiz-Vélez, 1983).

2. El sistema de estudio

En las plantaciones de cedro rojo *Cedrela odorata* L. 1759 y otras especies de meliáceas (Meliaceae), el insecto herbívoro conocido como barrenador del tallo *Hypsipyla grandella* Zeller, 1848, (Lepidoptera: Pyralidae) (figura 2) se ha convertido en una plaga económicamente importante por lo que ha sido el objetivo de numerosas investigaciones en países tropicales (Becker, 1976; Howard y Mérida, 2007). En las plantaciones de *C. odorata* se han probado diversos métodos para el control del barrenador del tallo; sin embargo, el ciclo de vida del lepidóptero ha hecho difícil encontrar un método eficaz que logre controlar el daño causado por las larvas (Figura 3), que nada más al emerger del huevo penetran en los brotes nuevos y en el brote principal, provocando ramificación que detiene el crecimiento de los árboles de *C. odorata* y genera la pérdida de su valor comercial (Rodger *et al.*, 1995).



Figura 2. Larva del barrenador de los tallos *Hypsipyla grandella* (Zeller) en el interior de un tallo. Fotografía por Mauro Halpern.



Figura 3. Daño en el brote apical de un individuo joven de *Cedrela odorata* barrenado por la larva de *Hypsipyla grandella* (Zeller). Junto al orificio de la galería se observa una crisálida de *Hypsipyla grandella*. Fotografía por María de Jesús Fernández Martínez.

La demanda de *C. odorata* como madera preciosa y la destrucción de esta especie en su hábitat natural, ha generado que el sector privado y gubernamental muestre un alto interés en promover el establecimiento de plantaciones de esta y otras especies forestales (Sánchez-Soto *et al.*, 2009).

En México, *C. odorata* es una especie de importancia agroforestal de la que se han plantado más de 90 mil hectáreas para su uso y aprovechamiento principalmente en los estados de Veracruz, Campeche, Tabasco, Chiapas, Oaxaca y Puebla (CONAFOR, 2008) (Figura 4). Debido a su elevada explotación, actualmente esta especie se encuentra sujeta a protección especial (NOM 059). En su distribución natural, forma parte del bosque tropical perennifolio (selva alta perennifolia) y subcaducifolio (selva alta y mediana sub caducifolia) (Benítez *et al.*, 2004). Esta especie arbórea en su hábitat natural es visitada principalmente por hormigas (Fernández-Martínez, 2010; Hernández-Villanueva, 2010; Gutiérrez-Barrera, 2012). En los ecosistemas forestales del centro de Veracruz, se ha documentado que las principales subfamilias de hormigas que visitan a *C. odorata* son Formicinae, Myrmicinae y Dolichoderinae (Ramírez-Flores, 2017), las cuales son atraídas por pequeñas estructuras extraflorales secretoras de néctar llamadas Nectarios Extra Florales (NEFs) (Del Claro *et al.*, 1996).



Figura 4. Individuo de cedro rojo *Cedrela odorata* con fuste bifurcado, perteneciente a una de las plantaciones del estudio. Fotografía por María de Jesús Fernández Martínez.

3. Las interacciones planta-hormiga-herbívoro

Existen estudios que demuestran que, tanto en comunidades tropicales como en las templadas, las hormigas que son atraídas por las recompensas alimenticias ofrecidas por las plantas pueden brindar un importante mecanismo de defensa indirecta con-

tra herbívoros debido a su capacidad para ahuyentar, o incluso atacar, a ciertos enemigos naturales de las plantas (Del Claro *et al.*, 1996; Bronstein, 1998). A cambio, las hormigas que visitan a las plantas pueden obtener importantes fuentes de alimento o sitios de nidificación (Del Claro, 2004).

La efectividad de la defensa contra herbívoros que pueden aportar las hormigas asociadas a plantas con NEFs puede ser muy variable, ya que se encuentran involucradas desde asociaciones obligadas hasta asociaciones facultativas generalistas (Giusto *et al.*, 2001). Asimismo, los beneficios para las plantas en términos de adecuación pueden estar influenciados por diversos factores tales como: comportamientos defensivos de las hormigas que las visitan, abundancia, presión de herbívoros y balance costo-beneficio (Bronstein, 1994; Rico-Gray y Oliveira, 2007; Dáttilo *et al.*, 2014).

Sin embargo, existen numerosos estudios en donde se ha comprobado el efecto que las hormigas visitantes de NEFs proveen a las plantas como defensa biótica (Del Claro *et al.*, 1996; De la Fuente y Marquis, 1999; Cuautle y Rico-Gray, 2003; Bronstein *et al.*, 2006; Rico-Gray y Oliveira, 2007; Do Nascimento y Del Claro, 2010). Asimismo, existen estudios que documentan la capacidad que tienen las plantas con NEFs para regular la cantidad y/o calidad del néctar extrafloral, controlando o mediando en parte la efectividad de sus defensas bióticas (Bronstein, 1998; Heil *et al.*, 2000; Heil *et al.*, 2004; Nicolson y Thornburg, 2007).

En ambientes perturbados, la diversidad de hormigas asociadas a la vegetación puede estar afectada por la disminución de la cobertura vegetal, las prácticas de manejo y el uso de fertilizantes y herbicidas (Roth *et al.*, 1994; Perfecto y Snelling, 1995; Power, 1996; Perfecto *et al.*, 1997). Por otro lado, algunos gremios o especies de hormigas omnívoras oportunistas pueden ser favorecidas por las perturbaciones antrópicas en los hábitats (Schreven, 2013; Queiroz y Ribas, 2016; Vanthomme *et al.*, 2016). En este sentido las hormigas pueden jugar un papel importante como bioindicadores de la perturbación en el ecosistema, debido a su alta diversidad y abundancia, a la variedad de nichos que ocupan y a su rápida respuesta a cambios ambientales (Peck *et al.*, 1998; Cuautle *et al.*, 2016). Por su parte, el uso de hor-

migas como bioindicadores es útil en la evaluación de respuestas bióticas frente a prácticas agrícolas como la fertilización, la aplicación de fitosanitarios y las quemadas (Folgarait, 1998; Graham *et al.*, 2008).

En la actualidad, el aumento de hábitats modificados por el hombre crea una necesidad urgente de comprender el impacto de la transformación del hábitat sobre la diversidad y sobre las interacciones bióticas (Turner *et al.*, 2008). En este contexto, los ecosistemas manejados son parches de hábitats dentro del paisaje que pueden afectar la biodiversidad, y que, por sus condiciones únicas, son áreas en donde se pueden estudiar los impactos del manejo a nivel local y de paisaje en patrones de abundancia y riqueza de especies (Tylianakis *et al.*, 2005).

Al respecto, con este trabajo de investigación realizado en ecosistemas forestales de *C. odorata* localizados en el centro del estado de Veracruz (Ramírez-Flores, 2017) llevamos a cabo la evaluación de las interacciones planta-hormiga-herbívoro desde un enfoque integral y espaciotemporalmente dinámico, abordando la ecología de *C. odorata* en ambientes con manejo distinto en donde se incluyeron selvas conservadas y plantaciones monoespecíficas. En estos ecosistemas hemos estudiado detalladamente la comunidad de hormigas visitantes de NEFs, así como su variación espacio temporal, evaluando el efecto del hábitat y del manejo forestal sobre las interacciones y sobre el daño causado por el barrenador del tallo. El enfoque de dicho estudio permitió tener una aproximación al conocimiento de los procesos que conforman las interacciones planta- hormiga-herbívoro en el sistema de estudio de *C. odorata* bajo diferentes condiciones de manejo.

SITIOS DE ESTUDIO

El estudio se llevó a cabo en cuatro sitios con cobertura forestal tropical situados en el centro del estado de Veracruz, México, correspondientes a dos fragmentos de selvas medianas subcaducifolias y dos plantaciones forestales de cedro rojo (Figura 5). Los sitios fueron seleccionados para cubrir un amplio espectro de condiciones ecológicas y de

manejo, los cuales estuvieron representados por Selva Conservada(SC), Selva semiconservada (SSC), Plantación con Manejo Moderado (PMM) y Plantación con Manejo Intensivo (PMI) (Tabla 1).

El sitio más preservado SC es una selva mediana subcaducifolia costera. Está ubicada en las instalaciones del Centro de Investigaciones Costeras La Mancha “CICOLMA” perteneciente al municipio de Actopan (Moreno-Casasola y Monroy, 2006) (Figura 5). El sitio de selva semiconservada SSC se localiza a 1.7 km al sur de Cerro Gordo, municipio de Emiliano Zapata, rumbo a una zona de barrancas sobre las laderas del río Chavarrillo. La plantación con manejo moderado PMM es una plantación de cedro rojo establecida en el ejido “El Paso”, se localiza sobre el camino El Lencero- El Terrero, a 400 m al NE de la congregación de Rancho Nuevo, perteneciente al municipio de Emiliano Zapata. Alrededor del sitio se localizan zonas con pastizales inducidos, así como zonas destinadas a la agricultura de temporal (anuales y semipermanentes) (Fernández-Martínez,2010) (Tabla 1). El sitio manejado con mayor intensidad PMI es una plantación de cedro rojo establecida en el rancho “San José” ubicado en Tamarindo, municipio de Puente Nacional. En el kilómetro 49 de la carretera federal Xalapa-Veracruz.

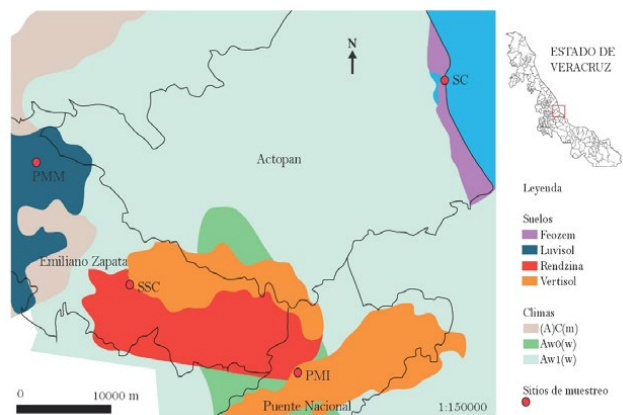


Figura 5. Mapa climático y edafológico de los sitios de muestreo. Climas: (A)C(m)= Semicálido húmedo con humedad abundante en verano; Aw0(w)= Cálido subhúmedo con baja humedad en verano; Aw1(w)= Cálido subhúmedo con humedad media en verano.

Sitio	Altitud	Clima	Temperatura	Precipitación	Vegetación	Manejo
(SC) Selva “La Mancha” 19°35'33.48 N- 96°22'49.66 W	<100m	AW1(w)cálido subhúmedo con humedad media en verano	24°C	1260mm	Selva mediana subcaducifolia, adyacente a selva baja perennifolia inundable y tular- popal, en su borde oriental adyacente a matorral de dunas costeras.	Los árboles de este sitio se encuentran distribuidos de manera heterogénea y no han estado bajo manejo silvícola.
(SSC) Selva “Cerro Gordo” 19°25'13.944 N- 96°41'51.18W	205m	AC(m)semicálido húmedo con humedad abundante en verano	23°C	892.1 mm	Selva mediana subcaducifolia continental. Colinda con plantaciones de mango y cultivos de maíz.	El manejo silvícola en este sitio es ocasional y consiste en la quema de pastos.
(PMM) Plantación “El paso” 19°31'36.20N- 96°47'50.87W	1034 m	AW0 cálido subhúmedo con baja humedad en verano	24.8°C	907.5mm	Selva baja caducifolia y subcaducifolia. Colinda con zonas de pastizales introducidos y cultivos de tomate, maíz y café.	manejo con técnicas silvícolas tales como fertilización, riego, poda y control de <i>Hypsipyla grandella</i> mediante la aplicación de químicos y del hongo entomopatígeno <i>Beauveria bassiana</i>
(PMI) Plantación “San José” 19°20'40.10N- 96°31'52.03W	205m	AW0(w) cálido húmedo con baja humedad en verano	26.5°C	979.3mm	Selva baja caducifolia con presencia de pastos naturales e introducidos	manejo con técnicas silvícolas estandarizadas para plantaciones comerciales como riego, poda y control químico de <i>Hypsipyla grandella</i> .

Tabla 1. Características por sitio (Moreno-Casasola y Monroy, 2006; Rico-Gray *et al.*, 1998; Fernández-Martínez, 2010; Castillo-Campos y Medina, 2002; Fernández-Martínez y Díaz Castelazo, 2009; Hernández-Villanueva, 2010; Arias, 1992). También vea la sección “Sitios de estudio”

TRABAJO DE CAMPO

El trabajo de campo se realizó mediante una sola medición durante la temporada de lluvias de 2009 y 2011 y fue efectuado por Fernández-Martínez (2010), Hernández-Villanueva (2010) y Gutiérrez-Barrera (2012).

SELECCIÓN DE INDIVIDUOS DE *C. ODORATA*

En cada sitio de estudio se seleccionaron 40 individuos de *C. odorata*. En las plantaciones la selección se llevó a cabo mediante el método de transecto de área variable (VAT, por sus siglas en inglés) (Parker, 1979). Mientras que en los sitios de selva se realizó por medio de muestreo aleatorio simple (Sutherland, 1996).

CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA DE LOS INDIVIDUOS DE *C. ODORATA*

La caracterización se realizó mediante el registro de las siguientes variables dendrométricas: altura (m), diámetro a la altura del pecho, en adelante (DAP) (cm), cobertura de la copa (%) y número de brotes o renuevos totales (Fernández-Martínez, 2010). Así mismo se llevó a cabo el registro de la actividad secretora de los Nectarios Extraflorales (NEFs) de *C. odorata*. Para lo cual se aislaron cuatro hojas jóvenes de fácil acceso (Hernández-Villanueva, 2010). Usando bolsas de tul de tejido cerrado se excluyeron cada una de las hojas y se colocó una barrera de resina alrededor del peciolo (Tanglefoot insect barrier). Después de dos horas se retiraron las bolsas de tul y con ayuda de una lupa (15x) se contaron los nectarios NEFs activos por hoja en turnos diurnos (9:00- 12:00 hrs.) y nocturnos (19:00-22:00 hrs.), considerando como activos aquellos en los que se distinguió al menos una cantidad de néctar (secreción con brillo) (Dáttilo *et al.*, 2015).

CARACTERIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN ADYACENTE

Para caracterizar la vegetación adyacente a los individuos de *C. odorata*, se seleccionaron al azar 20 individuos del muestreo inicial. Para estimar la cobertura de lianas y herbáceas se tomó como punto central a cada árbol y se establecieron cuadrantes de 1m² (1x1). Para estimar la cobertura de árboles y arbustos, se establecieron cuadrantes de 16m² (4x4). Posteriormente, en cada cuadrante se registró la cobertura por morfoespecie utilizando el método de estimación visual de cobertura Braun-Blanquet (1932) (Sutherland, 1996). Las morfoespecies fueron colectadas y procesadas en el Herbario XAL del Instituto de Ecología A. C. separándolas por forma de vida. La clase de cobertura de las morfoespecies que integraron a cada forma de vida fue sustituida por el valor medio de su rango de porcentaje. La cobertura total por forma de vida de la vegetación adyacente a cada individuo de *C. odorata* se obtuvo a partir de la suma de la cobertura de cada morfoespecie (Moreno-Casasola y López, 2009). Para detectar diferencias significativas de las variables de vegeta-

ción entre sitios, se realizó un análisis de varianza no paramétrico mediante la prueba Kruskal-Wallis (H), así como comparaciones múltiples de Dunn para identificar qué grupos fueron diferentes entre sí. Los análisis se realizaron con el programa PAST ver. 1.81 (Hammer *et al.*, 2001).

EVALUACIÓN DEL MANEJO SILVÍCOLA

El manejo silvícola se caracterizó mediante una técnica estandarizada de encuestas aplicada a productores de las plantaciones y a usuarios de las selvas. Las cuatro prácticas silvícolas consideradas en la encuesta fueron fertilización, poda, riego y control del barrenador del tallo considerando la frecuencia y duración de estas prácticas con respecto a la edad de los árboles (Fernández-Martínez, 2010).

Para cuantificar el manejo silvícola en cada sitio se utilizó el Índice de Intensidad de Manejo (IIM) (Mas y Dietsch, 2003). Para calcularlo se incluyeron todas las variables que podrían ser afectadas por el manejo, basándose en la observación personal y en el registro de las principales actividades de manejo. La obtención del IIM consistió en ponderar los valores de cada una de las variables seleccionadas de manera uniforme, a lo largo de una escala que va de 0 a 1. En donde 0 representó al sistema menos manejado y más “natural” y 1 representó al sistema más manejado (Mas y Dietsch, 2003). Cuando el valor observado más bajo de la variable correspondió a la intensidad de manejo mayor esta fue representada por el número 1. Posteriormente, para cada sitio de estudio se sumaron los valores del índice para cada variable, por lo que, por ejemplo, si se incluyeron nueve variables en el índice, el valor total del IIM tendría un rango que iría desde 0 hasta el valor más alto posible de nueve (Mas y Dietsch, 2003).

CARACTERIZACIÓN DE LA COMUNIDAD DE HORMIGAS

La caracterización de la comunidad de hormigas se llevó a cabo mediante el registro de la composición y frecuencia de visita de hormigas a los NEFs de *C. odorata*. La visita de hormigas de diferentes especies

a los NEFs se registró mediante observaciones focales en cuatro hojas no maduras por árbol en turnos diurnos (9:00- 12:00 hrs.) y nocturnos (19:00-22:00 hrs.) durante un período estándar de 10 minutos. La similitud de la comunidad de hormigas entre sitios con base en la frecuencia de visita se evaluó mediante el índice de similitud de Bray-Curtis (Bloom, 1981). Posteriormente, por medio de un ANOSIM se determinó si la composición taxonómica de los ensambles de hormigas fue significativamente diferente entre sitios durante el 2009. El análisis fue realizado con el programa PAST ver. 3.14 (Hammer *et al.*,2001). La clasificación de las especies de hormigas por grupos funcionales, se llevó a cabo siguiendo el modelo de los siete grupos funcionales de Andersen (2000).

CARACTERIZACIÓN DEL DAÑO POR EL BARRENADOR DEL TALLO

La caracterización del daño por el barrenador del tallo se llevó a cabo mediante una inspección cuidadosa en brotes, rama y fuste. Se registraron como individuos barrenados aquellos árboles en los

que se encontró por lo menos una perforación en el brote o corteza con presencia de heces mezcladas con resina o aserrín acumuladas en la galería cavada por el insecto. Para evaluar si la diseminación del daño (número de árboles barrenados por sitio) fue diferente entre sitios se realizó una prueba de Chi cuadrada con el software R versión 3.3.3.

RESULTADOS

El impacto del manejo forestal se cuantificó y comparó con un Índice de Intensidad de Manejo (Mas y Dietsch 2003). Se observó un claro incremento del índice conforme aumentó la intensidad con la que se llevaron a cabo las prácticas de manejo silvícola en cada sitio (Tabla 2). Los resultados mostraron que la complejidad y composición de la vegetación adyacente a los árboles de *C. odorata* fue afectada por el manejo, disminuyendo conforme el manejo aumentó. Los individuos de *C. odorata* de las selvas se encontraron inmersos en ambientes con una vegetación más compleja, con presencia de diversos estratos de vegetación en donde el estrato arbóreo fue dominante (Tabla 4)

Variables	Condición de intensidad		SC	SSC	PMM	PMI
	Menor (0.0)	Mayor (1.0)				
Control químico del barrenador	0	12	0(0)	0(0)	6(0.5)	12(1)
Fertilización	0	1	0(0)	0(0)	1(1)	0(0)
Poda	0	4	0 (0)	0(0)	1(0.25)	4(1)
Riego	0	1	0(0)	0(0)	1(1)	1(1)
Cobertura de árboles (%)	36.12	0	20.88 (0.42)	36.12(0)	0(1)	0(1)
Cobertura de arbustos (%)	17.42	1.9	17.42(0)	1.9 (1)	6.27(0.71)	2.97(0.93)
Cobertura de herbáceas (%)	2.58	16.85	7.59(0.35)	16.85(1)	2.58(0)	13.34(0.75)
Cobertura de lianas (%)	0.86	0	0.86(0)	0.15 (0.82)	0(1)	0.26(0.69)
Brotos totales	3.85	44.45	3.85(0)	4.6 (0.01)	34.17(0.74)	44.45(1)
Índice de Manejo Total			0.77	2.83	6.2	7.37

Tabla 2. Valores de las variables incluidas en el índice de intensidad de manejo. De las prácticas silvícolas se indica la frecuencia al año en que se realizaron en cada sitio. De las variables de vegetación, se indica el porcentaje de cobertura de árboles y arbustos promedio por cuadrante de 16m². Se indica el porcentaje de cobertura promedio de herbáceas y lianas por cuadrante de 1m², así mismo se indica el promedio de brotes por árbol. Entre paréntesis se indica el valor del índice para cada variable.

A su vez, la composición y complejidad estructural de la vegetación (Tabla 3 y 4) modificó la riqueza y abundancia (frecuencia de visita) de hormigas visitantes de los NEFs de *C. odorata* (Tabla 5), así como la intensidad y diseminación del daño causado por el barrenador del tallo *Hypsipyla grandella*, encontrando diferencias significativas del porcentaje de brotes barrenados entre sitios y una relación negativa entre el porcentaje de brotes dañados y la intensidad de manejo (MLG quasibinomial:

$F_{1,158}=12.75$, $P < 0.001$) (Figura6) mientras que la diseminación del daño fue significativamente diferente entre sitios (Chi cuadrada= 29.67, $gl= 3$, $P < 0.0001$), encontrando un mayor diseminación del daño en la plantación PMI en donde la intensidad de manejo fue mayor (Figura 7). Por lo tanto, las variables incluidas en el Índice de Intensidad de Manejo reflejaron adecuadamente el incremento de su intensidad en los sitios de estudio (Tabla 2).

Sitio	SC	SSC	PMM	PMI
Altura (m)	a 2.58 ± 0.67	a 2.32 ± 0.72	b 3.8 ± 1.12	c 5.37 ± 0.47
Diámetro (cm)en cm.	a 1.42 ± 0.66	a 1.18 ± 0.63	b 5.22 ± 2.58	c 8.62 ± 1.79
Cobertura de la copa	a 13.31 ± 8.55	a 22.06 ± 10.82	b 36.76 ± 20.32	c 11.59 ± 5.84
Número de brotes totales	a 3.85 ± 4.17	a 4.6 ± 4.86	b 34.17 ± 23.53	c 44.45 ± 15.53
Número de NEFs activos	a 9.77 ± 9.57	a 13.07 ± 11.13	b 3.6 ± 3.89	c 1.3 ± 1.52

Tabla 3. Características de los árboles de *C. odorata* muestreados en cuatro ecosistemas forestales bajo diferente intensidad de manejo. Se indican los valores promedio por árbol para cada sitio ± desviación estándar. Los sitios están presentados de izquierda a derecha en orden del incremento de la intensidad del manejo, SC= selva conservada, SSC= selva semi conservada, PMM= plantación manejo moderado, PMI= plantación manejo intenso. Letras distintas indican diferencias significativas entre sitios para cada variable.

Sitio	SC	SSC	PMM	PMI
Riqueza	a 5.25 ± 1.8	a 4.15 ± 1.7	b 0.95 ± 0.9	c 3.15 ± 2.41
Abundancia	a 11.25 ± 3.6	a 9.5 ± 3.8	b 2.05 ± 2.4	c 5.05 ± 3.5
Densidad de cedros (16m ²)	a 0.22 ± 0.20	b 1.57 ± 1.10	c 0	d 0.04 ± 0.03
Cobertura de árboles	a 20.88 ± 18.39	a 36.12 ± 25.03	b 0	b 0
Cobertura de arbustos	a 17.42 ± 16.24	b 1.9 ± 8.49	b 6.27 ± 14.76	b 2.97 ± 8.95
Cobertura de herbáceas	a 7.59 ± 19.38	b 16.85 ± 25.79	a 2.58 ± 5.72	b 13.34 ± 17.60
Cobertura de lianas	a 0.86 ± 1.36	b 0.15 ± 0.67	c 0	a 0.26 ± 0.68

Tabla 4. Características de la vegetación adyacente a los individuos de *C. odorata* muestreados en cuatro ecosistemas forestales bajo diferente intensidad de manejo. La cobertura esta expresada en porcentaje. Se indican los valores promedio por cuadrante para cada sitio ± desviación estándar. La vegetación fue muestreada en cuadrantes de 4x4 m. para árboles y arbustos y de 1x1 m. para herbáceas y lianas (n=20). Los sitios están presentados de izquierda a derecha en orden del incremento de la intensidad del manejo, SC= selva conservada, SSC= selva semi conservada, PMM= plantación manejo moderado, PMI= plantación manejo intenso. Letras distintas indican diferencias significativas entre sitios para cada variable.

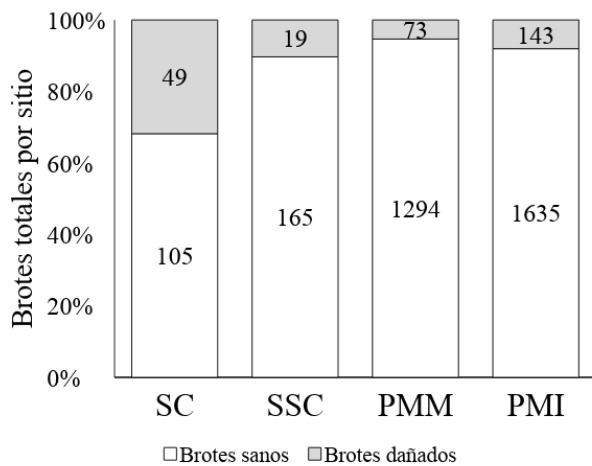


Figura 6. Proporción de brotes sanos y dañados en cada uno de los sitios de estudio. Los números indican el número real de brotes sanos y dañados.

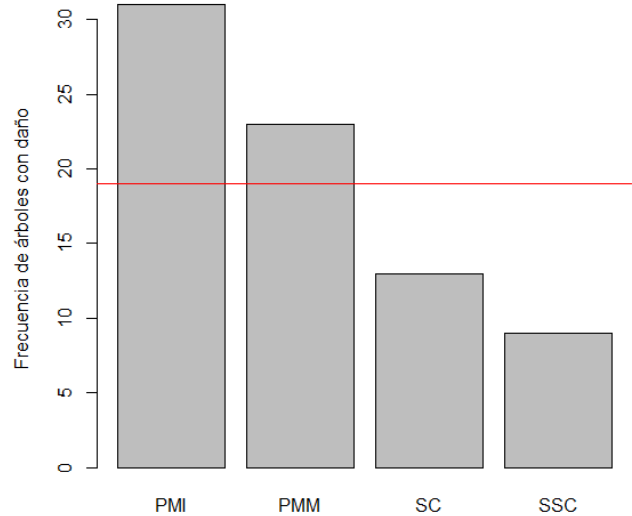


Figura 7. Número de árboles con daño causado por el barrenador del tallo (*H. grandella*) en cada hábitat (n=40 árboles por sitio). La línea roja indica el número de árboles con daño esperados por azar.

Simultáneamente, se realizó un estudio detallado de la comunidad de hormigas asociadas a *C. odorata* en diferentes años y sitios con diferente intensidad de manejo para conocer su composición taxonómica, riqueza, diversidad, abundancia (frecuencia de visita) (Tabla 8) y composición de grupos funcionales (en respuesta a la perturbación) (Tabla 6). Mediante un análisis de similitud ANOSIM se comprobó que la composición del ensamble de hormigas entre sitios en 2009 fue significativamente diferente ($R=0.1284, P<0.0001$). Así mismo se observó una elevada frecuencia de visita en las plantaciones PMM y PMI en ambos años (Tabla 5). Los resultados mostraron que la riqueza en ambos años y equitatividad de la comunidad de hormigas en 2011 fue mayor en el

sitio de la selva conservada (Tabla 5). A su vez, se observó que la diversidad de hormigas disminuyó a medida que aumentó la intensidad del manejo y se encontró una relación positiva de la intensidad del manejo y la frecuencia de visitas de hormigas (MLG quasipoisson: $F_{1,87}=5.81, P<0.05$) por lo tanto, en las plantaciones PMM y PMI se observó una elevada frecuencia de visita (Tabla 5 y Figura 8). Además, se observó que conforme la intensidad del manejo se incrementó, la diversidad y equitatividad de los ensambles de hormigas disminuyó (Tabla 5); incrementándose la dominancia de pocas especies en los sitios de plantación, en donde *Crematogaster torosa* Mayr, 1870 fue una especie muy dominante (Figura 8).

año	S		H'		J		d		Frecuencia de visita total por sitio	
	2009	2011	2009	2011	2009	2011	2009	2011	2009	2011
SC	12	17	2.15	2.20	0.86	0.79	0.23	0.36	97	53
SSC	7	10	1.70	1.3	0.87	0.56	0.27	0.83	59	94
PMM	3	14	1.01	1.82	0.92	0.69	0.46	0.46	13	122
PMI	7	16	1.50	1.52	0.77	0.54	0.51	0.54	158	376

Tabla 5. Riqueza (S), diversidad (H'), equitatividad de Pielou (J), índice de dominancia Berger-Parker (d), frecuencia de visita de hormigas total por sitio

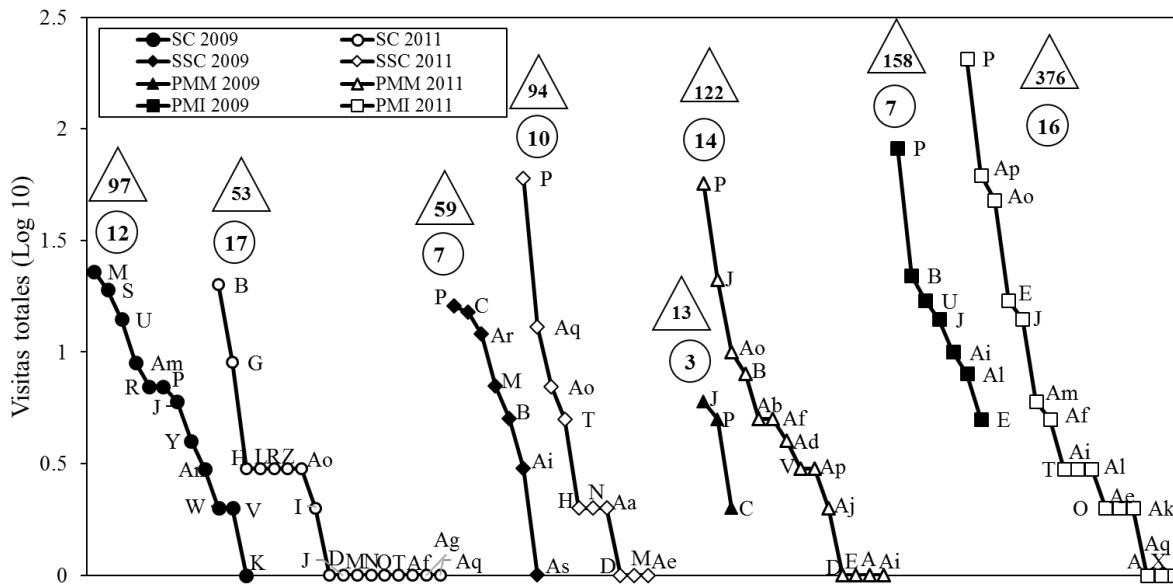


Figura 8. Curvas de rango-abundancia para las especies de hormigas colectadas en los cuatro hábitats de estudio. Los códigos de los sitios y años muestreados y sus marcadores se muestran en el recuadro superior izquierdo. Los triángulos muestran la frecuencia total de visitas de hormigas por sitio. Los círculos indican la riqueza total de especies por sitio. Los marcadores de las curvas indican la frecuencia de visita de las especies de hormigas en cada hábitat estudiado; los códigos de las especies de hormigas del muestreo de 2009 y 2011 son las siguientes: *Acromyrmex* sp. (A), *Azteca* sp. (B), *Brachymyrmex musculus* (C), *Brachymyrmex* sp. (D), *Camponotus atriceps* (E), *Camponotus linnaei* (G), *Camponotus mucronatus* (H), *Camponotus novogranadensis* (I), *Camponotus planatus* (J), *Camponotus sericeiventris* (K), *Camponotus* sp. (L), *Cephalotes minutus* (M), *Cephalotes* sp. (N), *Crematogaster crinosa* (O), *Crematogaster torosa* (P), *Dolichoderinae* (Q), *Dolichoderus lutosus* (R), *Dorymyrmex bicolor* (S), *Forelius pruinosus* (T), *Forelius* sp. (U), *Leptothorax* sp. (V), *Monomorium* sp. (W), *Myrmicinae* (X), *Pachycondila villosa* (Y), *Pachycondyla unidentata* (Z), *Parachetrina* sp. (Aa), *Paratrechina* (JTL-001)(Ab), *Paratrechina longicornis* (Ac), *Pheidole* sp. (Ad), *Pheidole tepicana* (Ae), *Ponerinae* (Af), *Pseudomyrmex boopis* (Ag), *Pseudomyrmex ferrugineus* (Ah), *Pseudomyrmex gracillis* (Ai), *Pseudomyrmex grupo pallens* (Aj), *Pseudomyrmex grupo sericeus* (Ak), *Pseudomyrmex kuenckeli* (Al), *Pseudomyrmex oki* (Am), *Pseudomyrmex pallidus* (An), *Pseudomyrmex* sp. 1 (Ao), *Pseudomyrmex* sp. 2 (Ap), *Wasmannia auropunctata* (Aq), *Wasmannia* sp. (Ar), *Xenomyrmex* sp. (As).

En cuanto a los grupos funcionales de hormigas (Andersen,2000), se encontró que las especies de hormigas pertenecientes a grupos funcionales especializados en su dieta y hábitat fueron más frecuentes en las selvas, mientras que las especies pertenecientes a grupos generalistas y oportunistas fueron más frecuentes en las plantaciones (Figura 9 y Tabla 6). Por lo tanto, el análisis de grupos funcionales de hormigas puede ser una herramienta útil para monitorear los efectos de los cambios ambientales que acompañan la intensificación de las prácticas de manejo forestal en los sistemas productivos.

En este estudio la vegetación circundante fue un factor determinante para comprender la variación en la distribución y abundancia de hormigas asociadas a *C. odorata* en donde se observó que la simplificación del hábitat de las plantaciones debido al manejo silvícola dio como resultado un ensamble de hormigas menos diverso y dominado por pocas especies. Mientras que en los ambientes mejor conservados como las selvas en donde el estrato arbóreo y arbustivo fue predominante, los ensambles de hormigas se caracterizaron por tener una mayor riqueza y diversidad. Al incluir muestreos de diferentes años observamos

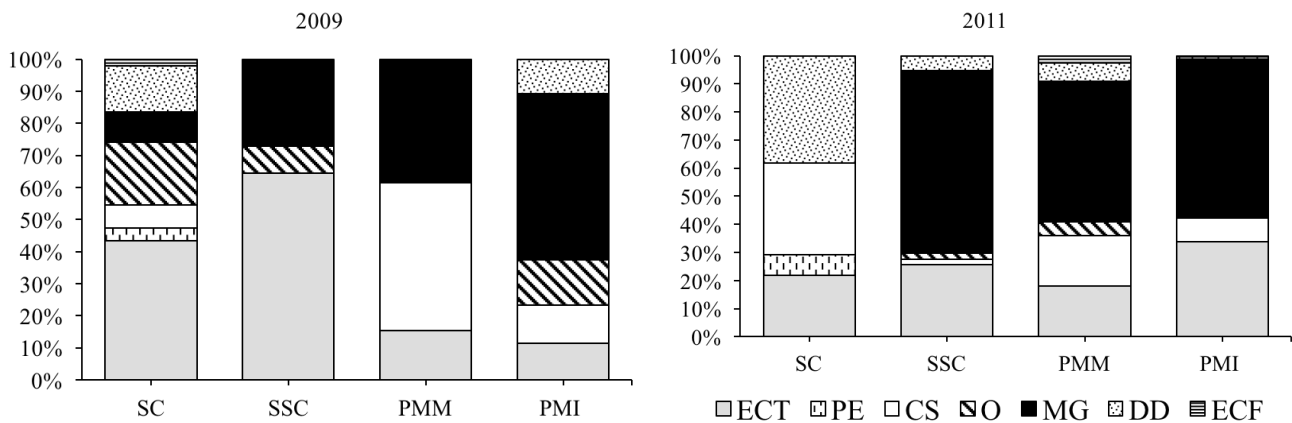


Figura 9. Representatividad de grupos funcionales de hormigas por sitio y año 2009 y 2011, basados en la frecuencia de visita de las especies de hormigas. La nomenclatura de los grupos funcionales corresponde a: *ECT* Especialistas de clima frío, *DD* Dolícerinas dominantes, *MG* Myrmecinas generalistas, *O* Oportunistas, *CS* Camponotinas subordinadas, *PE* Predadoras especialistas, y *ECT* Especialistas de clima tropical.

que existió una variación interanual en la composición de los ensambles de hormigas, sin embargo, se presentaron los mismos patrones de distribución y abundancia en respuesta a la intensidad de manejo de cada sitio. Así mismo la intensidad de manejo fue un factor que tuvo un efecto determinante sobre las características del hábitat y que a su vez influyeron en los patrones de daño causado por el barrenador del tallo *H. grandella* en donde se observó que en las selvas la complejidad estructural permitió que la diseminación del daño fuera baja y que se localizara en pocos individuos de *C. odorata*, lo cual dio como resultado una mayor intensidad de daño en los brotes de los árboles de las selvas. Sin embargo, la simplificación del hábitat en las plantaciones facilitó que *H. grandella* se distribuyera con facilidad en el hábitat obteniendo una elevada diseminación de daño a los brotes de los árboles de cedro. Con dichos resultados comprobamos que la intensificación de prácticas silvícolas tales como poda, riego, fertilización y control químico de plagas, en las plantaciones de *C. odorata* del centro de Veracruz promueven una baja riqueza y diversidad de hormigas visitantes de NEFs, así como un incremento en la diseminación del daño generando pérdida del valor comercial.

Al conocer que factores afectan la variación en la

distribución y abundancia de los organismos involucrados y cómo estos patrones y procesos cambian a través del tiempo y el espacio, podremos aportar información relevante que nos ayude a predecir la respuesta de los organismos ante distintos escenarios de manejo forestal y cambio de uso de suelo. Esto a su vez, permitirá fundamentar un manejo ecosistémico o forestal integral, ecológicamente equilibrado, más sustentable y productivo.

En resumen, este estudio demostró que las características de la estructura y composición de la vegetación derivadas de la intensificación de las prácticas de manejo en los sitios, determinaron la riqueza, abundancia y composición de los ensambles de hormigas asociadas a los NEFs de *C. odorata*. Por lo tanto, con los resultados de esta investigación se puede concluir que el incremento en la intensidad del manejo forestal, tiene un efecto sobre las interacciones planta-hormiga-herbívoro asociadas a *C. odorata*, alterando el resultado de su interacción conforme aumenta la intensidad del manejo.

Ante el panorama actual, que arrasa los ecosistemas y los transforma a una velocidad nunca antes vista, trabajos de este tipo ofrecen pautas importantes sobre el comportamiento de las interacciones ante escenarios poco favorables.

Tabla 6. Composición del ensamble de hormigas de cuatro ecosistemas forestales del centro de Veracruz, México. La nomenclatura de los grupos funcionales corresponde a: ECF= Especialistas de clima frío, DD= Dolichoderinas dominantes, MG= Myrmecinas generalistas, O= Oportunistas, CS= Camponotinas subordinadas, PE= Predadoras especialistas, y ECT= Especialistas de clima tropical. La nomenclatura de los sitios corresponde a Selva Conservada(SC), Selva semiconservada (SSC), Plantación con Manejo Moderado (PMM) y Plantación con Manejo Intensivo (PMI)

Sitio	Grupo funcional	Frecuencia de visita							
		SC		SSC		PMM		PMI	
Especies o morfoespecies y subfamilia		2009	2011	2009	2011	2009	2011	2009	2011
Dolichoderinae									
<i>Azteca</i> sp	DD		20				8		
<i>Dolichoderinae</i> sp	ECT		1						
<i>Forelius pruinosus</i>	DD		1		5				3
<i>Forelius</i> sp	DD	14						17	
<i>Dolichoderus lutosus</i>	ECT	7	3						
<i>Dorymyrmex bicolor</i>	O	19							
Formicinae									
<i>Brachymyrmex</i> sp	ECT				1		1		
<i>Camponotus linnaei</i>	CS		9						
<i>Camponotus mucronatus</i>	CS		3		2				
<i>Camponotus novogranadensis</i>	CS		2						
<i>Camponotus</i> sp	CS		3						
<i>Crematogaster crinosa</i>	MG								2
<i>Cephalotes</i> sp	ECT		1		2				
<i>Acromyrmex</i> sp	ECT								1
<i>Paratrechina longicornis</i>	O			5				22	
<i>Camponotus planatus</i>	CS	6	1			6	21	14	14
<i>Brachymyrmex musculus</i>	ECT			15		2			
<i>Camponotus atriceps</i>	CS						1	5	17
<i>Xenomyrmex</i> sp	ECT			1					
<i>Camponotus sericeiventris</i>	CS	1							

Mirmicinae									
<i>Parachetrina</i> sp	O				2		1		
<i>Paratrechina</i> (JTL-001)	O						5		
<i>Myrmicinae</i> sp	ECF								1
<i>Pheidole</i> sp	MG						4		
<i>Pheidole tepicana</i>	MG				1				2
<i>Wasmannia auropunctata</i>	ECT		1		13				1
<i>Creumatogaster torosa</i>	MG	7		16	60	5	57	82	206
<i>Cephalotes minutus</i>	ECT	23	1	7	1				
<i>Wasmania</i> sp	ECT			12					
<i>Monomorium</i> sp	MG	2							
<i>Leptothorax</i> sp	ECF	2					3		
Ponerinae									
<i>Pachycondyla unidentata</i>	DE		3						
<i>Phachycondyla vilosa</i>	DE	4							
<i>Pseudomirmecinae</i>									
<i>Pseudomyrmex boopis</i>	ECT		1						
<i>Pseudomyrmex ferrugineus</i>	ECT						5		5
<i>Pseudomyrmex gracillis</i>	ECT			3			1	10	3
<i>Pseudomyrmex grupo pallens</i>	ECT						2		
<i>Pseudomyrmex grupo sericeus</i>	ECT								2
<i>Pseudomyrmex kuenckeli</i>	ECT							8	3
<i>Pseudomyrmex oki</i>	ECT	9							6
<i>Pseudomyrmex pallidus</i>	ECT	3							
<i>Pseudomyrmex</i> sp 1	ECT		3		7		10		48
<i>Pseudomyrmex</i> sp2	ECT						3		62
Total general		97	53	59	94	13	122	158	376

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Cecilia Díaz Castelazo y al Dr. Armando Aguirre Jaimes por su dirección durante los estudios de maestría de Vania Alejandra Ramírez Flores. Al CONACyT por el apoyo financiero brindado mediante la beca para estudios de maestría (571259) en el Instituto de Ecología, A.C. A María de Jesús Fernández Martínez, Miguel Ángel Villanueva y Elmy Gutiérrez Barrera por el registro de los datos en campo.

REFERENCIAS

- Andersen, A.N. (2000). A global ecology of rainforest ants: functional groups in relation to environmental stress and disturbance. *Ants: Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*, 3. <http://antbase.org/ants/publications/20333/20333.pdf>
- Arias Hernández, R. (1992). Información básica municipal de Veracruz. Cambio XXI Fundación Veracruz Artes Gráficas Xalapa, Ver.
- Becker, V.O. (1976). Microlepidópteros asociados con Carapa, *Cedrela* y *Swietenia* en Costa Rica. En: Whitmore, J.L. Studies on the shootborer *Hypsipyla grandella* (Zeller) Lep. Pyralidae. V. 2. Turrialba, Catie. pp. 75–101.
- Benítez Badillo, G., Pulido Salas, M., y Teresa, P. (2004). Árboles multiusos nativos de Veracruz para reforestación, restauración y plantaciones (No. C/634.920972 B4).
- Bloom, S. A. (1981). Similarity indices in community studies: potential pitfalls. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 5(2), 125-128.
- Braun-Blanquet, J. (1932). Plant sociology. The study of plant communities. Plant sociology. The study of plant communities. First ed.
- Bronstein, J. L. (1994). Conditional outcomes in mutualistic interactions. *Trends in Ecology y Evolution*, 9(6), 214-217. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90246-1](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90246-1)
- Bronstein, J. L. (1998). The Contribution of Ant-Plant Protection Studies to Our Understanding of Mutualism 1. *Biotropica*, 30(2), 150-161. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1744-7429.1998.tb00050.x/full>
- Bronstein, J. L., Alarcón, R., y Geber, M. (2006). The evolution of plant–insect mutualisms. *New Phytologist*, 172(3), 412-428. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1469-8137.2006.01864.x/full>
- Castillo Campos, G., y Medina Abreo, M. E. (2002). Árboles y arbustos de la reserva natural de La Mancha, Veracruz (No. C/582.16097262 C3).
- CONAFOR (2008). *Cedrela odorata*, Ficha Técnica. Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y Sistema Nacional de Información Forestal (SNIF). Pp. 1-6. <http://www.conafor.gob.mx:8080/documentos/docs/13/898Cedrela%20odorata.pdf>
- Crawley, M. J. (1997). Life history and environment. *Plant Ecology*, Second Edition, 73-131.
- Cuautle, M., Vergara, C. H., y Badano, E. I. (2016). Comparison of Ant Community Diversity and Functional Group Composition Associated to Land Use Change in a Seasonally Dry Oak Forest. *Neotropical entomology*, 45(2), 170-179. <https://doi.org/10.1007/s13744-015-0353-y>
- Cuautle, M., y Rico-Gray, V. (2003). The effect of wasps and ants on the reproductive success of the extrafloral nectaried plant *Turnera ulmifolia* (Turneraceae). *Functional Ecology*, 17(3), 417-423. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2435.2003.00732.x/full>
- Dáttilo, W., Aguirre, A., Flores-Flores, R. V., Fagundes, R., Lange, D., Garcia-Chavez, J., ... y Rico-Gray, V. (2015). Secretory activity of extrafloral nectaries shaping multitrophic ant-plant-herbivore interactions in an arid environment. *Journal of Arid Environments*, 114, 104-109.
- Dáttilo, W., Díaz-Castelazo, C., y Rico-Gray, V. (2014). Ant dominance hierarchy determines the nested pattern in ant–plant networks. *Biological Journal of the Linnean Society*, 113(2), 405-414. <https://doi.org/10.1111/bij.12350>
- De la Fuente, M. A. S., y Marquis, R. J. (1999). The role of ant-tended extrafloral nectaries in the protection and benefit of a Neotropical rainforest tree. *Oecologia*, 118(2), 192-202. <https://doi.org/10.1007/s004420050718>
- Del-Claro, K. (2004). Multitrophic relationships, conditional mutualisms, and the study of interaction biodiversity in tropical savannas. *Neotropical Entomology*, 33(6), 665-672. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2004000600002>
- Del-Claro, K., Berto, V., y Réu, W. (1996). Effect of herbivore deterrence by ants on the fruit set of an extrafloral nectary plant, *Qualea multiflora* (Vochysiaceae). *Journal of Tropical Ecology*, 12(06), 887-892. <https://doi.org/10.1017/S0266467400010142>

- Do Nascimento, E. A., y Del-Claro, K. (2010). Ant visitation to extrafloral nectaries decreases herbivory and increases fruit set in *Chamaecrista debilis* (Fabaceae) in a Neotropical savanna. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 205(11), 754-756. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2009.12.040>
- FAOSTAT, 2017. Food and Agriculture Organization Statistical Database. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/RL/visualize>
- Fernández- Martínez, M.D.J (2010). Caracterización ecológica y de manejo del cedro rojo (*Cedrela odorata*, Meliaceae) y su relación con la incidencia puntual del barrenador del tallo *Hypsipyla grandella* (Lepidoptera: Pyralidae) en selvas y plantaciones del centro de Veracruz (Tesis de Licenciatura). Xalapa, Veracruz.
- Fernández-Martínez, M.J., y Díaz-Castelazo, C. (2009). Caracterización ecológica de *Cedrela odorata* y patrones de infestación por *Hypsipyla grandella* en selvas y plantaciones de Veracruz. In Serie memorias científicas 15. XXII Reunión científica Tecnológica Forestal y Agropecuarias. Edited by INIFAP. Veracruz, México.
- Folgarait, P. J. (1998). Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation*, 7(9), 1221-1244. <https://doi.org/10.1023/A:1008891901953>
- Giusto, B., Anstett, M. C., Dounias, E., y McKey, D. B. (2001). Variation in the effectiveness of biotic defence: the case of an opportunistic ant-plant protection mutualism. *Oecologia*, 129(3), 367-375. <https://doi.org/10.1007/s004420100734>
- Graham, J. H., Krzysik, A. J., Kovacic, D. A., Duda, J. J., Freeman, D. C., Emlen, J. M., ... y Nutter, J. P. (2008). Ant community composition across a gradient of disturbed military landscapes at Fort Benning, Georgia. *Southeastern Naturalist*, 7(3), 429-448. <https://doi.org/10.1656/1528-7092-7.3.429>
- Gutierrez-Barrera, E.B. (2012). Efecto de las hormigas nectarívoras de *Cedrela odorata* sobre el daño por *Hypsipyla grandella* en selvas y plantaciones con prácticas de manejo en Veracruz. Tesis de maestría. Instituto de Ecología A. C. Xalapa, Veracruz, México.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., y Ryan, P. D. (2001). PAST-palaeontological statistics, ver. 1.89. *Palaeontologia electronica*, 4(9).
- Heil, M., Fiala, B., Baumann, B., y Linsenmair, K. E. (2000). Temporal, spatial and biotic variations in extrafloral nectar secretion by *Macaranga tanarius*. *Functional Ecology*, 749-757. <http://www.jstor.org/stable/2656527>
- Heil, M., Greiner, S., Meimberg, H., Krüger, R., Noyer, J. L., Heubl, G., ... y Boland, W. (2004). Evolutionary change from induced to constitutive expression of an indirect plant resistance. *Nature*, 430(6996), 205-208. <https://www.nature.com/articles/nature02703>
- Hernández-Villanueva, M.A. (2010). Interacción insecto planta mediada por nectarios extraflorales del cedro rojo (*Cedrela odorata*, Meliaceae) en selvas y plantaciones del centro de Veracruz. Tesis de Licenciatura. Puebla, México, pp.41.
- Howard, F. W., y Mérida, M. A. (2007). El taladrador de las meliáceas, *Hypsipyla grandella* (Zeller) (Insecta: Lepidoptera: Pyralidae: Phycitinae). University of Florida. Florida, USA.
- Mas, A. H., y Dietsch, T. V. (2003). An index of management intensity for coffee agroecosystems to evaluate butterfly species richness. *Ecological Applications*, 13(5), 1491-1501. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/01-5229/full>
- Moreno-Casasola B., P. y H. López. (2009). Muestreo y análisis de la vegetación de humedales. En: Moreno-Casasola, P. y B. Warner (Eds.), Breviario para describir, observar y manejar humedales. Serie Costa Sustentable no. 1. RAMSAR, Instituto de Ecología A. C., CONANP, US Fish and Wildlife Service, US State Department. Xalapa, Ver. México. Pp. 145-167.
- Moreno-Casasola, P. y Monroy, R. (2006) Introducción. En: Moreno-Casasola P. (Ed.). Entornos Veracruzanos: la costa de La Mancha. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Ver. México, pp. 576.
- Muñiz-Vélez R (1983). Las plagas y su efecto en la silvicultura. *Revista Ciencia Forestal* 41: 44-52.
- Nicolson, S. W., y Thornburg, R. W. (2007). Nectar chemistry. In *Nectaries and nectar* (pp. 215-264). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5937-7_5
- NOM-059-SEMARNAT (2001). Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio lista de especies en riesgo.
- Parker, R. K. (1979). Density estimation by variable area transect. *J. Wildl. Manage.* 43: 484-492.
- Peck, S. L., Mcquaid, B., y Campbell, C. L. (1998). Using ant species (Hymenoptera: Formicidae) as a biological indicator of agroecosystem condition. *Environmental Entomology*, 27(5), 1102-1110. <https://doi.org/10.1093/eel/27.5.1102>

- Perfecto, I., Vandermeer, J., Hanson, P., y Cartín, V. (1997). Arthropod biodiversity loss and the transformation of a tropical agro-ecosystem. *Biodiversity and conservation*, 6(7), 935-945. <https://doi.org/10.1023/A:1018359429106>
- Perfecto, I., y Snelling, R. (1995). Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: ants in coffee plantations. *Ecological applications*, 5(4), 1084-1097. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2307/2269356/full>
- Power, A. G., y Flecker, A. S. (1996). The role of biodiversity in tropical managed ecosystems. In *Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests* (pp. 173-194). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-79755-2_9
- Queiroz, A. C. M., y Ribas, C. R. (2016). Canopy cover negatively affects arboreal ant species richness in a tropical open habitat. *Brazilian Journal of Biology*, 76(4), 864-870. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.02015>
- Ramírez Flores, V. A. (2017). Efecto del manejo forestal en las interacciones planta-hormiga-herbívoro asociadas a nectarios extraflorales de *Cedrela odorata*, y su variación espacio-temporal en ecosistemas forestales del centro de Veracruz. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, A.C. (INECOL). Xalapa, Veracruz.
- Rico-Gray, V. (2005). Las interacciones ecológicas y su relación con la conservación de la biodiversidad. *Cuadernos de biodiversidad*, nº 18 (sept. 2005); pp. 3-8. https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/1096/1/cuadbiod18_1.pdf
- Rico-Gray, V., García-Franco, J. G., Palacios-Rios, M., Parra-Tabla, V., y Navarro, J. A. (1998). Geographical and Seasonal Variation in the Richness of Ant-Plant Interactions in México I. *Biotropica*, 30(2), 190-200.
- Rico-Gray, V., y Oliveira, P. S. (2007). *The ecology and evolution of ant-plant interactions*. University of Chicago Press. <http://www.press.uchicago.edu/ucpl/books/book/chicago/E/bo5298942.html>
- Rodgers, H. L., Brakke, M. P., y Ewel, J. J. (1995). Shoot damage effects on starch reserves of *Cedrela odorata*. *Biotropica*, 71-77. <http://www.jstor.org/stable/2388904>
- Roth, D. S., Perfecto, I., y Rathcke, B. (1994). The Effects of Management Systems on Ground-Foraging Ant Diversity in Costa Rica. *Ecological Applications*, 4(3), 423-436. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-4018-1_28
- Sánchez-Soto, S., Domínguez-Domínguez, M., y Cortés-Madrigal, H. (2009). Efecto de la sombra en plantas de caoba sobre la incidencia de *Hypsipyla grandella* Zeller y otros insectos, en Tabasco, México. *Universidad y ciencia*, 25(3), 225-232. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0186-29792009000300004
- Schonberg, L. A., Longino, J. T., Nadkarni, N. M., Yanoviak, S. P., y Gering, J. C. (2004). Arboreal ant species richness in primary forest, secondary forest, and pasture habitats of a tropical montane landscape. *Biotropica*, 36(3), 402-409. <https://doi.org/10.1646/03134>
- Schreven, S. (2013). Ant community composition in relation to forest disturbance in a Bornean tropical peat swamp forest (Doctoral dissertation, MSc Thesis, Nature Conservation and Plant Ecology Group, Wageningen University, The Netherlands). <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.717.8527&rep=rep1&type=pdf>
- Sutherland, W.J. (1996). *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge university press.
- Turner, E. C., Snaddon, J. L., Fayle, T. M., y Foster, W. A. (2008). Oil palm research in context: identifying the need for biodiversity assessment. *PLoS One*, 3(2), e1572. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001572>
- Tylianakis, J. M., Klein, A. M., y Tscharntke, T. (2005). Spatiotemporal variation in the diversity of Hymenoptera across a tropical habitat gradient. *Ecology*, 86(12), 3296-3302. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/05-0371/full>
- UNEP, C. (2001). SBSSTA. In *Main Theme. Forest Biological Diversity. Report of the Ad Hoc Technical Expert Group on Forest Biological Diversity. SBSTTA, Seventh Meeting, Montreal* (Vol. 11, pp. 12-16).
- Vanthomme, H., Alonso, A., Tobi, E., Rolegha, C. L., Hita Garcia, F., Mikissa, J. B., y Alonso, L. E. (2016). Associations of ant species to land cover types and human disturbance in south-west Gabon. *African Journal of Ecology*. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/aje.12362/full>

Este número ha recibido una ayuda del Vicerrectorado de Investigación y
Transferencia de Conocimiento de la Universidad de Alicante



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante