



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE
ARTRÓPODOS EN SITIOS CONSERVADOS,
PERTURBADOS Y SUJETOS A RESTAURACIÓN
ECOLÓGICA EN EL PEDREGAL DE SAN ÁNGEL,
D.F., MÉXICO**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

B I Ó L O G O

P R E S E N T A:

MANUEL EDDAY FARFÁN BELTRÁN



DIRECTOR DE TESIS:

DOCTOR ZENÓN CANO SANTANA

Ciudad de México, 2016



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Hoja de datos del jurado

1. Datos del alumno
Farfán Beltrán
Manuel Edday
55347014446
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Biología
308055993

2. Datos del Tutor
Dr.
Zenón
Cano
Santana

3. Datos del sinodal 1
Dra.
María del Consuelo
Bonfil
Sanders

4. Datos del sinodal 2
Dra.
Ek
del Val
de Gortari

5. Datos del sinodal 3
Dra.
Leticia
Ríos
Casanova

6. Datos del sinodal 4
M. en C.
Iván Israel
Castellanos
Vargas

7. Datos del trabajo escrito
Estructura de la comunidad de artrópodos en sitios conservados, perturbados y sujetos a restauración ecológica en el Pedregal de San Ángel, D.F., México
67 p
2016

A María, mi abuelita,
sin cuya mano y determinación mi vida se habría extinguido.

A Estela y Manuel, mis padres,
sin quienes nada de lo que me ha ocurrido sería posible.

A Rubén, mi hermano,
por ser un gran compañero de vida y de quien he aprendido mucho.

A MaFer,
por enseñarme aquello de la vida que no se aprende en clases.

A quienes me aman, pero ya no están aquí.

*Cuando pienso hacia arriba me transformo en estrellas;
hacia abajo, en raíces.*

*Cuando miro hacia adentro me compongo en silencios;
hacia afuera, en canciones.*

Liliana Bodoc

AGRADECIMIENTOS

Al pueblo trabajador de México, sin cuya lucha diaria no existiría la UNAM como la conocemos actualmente, y a quien debo el total de mi educación. Donde quiera que esté, sé que mi deber es honrar a la universidad y servir a mi país.

Al Doctor Zenón Cano Santana, por ser una gran guía tanto académica como personal, y sobre todo, por convertirse en última instancia en un amigo que me enseñó la importancia de la inteligencia emocional.

Al Maestro en Ciencias Iván Israel Castellanos Vargas, por el apoyo técnico y por convertirse en un segundo tutor. Por su amistad y sus canciones.

A las Doctoras Ek del Val, Consuelo Bonfil y Leticia Ríos, por su orientación, comentarios y apoyo para facilitar el término de este trabajo.

A Alan Aguilar, Alfredo Duque, Iván Ramírez y Raymundo Medina, por haber aguantado tantos años de un Edday que ya no es el mismo que antes. Por ser mis hermanos voluntarios, y porque yo no me sentaría en su mesa.

A María Fernanda Martínez Velarde, María Fernanda de Alba Navarro y Esteban Santacruz Martínez, por ser las personas con las que aprendí a compartir mi vida con gusto, dentro y fuera de la Facultad, y porque sé que su apoyo es incondicional, aunque no siempre estemos juntos.

A Alan, Gonzalo, Taracena, Sandra, Juan, Tetsuya, Paco y todo aquél con quien haya existido alguna risa o canción en el punto. Por compartir su tiempo conmigo.

A Carmina, Yuritzzi, Javier, Cynthia, Gemma, Paula, Rubén, Zaid, Jennifer y Ale, por su valioso y desinteresado apoyo en los muestreos realizados.

A los señores Francisco Aguilar Aguilar y María del Socorro Pérez Morales, por haber dado la vida a uno de mis mejores amigos, por prestar su casa para nuestros encuentros en tantas ocasiones y, sobre todo, por haber contribuido tanto a este trabajo, al prestarme el vehículo en el que reposaron muestras y cansancio.

Al taller de Ecología Terrestre y Manejo de Recursos Bióticos y al Laboratorio de Interacciones y Procesos Ecológicos, por ser parte de mi formación durante casi tres años. Por todos los buenos momentos vividos dentro de sus instalaciones y con su gente.

A los apoyos financieros del proyecto PAPIIT IN222006 “Evaluación del estado de conservación y restauración ecológica de la Reserva del Pedregal de San Ángel” y el proyecto PAPIME PE204809 “Regeneración ecosistémica de áreas de vegetación natural de Ciudad Universitaria y su Reserva Ecológica sujetas a Restauración”, ambos a cargo del Doctor Zenón Cano Santana. A la Secretaría Ejecutiva de la REPSA y al Jardín Botánico de la UNAM por permitirme usar sus instalaciones.

A Marco Romero-Romero por su apoyo técnico en la manutención del equipo de cómputo.

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
I. INTRODUCCIÓN.....	2
1.1 El papel de los artrópodos en los ecosistemas terrestres.....	2
1.2 Disturbios y sucesión en las comunidades de artrópodos terrestres.....	3
1.3 Importancia de los artrópodos en la restauración ecológica.....	4
1.4 La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y su restauración ecológica.....	5
1.5 Los artrópodos de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel.....	8
1.6 El efecto del color y el uso de trampas jabonosas en la colecta de artrópodos.....	9
1.7 Justificación.....	10
II. OBJETIVOS Y PREDICCIONES.....	11
III. SITIO DE ESTUDIO.....	12
IV. MÉTODOS.....	14
4.1 Descripción de los sitios de muestreo.....	14
4.2 Muestreo de artrópodos.....	18
4.2.1. Descripción del muestreo.....	18
4.2.2. Características de las trampas.....	19
4.3. Trabajo de laboratorio.....	20
4.4 Análisis de los datos.....	20
V. RESULTADOS.....	23
5.1. Composición y distribución.....	23
5.2. Comparación de la riqueza, diversidad y abundancia entre tipos de sitio.....	29
5.3 Análisis de la composición.....	30
5.4. El efecto del color de las trampas.....	34
VI. DISCUSIÓN.....	40
6.1. La comunidad de artrópodos.....	40
6.2. Morfoespecies indicadoras.....	46
6.3. Evaluación de las acciones de restauración ecológica.....	49
6.4. El papel del color de las trampas jabonosas.....	50
VII. CONCLUSIONES.....	53
LITERATURA CITADA.....	55
ANEXO.....	67

Farfán-Beltrán, M. E. 2015. Estructura de la comunidad de artrópodos en sitios conservados, perturbados y sujetos a restauración ecológica en el Pedregal de San Ángel, D.F., México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México. 67 pp.

RESUMEN

Los artrópodos son considerados el grupo biológico con más especies conocidas (el 40% de las totales) y son útiles para el biomonitoreo de los programas de restauración ecológica, los cuales tienen por objetivo regresar un ecosistema a su trayectoria histórica. Además, se sabe que presentan afinidad diferencial por determinados colores, de modo que es posible evaluar un método de trapeo basado en ellos. En este trabajo se determinaron las diferencias en riqueza, abundancia, diversidad (calculada mediante el índice de Shannon) y composición en la comunidad de artrópodos entre sitios conservados, perturbados y en sujetos a restauración en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), Ciudad Universitaria, D.F. Adicionalmente, se evaluaron las preferencias de los diferentes órdenes taxonómicos hacia los colores amarillo fluorescente, amarillo girasol, blanco y anaranjado, y se determinaron los colores más efectivos en cuanto a captura. Se realizó un muestreo sincrónico en 11 sitios en septiembre de 2013 utilizando trampas jabonosas de colores. Los ejemplares obtenidos se identificaron al nivel taxonómico de familia y se les separó por morfoespecie. No existieron diferencias en riqueza, abundancia total o diversidad entre los tipos de sitio, pero el análisis de correspondencia los separó a lo largo de un mapa de clasificación. Existieron dos morfoespecies indicadoras de conservación (Muscidae IV y Cicadellidae IV), una de disturbio (Cicadellidae I) y una que separó a dos sitios sujetos a restauración (Chironomidae II). La comunidad de artrópodos es más parecida entre sitios perturbados que entre conservados; entre ambos tipos de sitio hay diferencias significativas, no así entre sitios sujetos a restauración y perturbados, por lo que se concluye que la restauración hasta la fecha es incompleta. Los colores tuvieron efecto sobre la abundancia de artrópodos por trampa y de morfoespecies por trampa capturadas, siendo el más eficiente en estos parámetros el color amarillo fluorescente, el cual fue preferido por dípteros. Los colores amarillo girasol, blanco y naranja presentaron eficiencia de captura similar. En el amarillo girasol hubo predominancia de homópteros. Asimismo, las arañas y los homópteros fueron más abundantes en el blanco y naranja. Se concluye que los ensamblajes de artrópodos pueden ser utilizados para monitorear los programas de restauración ecológica.

Palabras clave: Arachnida, color, Crustacea, Insecta, matorral xerófilo, monitoreo, Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, sucesión, trampas jabonosas de colores.

I. INTRODUCCIÓN

1.1 El papel de los artrópodos en los ecosistemas terrestres

El Phylum Arthropoda es el más diverso del Reino Animal, pues actualmente se han descrito más de un millón de especies y conforman aproximadamente el 40% de las especies totales descritas, y el 85% de los animales (Edgecombe, 2009; Giribett y Edgecombe, 2013). Adicionalmente, cada año se describen miles de especies nuevas y las estimaciones de las que faltan por ser descritas van desde dos millones y medio hasta más de cien millones (Lizana y Viejo, 2007). Debido a las características y requerimientos ecológicos tan diversos que presentan, los artrópodos juegan un papel fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas terrestres. Estos animales están estrechamente relacionados con los procesos de herbivoría, de polinización, de descomposición de materia orgánica y de ciclaje de nutrientes de manera directa e indirecta; además, son eslabones importantes en las cadenas tróficas, pues actúan como depredadores, parásitos y, en la mayoría de los casos, son parte de la dieta de muchos vertebrados e invertebrados (Iannacone y Alvariño, 2006; Martínez-Hernández, 2007; Robertson *et al.*, 2012). Adicionalmente, existen artrópodos vectores de enfermedades que afectan diferentes especies, y en altas densidades poblacionales, pueden llegar a ser considerados perjudiciales para los cultivos humanos (Thacker, 2002).

A pesar de su importancia, se estima que desde el año 1600 han desaparecido alrededor de 11200 especies (Samways, 2007) y que actualmente un cuarto de las especies totales de insectos están bajo alguna categoría de riesgo (McKinney, 1999).

1.2 Disturbios y sucesión en las comunidades de artrópodos terrestres.

Los disturbios son eventos que cambian la disponibilidad de recursos y los rasgos del medio físico de las poblaciones, las comunidades y los ecosistemas (Sarmiento, 2001; Begon *et al.*, 2006). Dichos eventos alteran la tasa de supervivencia de una o más especies y permiten que ocurran cambios en la composición de las comunidades mediante el proceso de sucesión ecológica (Sadava *et al.*, 2009), el cual ha sido definido como el patrón continuo de colonización y extinción no estacional en el que incurren diferentes poblaciones (Begon *et al.*, 2006). Así, los disturbios y la sucesión consecuente afectan de manera importante a los artrópodos ya que generan cambios en la estructura y composición de la comunidad vegetal, así como en las condiciones del medio en que habitan (Álvarez, 2005; Schowalter, 2006).

En general, se ha demostrado que tras un disturbio en el que se ha eliminado la cubierta vegetal, existe un periodo de tiempo en el que la riqueza específica de distintos grupos de artrópodos aumenta, seguido de un decremento del mismo valor (Simberloff y Wilson, 1969; Picaud y Petit, 2007). El momento en el que existe mayor riqueza varía entre distintos ambientes, yendo de los 180 días en islas de manglar, a 6 años en dunas arenosas (Picaud y Petit, 2007). La evidencia apunta a que los primeros artrópodos en colonizar un ambiente tras una perturbación son muy móviles, tienen alta fecundidad, baja especificidad hacia el hábitat y son resistentes a condiciones ambientales cambiantes (Simberloff y Wilson, 1969; Southwood *et al.*, 1979; Brown, 1982; Picaud y Petit, 2007). Además la conducta, la regulación de procesos fisiológicos y la disponibilidad de recursos en el área son importantes en el proceso de sucesión de este grupo biológico (Álvarez, 2005; Schowalter, 2006).

Entre los factores que determinan la riqueza, abundancia, diversidad y composición de artrópodos de un sitio se encuentran la temperatura, la humedad, la disponibilidad de alimento, el tipo de suelo, el régimen de disturbio, los cambios sucesionales de las comunidades vegetales (Ríos-Casanova, 1991; Yazdani y Agarwal, 1997; Álvarez, 2005; Sánchez y Amat-García, 2005). Tales recursos y condiciones pueden estar a su vez condicionados por la altitud, la latitud o la arquitectura de las plantas hospederas (Lawton, 1983; Barrios-García *et al.*, 2015).

1.3 Importancia de los artrópodos en la restauración ecológica

La pérdida de la diversidad biológica en los ecosistemas terrestres a escala mundial constituye una alarmante realidad (Núñez *et al.*, 2003). Entre los factores que la provocan destacan los efectos negativos de la fragmentación, la alteración y la sobreexplotación de los ecosistemas, la introducción de especies exóticas y la presión que genera el constante crecimiento de las poblaciones humanas (Núñez *et al.*, 2003; Herrerías-Diego y Benítez-Malvido, 2005). Como una alternativa para solucionar la problemática ambiental, la restauración ecológica pretende acelerar el proceso de recuperación de los ecosistemas perturbados, con el fin de regresarlos a su trayectoria original (SER, 2004).

Los proyectos de restauración actualmente son monitoreados principalmente con base en el establecimiento y desarrollo de las especies vegetales, sin embargo, la intención de todo proyecto de este tipo debe ser recuperar el ecosistema entero, incluyendo a las comunidades de artrópodos (Longcore, 2003).

Debido a la gran diversidad, abundancia, roles funcionales, variedad de tamaños, vagilidad, rápido crecimiento, tasas de evolución, facilidad de muestreo y sensibilidad a

cambios ambientales en escalas ecológicas y microevolutivas los artrópodos pueden funcionar como grupos indicadores para el monitoreo del estado de conservación de los ecosistemas (Jensen, 1997; Andersen *et al.*, 2004). En general, la estructura de las comunidades de artrópodos terrestres puede ser tomada como un reflejo de la diversidad biológica y estructural de un ecosistema, pues mientras más compleja sea la estructura vegetal de una comunidad, mayor será la disponibilidad de hábitats, recursos y de nichos que las especies pueden ocupar y desempeñar (Iannacone y Alvariano, 2006).

1.4 La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y su restauración ecológica

La creación de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (en lo sucesivo, REPSA) se decretó el 3 de octubre de 1983 con el fin de preservar y proteger al ecosistema (característico del sur de la cuenca de México), ante el gran desarrollo urbano que experimentaron las zonas cercanas a Ciudad Universitaria durante la segunda mitad del siglo XX (Álvarez-Sánchez *et al.*, 1982; Cano-Santana y Meave, 1996, Castillo-Argüero *et al.*, 2007). Sin embargo, no ha podido evitarse del todo la existencia de disturbios tales como extracción de roca basáltica, incidencia de obras y construcciones, creación de accesos y caminos informales, vandalismo, presencia de indigentes, acumulación de basura, desechos de jardinería y cascajo, extracción de flora y fauna nativa así como introducción de especies exóticas, contaminación lumínica y sonora y por último, incendios (Lot *et al.*, 2012). Todo lo anterior ha provocado una acelerada destrucción y fragmentación del lugar (Castillo-Argüero *et al.*, 2004; Cano-Santana *et al.*, 2006, 2008). En respuesta a esta situación, se han realizado proyectos e investigaciones dirigidas al conocimiento de la reserva que han evidenciado la pérdida de biodiversidad y los cambios en la composición,

abundancia y riqueza de especies tanto vegetales como animales (Cano-Santana y Meave, 1996; Rojo y Rodríguez, 2002; Castillo-Argüero *et al.*, 2004; Cano-Santana *et al.*, 2006, 2008).

Desde 1992 se han realizado en la REPSA y sus inmediaciones distintas jornadas de limpieza organizadas por la Secretaría Ejecutiva de dicha institución, en las cuales también han participado jardineros, Protección civil UNAM, el Instituto Nacional de La Juventud (INJUVE), Prepa sí, vecinos y ciudadanos en general (Lot *et al.*, 2012). Sin embargo, no fue sino hasta 2005 que grupos de estudiantes e investigadores, bajo la coordinación del grupo de Ecología de Artrópodos Terrestres de la Facultad de Ciencias de la UNAM (actualmente grupo de Interacciones y Procesos Ecológicos), realizaron esfuerzos para revertir a través de la restauración ecológica el daño ocasionado a las comunidades propias de la REPSA, así como para monitorear a largo plazo cambios en la dominancia, composición y diversidad de la comunidad vegetal y en la abundancia de vertebrados e invertebrados terrestres (Antonio-Garcés, 2008; Cano-Santana *et al.*, 2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009; San José-Alcalde, 2010; Villeda-Hernández, 2010; Saucedo-Morquecho, 2011; González-Rebeles, 2012; Muñoz-Saavedra, 2013, Estañol-Tecuatl, 2014).

Una de las zonas en las que se han concentrado los esfuerzos realizados por dicho grupo de trabajo es el extremo noreste de la Zona de Amortiguamiento A8 también conocida como “Biológicas” (en lo sucesivo A8) (Figura 7), en la cual se encontraban acumulaciones de desechos de jardinería y desechos inorgánicos, además de una alta abundancia de especies exóticas tales como *Pennisetum clandestinum* y *Eucalyptus camaldulensis* (Antonio-Garcés, 2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009). Las acciones de restauración en dicho sitio consistieron en la remoción de los desechos sólidos, la

extracción de especies vegetales exóticas y la reintroducción de especies vegetales nativas, lo que permitió que se recuperaran 165 m² de sustrato basáltico (Antonio-Garcés 2008; Antonio-Garcés *et al.*, 2009; Saucedo-Morquecho, 2011; Ayala, 2014).

El segundo sitio que se ha trabajado un área de aproximadamente 0.25 ha en el extremo sureste de la Zona de Amortiguamiento A11 (Figura 7) conocida también como Vivero Alto, la cual fue dañada en diciembre de 2004 y enero de 2005 por la construcción de un estacionamiento que al final se canceló. En este sitio se recuperó parte del sustrato original mediante la extracción del material de relleno, se depositaron rocas basálticas de diferente diámetro y posteriormente se extrajeron las plantas exóticas que habían crecido sobre las rocas adicionadas (Antonio-Garcés *et al.*, 2009; Villeda-Hernández, 2010; González-Rebeles, 2011).

Para evaluar las acciones realizadas, desde 2006 se ha realizado el monitoreo de la flora y fauna ambos sitios y se ha comparado con una Zona Conservada de Referencia. Las especies de artrópodos que se han estudiado hasta la fecha son *Sphenarium purpurascens* y *Neoscona oaxacensis* (Saucedo-Morquecho, 2011). También se han estudiado las poblaciones de *Peromyscus gratus*, así como las comunidades vegetales, de aves, reptiles, anfibios y otros mamíferos (San José-Alcalde *et al.*, 2010; Villeda-Hernández, 2010; González-Rebeles, 2012).

Además, F. Estañol-Tecuatl (2014) realizó un monitoreo de la restauración usando como indicador a las comunidades vegetales en las zonas A8 y A11, así como la de un sitio adicional localizado al poniente de la zona Núcleo Sur Oriente (en adelante RP, por ser un sitio que se considera sometido a restauración pasiva) (Figura 7), el cual había sido perturbado por el trazo de un sendero que atraviesa el polígono de la zona. En el 2007 se

recubrieron aproximadamente 0.4 ha de dicho sendero con roca basáltica por la Secretaría Ejecutiva de la REPSA, permitiendo el establecimiento de especies nativas.

1.5 Los artrópodos de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel

Rueda-Salazar y Cano-Santana (2009) elaboraron la lista de artrópodos conocidos en la REPSA, usando todas las fuentes publicadas hasta entonces que trataran sobre este grupo, y encontraron un total de 817 especies mencionadas en 29 tesis, 22 artículos y siete libros. Es destacable el trabajo de Ríos-Casanova y colaboradores (2010), quienes estudiaron la estructura de la comunidad de artrópodos epífitos de la REPSA comparando sitios con vegetación abierta y cerrada. En sus resultados encontraron que no existen diferencias significativas en la abundancia y la diversidad de artrópodos entre ambos tipos de sitios, pero mostraron la existencia de efectos estacionales en la mayoría de los grupos taxonómicos de la comunidad, los cuales están relacionados con los cambios de vegetación asociados a la época del año. La mayor dominancia y riqueza específica de artrópodos se presentó en julio, seguido por agosto y septiembre. Razo-González (2013) encontró un fenómeno parecido al trabajar con artrópodos edáficos asociados a *Pittocaulon* (= *Senecio*) *praecox* (Asteraceae) en sitios con el mismo criterio de clasificación. La mayor abundancia en ambos tipos de sitios se presentó en el mes de julio, seguida de septiembre en los sitios abiertos, y por un grupo formado por agosto y septiembre en los sitios cerrados. De forma similar, Ruvalcaba-Sánchez y colaboradores (2009) reportaron valores máximos de diversidad, al realizar el estudio de invertebrados epífitos asociados a *Verbesina virgata* (Asteraceae), en el mes de julio, seguido por un grupo integrado por agosto y septiembre.

1.6 El efecto del color y el uso de trampas jabonosas en la colecta de artrópodos.

El color juega un papel fundamental como atractor para algunos insectos (Casper y La Pine, 1984; Cabello *et al.*, 2006). La presencia de fotorreceptores que tienen la capacidad de captar la luz en tres regiones del espectro (ultravioleta, azul y verde) les permite distinguir toda una variedad de combinaciones de color imperceptibles al ojo humano, dando lugar a un amplia gama de preferencias cromáticas para cada grupo (Carrasco *et al.*, 2004, Cabello *et al.*, 2006).

Las trampas jabonosas de color, conocidas como “bee bowls” o “pan traps” son pequeños recipientes plásticos de color en forma de tina, en los cuales se vierte una solución jabonosa que tiene la función de romper la tensión superficial del agua al momento en el insecto se posiciona sobre ella, de forma que caiga en el líquido y no pueda salir. Este tipo de trampas se han utilizado para el monitoreo y muestreo de artrópodos, en su mayoría áfidos, moscas y polinizadores, como abejas y avispas (Wilson *et al.*, 2008; LeBuhn *et al.*, 2013). Sin embargo, se ha registrado la presencia de varios órdenes de artrópodos capturados mediante este método (Capinera y Walmsley, 1978; Domínguez, 2009; Illescas, 2012), debido posiblemente a que estos recipientes funcionan a la vez como trampa de caída y como trampa de cebo, capturando también animales que de manera aleatoria caen sobre el agua o bien de manera activa al sentirse atraídos por el olor a miel del champú, la necesidad de tomar líquidos o por lo atractivo del color (Z. Cano-Santana, com. pers.). En este tipo de trampas se han probado varios colores, entre los que se encuentran el amarillo, el blanco, el naranja, el verde, el rojo, el morado y el azul, siendo el amarillo el que ha resultado ser el más eficaz de todos en cuanto a su efecto en coleópteros, dípteros, áfidos e himenópteros (De Barro, 1991; Leong y Thorp, 1999, Domínguez, 2009).

Por otro lado, las bandejas de color amarillo fluorescente y las blancas han resultado atractivas para algunos dípteros, mientras que los colores azul y rojo han funcionado para abejas y abejorros (respectivamente), así como para artrópodos edáficos y arbóreos (Barth, 1985; Southwood y Henderson, 2000). Por último, el color naranja se ha reportado útil para la captura de homópteros y áfidos (Capinera y Walmsley, 1978; Domínguez, 2009). A pesar de lo anterior, se sabe que puede existir variación en la eficiencia de captura (abundancia y riqueza) de los diferentes colores en ambientes distintos (Saunders y Luck, 2013), de modo que si se usan estas trampas para estudiar la comunidad de artrópodos, se debe elegir un diseño que use trampas de varios colores (Vrdoljak y Samways, 2012).

1.7 Justificación

Actualmente no existen registros de trabajos que involucren el manejo de la comunidad de artrópodos en la REPSA para evaluar el éxito de la restauración ecológica de sitios perturbados. El realizar este tipo de investigaciones puede generar a futuro nuevas herramientas para el campo de la conservación de comunidades y ecosistemas, resaltando la importancia de la interacción vegetación-animal para el monitoreo de los proyectos de restauración ecológica.

Debido a que la mayor cantidad de artrópodos en términos de riqueza y abundancia se encuentra en el periodo comprendido de julio a septiembre, consideramos que un muestreo sincrónico en ese lapso será suficiente para conocer la estructura de las comunidades de este grupo biológico. De este modo aseguramos capturar la mayor cantidad de ellos, y que las condiciones ambientales sean las mismas en todos los sitios.

Asimismo, se considera importante comprobar la existencia de preferencia diferencial de colores de los distintos grupos taxonómicos de artrópodos particularmente en la REPSA, lo que puede ser un antecedente del muestreo de comunidades usando trampas jabonosas de distintos colores como una forma de abarcar la mayor riqueza posible de especies en el sitio de estudio.

II. OBJETIVOS Y PREDICCIONES

El objetivo general de este trabajo consiste en determinar las diferencias en la estructura de las comunidades de artrópodos entre sitios conservados, perturbados y en proceso de restauración en la REPSA. Por otra parte, los objetivos particulares son los siguientes:

1. Evaluar el éxito de las acciones de restauración ecológica realizadas en diferentes zonas de la REPSA a través del análisis de la estructura (riqueza, abundancia y diversidad) y composición de sus comunidades de artrópodos.
2. Conocer el efecto del color sobre la eficiencia de captura de diferentes grupos de artrópodos en el caso particular de la REPSA.

Las predicciones que se formulan en este trabajo son las siguientes:

1. Debido a que los sitios perturbados tienen registros de disturbios recientes, los cuales modificaron la estructura de la vegetación y de la comunidad de artrópodos así como la disponibilidad de recursos aprovechables, se espera encontrar menor riqueza, abundancia y diversidad que en sitios conservados. Se espera que los sitios sujetos a restauración tengan valores intermedios de diversidad y abundancia.

2. Con base en la literatura, se espera que las trampas amarillas sean las que capturen mayor abundancia de organismos mostrando predominancia de himenópteros.

III. SITIO DE ESTUDIO

La REPSA está ubicada al suroeste de la ciudad de México en la Ciudad Universitaria de la UNAM, en la delegación Coyoacán (19° 20' 11'' norte, 99° 10' 15'' oeste; 2,292-2,365 m; Fig. 1) (Rojo y Rodríguez, 2002; Castillo-Argüero *et al.*, 2007). En la actualidad tiene una extensión de 273.3 ha que se distribuyen en 13 áreas de amortiguamiento y tres zonas núcleo (Cano-Santana *et al.*, 2008; Peralta y Prado, 2009).

El clima es templado subhúmedo con lluvias en verano, tiene una temperatura media anual de 15.6°C y una precipitación promedio anual de 833 mm con una distribución irregular a lo largo del año, pues se pueden distinguir dos épocas: una lluviosa de junio a octubre y otra de sequía de noviembre a mayo (Rzedowski, 1954).

El Pedregal de San Ángel es producto de la solidificación de los flujos de lava originados de la erupción del Xitle y conos adyacentes aproximadamente en el año 285 de nuestra era (Siebe, 2000) confirmando así al sitio un relieve topográfico pronunciado y de gran heterogeneidad espacial con una gran cantidad de microambientes, tales como grietas, sitios planos, oquedades, hondonadas, paredes, promontorios y cuevas que varían en forma y tamaño (Valiente-Banuet y de Luna, 1990; Rojo y Rodríguez, 2002; Peralta y Prado, 2009). El suelo es escaso y generalmente de origen eólico y orgánico con una profundidad promedio de $4.50 \pm e.e. 0.27$ cm (Cano-Santana y Meave, 1996), los suelos sobre el

sustrato basáltico suelen ser arenoso-limosos, pobres en nitrógeno y fósforo, poco ácidos y con gran cantidad de materia orgánica, potasio y calcio (Rzedowski, 1954).



Figura 1. Vista aérea de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y los polígonos que la constituyen. Modificado de UNAM (2005). Las zonas enmarcadas en rojo son las zonas núcleo en tanto que las enmarcadas entre líneas azules son las áreas de amortiguamiento.

El Pedregal de San Ángel presenta vegetación tipo matorral xerófilo, compuesto por un gran número de especies que en conjunto forman la asociación de *Pittocaulon* (= *Senecio*) *praecox* H. Rob. & Brettell cuyos estratos herbáceo y arbustivo están bien representados, mientras que el arbóreo es casi inexistente (Rzedowski, 1954).

En la REPSA, las especies más importantes en cuanto a la productividad primaria neta aérea (PPNA) en términos de biomasa son *Muhlenbergia robusta* Hitchc, *Verbesina virgata* Cav., *Buddleia cordata* Kunth, *Dahlia coccinea* Cav., *Echeveria gibbiflora* DC y *Manfreda scabra* (Ortega) McVaught; *Pitoccaulon* (=Senecio) *praecox*, sólo aporta el 4.9 % de la PPNA total (Cano-Santana, 1994).

IV. MÉTODOS

4.1 Descripción de los sitios de muestreo

Los sitios conservados en la REPSA tienen una gran heterogeneidad espacial debido al enfriamiento desigual de la lava del volcán Xitle, dando lugar a diferentes condiciones de suelo, humedad, temperatura y exposición a la luz (Peralta y Pradro, 2009) (Fig. 2). En estos sitios se pueden encontrar promontorios, grietas, oquedades, hondonadas y cuevas. En la mayoría de los casos la vegetación es cerrada y existe una menor radiación solar y por ello mayor humedad. Por su parte, los sitios perturbados (Fig. 3) se caracterizan por su vegetación abierta y por ser predominantemente planos; en ellos la radiación solar es constante y directa, por lo que la temperatura se eleva y la humedad es baja, además de que pueden contener material no consolidado como materia orgánica, basura y desechos de jardinería y construcción.



Figura 2. Aspecto de un sitio conservado en la REPSA en 2013. Foto: E. Farfán-Beltrán.



Figura 3. Aspecto de un sitio perturbado en la REPSA en 2013. Foto: E. Farfán-Beltrán.

La A8 (Fig. 4) tiene una extensión de 3 ha, 884 m²; sin embargo, sólo se trabajó en una hondonada de 0.5 ha localizada al noreste, la cual fue afectada por la acumulación de desechos orgánicos, cascajo y basura durante más de una década; en ella se encontraban

establecidas y con gran abundancia especies exóticas como *Pennisetum clandestinum* Hochst. ex Chiov (Poaceae) y *Eucalyptus camaldulensis* Denhn (Myrtaceae). En este sitio se realizaron acciones de restauración ecológica que iniciaron el año 2005 y a las cuales actualmente se les hace seguimiento. Dichas actividades han consistido en retirar especies exóticas, sustrato y basura con el fin de recuperar el sustrato basáltico original, además de la introducción de más de 250,000 semillas y 430 plántulas de especies nativas (Antonio-Garcés, 2008, Antonio-Garcés *et al.*, 2009).



Figura 4. Detalle de la A8 en noviembre de 2013. Foto: E. Farfán-Beltrán.

La A11 (Fig. 5) se encuentra al costado norte del jardín xerófito demostrativo de la REPSA, colindando con la zona núcleo poniente de la REPSA. Tiene una superficie de 2.250 m² y está dividida por un camino en dos porciones. Este sitio estuvo sujeto a disturbio en el periodo de diciembre del 2004 a enero del 2005 por la remoción de la cubierta vegetal, la extracción del sustrato basáltico y posteriormente el aplanamiento y relleno de la zona para la construcción de un estacionamiento que fue cancelado. Las

acciones de restauración ecológica en el sitio han tenido lugar desde 2005 y han consistido en la remoción de tierra, cascajo, basura y especies exóticas, así como la introducción de cantos basálticos de diferente diámetro, de modo que las especies nativas se puedan asentar y desarrollar (Antonio-Garcés *et al.*, 2009; Villeda-Hernández, 2010; González-Rebeles, 2012). Actualmente se continúa haciendo control de especies exóticas, en particular de plantas del género *Eucalyptus*.



Figura 5. Detalle de la A11 en noviembre del 2013. Foto: E. Farfán-Beltrán.

El sitio ubicado en la Zona Núcleo Sur Oriente, el cual se ha considerado para efectos de este trabajo como sitio de restauración pasiva (RP; Fig. 6) era un lugar aplanado y recubierto de tierra que se comunicaba con una vereda que atraviesa el polígono del área de protección. En el año 2007 se realizó el depósito de roca basáltica fragmentada, lo que permite el asentamiento de la comunidad vegetal nativa a largo plazo (Estañol-Tecuatl, 2014).



Figura 6. Detalle de la zona RP en noviembre del 2013. Foto: E. Farfán-Beltrán.

4.2 Muestreo de artrópodos

4.2.1. *Descripción del muestreo.* Se eligieron 11 sitios de muestreo en la REPSA. Cuatro de ellos son sitios perturbados: Mesa vibradora (MV), Torre del vigía (TV), Facultad de Ciencias (FC), y Museo *Universum* perturbado (UP); tres de ellos son sitios que se consideran sujetos a restauración ecológica: A8, A11 y RP; cuatro de ellos fueron sitios conservados que se tomaron como referencia: Zona núcleo poniente (ZN), Espacio Escultórico Conservado (EPC), Museo *Universum* conservado (UC) y Brecha 2 (B2) (Fig. 7).

El 7 de septiembre de 2013 se colocaron ocho trampas jabonosas (dos de cada color; ver abajo) en cada sitio a lo largo líneas de 80 m, con 10 m de separación entre ellas y a 7 m del sendero como una medida para evitar efectos de borde. La distribución de las trampas sobre las líneas se realizó de manera aleatoria. Las trampas operaron por 540 min, de las 8:00 a las 17:00 h y se retiraron en el mismo orden en el que fueron colocadas.

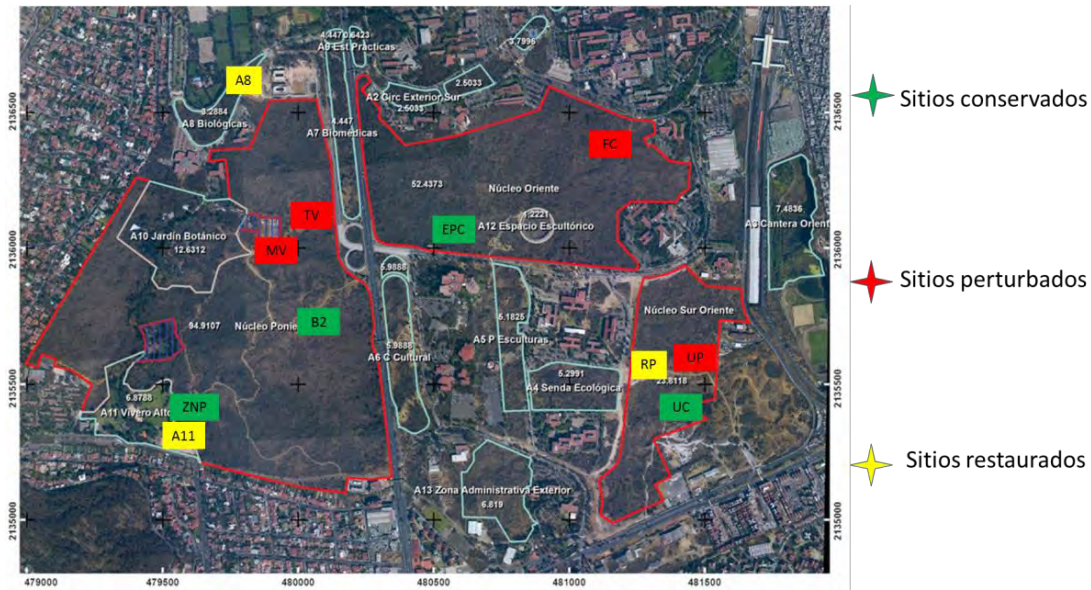


Figura 7. Sitios de muestreo en la REPSA.

4.2.2. *Características de las trampas.* Las trampas consistieron en bandejas de 17.5 cm de ancho por 9 cm de profundidad, a las que se les agregó 125 ml de una solución de champú *Magicolor®* con aroma a miel al 5%. Los colores empleados fueron amarillo girasol, amarillo fluorescente, naranja y blanco (Fig. 8). De acuerdo a la nomenclatura de Munsell (1905), los valores de tono, luminosidad y saturación para cada color empleado son 35/131/194, 65/131/141, 8/149/240 y 126/218/66, respectivamente, existiendo dos trampas por color en cada sitio. En total se usaron 88 bandejas.



Figura 8. Colores de las trampas jabonosas. Foto: D. Fernández y Fernández.

4.3. Trabajo de laboratorio.

El material colectado se conservó en frascos con alcohol al 75%. Cada ejemplar se identificó con ayuda de un microscopio estereoscópico al nivel taxonómico más fino posible. Para este propósito se usaron las claves de Herring y Ashlock (1971), McAlpine y colaboradores (1981), y Triplehorn y Johnson (2005). Todos los individuos fueron determinados al menos a nivel de familia. En caso de no poder hacer una determinación más fina, se usó el criterio de morfoespecie.

4.4 Análisis de los datos.

Para saber si existen diferencias en la diversidad se calculó el índice de diversidad de Shannon-Weaver (Shannon y Weaver, 1949) por tipo de sitio, debido a que es un índice ampliamente usado en estudios que comparan comunidades en sitios con diferentes rasgos (Moreno *et al.*, 2011).

Para comparar diferencias en la riqueza se calculó la riqueza estimada de Chao1 *sensu* Colwell y Coddinton (1994) por tipo de sitio, la cual ofrece una estimación aproximada del número de especies presentes en un sitio, aun cuando no se capturaron debido a su rareza (Escalante, 2003). El estimador de Chao1 toma en cuenta la presencia de organismos encontrados en una sola muestra (*singletons*) y en dos muestras (*doubletons*), de modo que se puede estimar la riqueza a través de la siguiente fórmula (Colwell y Coddinton, 1994):

$$S_{estimada} = S_{observada} + \left(\frac{F^2}{2G} \right)$$

donde S = riqueza, F = número de *singletons*, y G = número de *doubletons*.

A los valores del índice de Shannon y de la riqueza estimada de Chao1 se les calcularon los intervalos de confianza al 95% por percentiles mediante un remuestreo *bootstrap* en el paquete estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2008), de modo que si existe solapamiento entre los intervalos de confianza se pueda decir que los parámetros son iguales estadísticamente (Moreno *et al.*, 2011).

Para evaluar posibles diferencias en la abundancia total de ejemplares entre tipos de sitio se realizó una prueba de Kruskal-Wallis en SPSS 21 (IBM Corp., 2012).

A fin de conocer la ordenación de los sitios, en relación a las abundancias de las morfoespecies se realizó un análisis de correspondencia (CA) mediante el paquete *ca* de R (Nenadic y Greenacre, 2007; Greenacre, 2008) En este método de análisis se realiza una transformación de los datos originales de las especies para obtener así los ejes de una representación gráfica que consisten en variables no correlacionadas entre sí. Éstos se organizan de manera decreciente, por lo que los primeros explicarán la mayor parte de la variación en los datos, a través de una medida conocida como estrés (Greenacre, 2008).

Se realizó también un dendrograma basado en la matriz generada usando el inverso del coeficiente de disimilitud de Bray-Curtis, ya que con él es posible agrupar los sitios con base en comparaciones de abundancia y riqueza de las especies presentes (Herrera, 2000). Sobre la matriz resultante, se realizó un análisis de similitud (ANOSIM). Dicho análisis compara los valores resultantes de cualquier método en el que se calculen distancias, y lo hace entre factor e intra factor (Clarke, 2001) a través de la siguiente fórmula:

$$R = \frac{(\bar{r}_b - \bar{r}_w)}{\frac{1}{2}M}$$

donde \bar{r}_b es el promedio del rango de distancias entre factor; \bar{r}_w es el promedio de rango de distancias intra factor; y $M = \frac{n(n-1)}{2}$, siendo n el número de muestras.

Dado que en este caso el factor fue el tipo de sitio, fue posible saber si existen diferencias estadísticas entre ellos. Lo anterior se realizó en el programa PRIMER V6 (Clarke y Gorle, 2006).

Para determinar si existían diferencias entre los distintos colores sobre la eficiencia de captura, se hicieron ANdeVAs sobre la abundancia de morfoespecies/trampa y la abundancia de ejemplares/trampa, transformando los datos como $\sqrt{(x + 0.5)}$ por tratarse de datos discretos (Zar, 1999). Las diferencias significativas fueron seguidas de pruebas de Tukey mediante el programa SPSS 21.

Para conocer la preferencia por los distintos órdenes de artrópodos hacia los cuatro colores se realizó una prueba de χ^2 a través de un cuadro de contingencia, empleando a los colores como columnas y a los órdenes como filas. Posteriormente, se realizó una prueba de residuos estandarizados para conocer qué órdenes están sobre representados en qué color (Pita y Pértega, 2004) con ayuda del programa SPSS 21.

V. RESULTADOS

5.1. Composición y distribución

Se encontraron 868 ejemplares de 159 morfoespecies pertenecientes a 77 familias, 10 órdenes y tres subphyla (Cuadro 2). Sin embargo, debido a que los subórdenes Heteroptera y Homoptera desempeñan papeles ecológicos diferentes (Z. Cano-Santana, com. pers.) se consideraron como dos órdenes diferentes. Lo anterior se consideró debido a que todos los homópteros son fitófagos, y la mayoría de ellos que se alimentan sólo del parénquima o savia de las plantas hospederas (Waloff, 1980), en tanto que los heterópteros pueden ser carnívoros, hematófagos o fitófagos, y estos últimos suelen alimentarse de diferentes tejidos tales como semillas, brotes de flores o incluso polen (Schuh y Slater, 1995)

El número de morfoespecies de cada orden registrado en cada sitio se ha resumido en la Cuadro 3. Los órdenes Diptera, Homoptera e Hymenoptera se registraron en todos los sitios, en tanto que Blattodea se registró sólo en ZN. Los coleópteros se registraron en diez sitios; los arácnidos en nueve; los tisanópteros en ocho; los heterópteros en seis; los ortópteros en cuatro; los lepidópteros en tres y los isópteros en dos.

El número de morfoespecies por sitio va de 13 a 49, siendo el sitio más rico A8, en tanto que el de menor riqueza de morfoespecies es A11; sin embargo, este último es el que presentó mayor abundancia, con 133 registros, en tanto que el sitio RP registró el menor número de ejemplares, con 38 registros. El sitio EPC presenta el valor más bajo de riqueza de familias con 11, mientras que los sitios A8 y MV son los que mayor número de familias presentan, con 31 (Fig. 9).

Cuadro 1. Lista de especies y morfoespecies registradas en cuatro sitios conservados, cuatro perturbados y tres sujetos a restauración en la REPSA. Las marcas colocadas en las casillas SC, SR y SP corresponden a especies registradas en sitios conservados, sujetos a restauración ecológica o perturbados, respectivamente.

Subphylum	Orden	Familia	Morfoespecie/especie	SC	SR	SP	
Cheliceromorpha	Arachnida	Lycosidae	Lycosidae I		x	x	
			Lycosidae II		x	x	
			Nesticidae I			x	
			Oxyopidae I		x	x	
			Salticidae I		x		
			Salticidae II			x	
			Salticidae III			x	
			Salticidae IV			x	
		Theriidae I		x			
		Thomisidae I				x	
		Thomisidae II			x		
Crustacea	Isopoda	Oniscidea	Oniscidea I			x	
			Oniscidea II			x	
Hexapoda	Blattodea	Polyphagidae	Polyphagidae I	x			
	Coleoptera	Bruchidae	<i>Dahlbruchus nezahualcoyotli</i>	x			
		Carabidae	Carabidae I			x	
		Cerambycidae	Cerambycidae I			x	
		Coccinelidae	Coccinelidae I		x		x
			Coccinelidae II		x		
		Cucujidae	Cucujidae I		x		x
		Curculionidae	Curculionidae I				x
			Curculionidae II				x
		Megalopodidae	Megalopodidae I			x	x
		Melyridae	Melyridae I		x	x	x
			Melyridae II		x		x
			Melyridae III		x	x	x
		Nitidulidae	Nitidulidae I				x
		Staphylinidae	Staphylinidae I				x
			Staphylinidae II		x		
			Staphylinidae III				x
			Staphylinidae IV				x
		Diptera	Agromyzidae	Agromyzidae I			
Anthomyiidae	Anthomyiidae I				x		
	Anthomyiidae II				x		
Asilidae	Asilidae I					x	

Cuadro 1 (continúa)

Subphylum	Orden	Familia	Morfoespecie/especie	SC	SR	SP
Hexapoda	Diptera	Bibionidae	Bibionidae I	x	x	x
			Bibionidae II		x	
		Ceratopogonidae	Ceratopogonidae I		x	x
			Ceratopogonidae II	x	x	
		Chironomidae	Chironomidae I	x		
			Chironomidae II		x	
		Culicidae	Culicidae I			x
		Curtonotidae	Curtonotidae I	x	x	x
			Curtonotidae II	x	x	
		Dolichophoridae	Dolichophoridae I	x	x	x
			Dolichophoridae II	x	x	
		Empididae	Empididae I	x	x	
			Empididae II	x	x	
			Empididae III	x		x
			Empididae IV			x
		Heleomyzidae	Heleomyzidae I		x	x
			Heleomyzidae II			x
		Lauxanidae	Lauxanidae I	x		
		Muscidae	Muscidae I	x	x	
			Muscidae II	x	x	x
			Muscidae III			x
			Muscidae IV		x	
		Phoridae	Phoridae I	x	x	x
			Phoridae II	x	x	x
			Phoridae III	x	x	x
		Scatophagidae	Scatophagidae I	x		x
		Scatopsidae	Scatopsidae I	x		x
		Sciaridae	Sciaridae I	x	x	x
			Sciaridae II	x	x	x
			Sciaridae III		x	x
			Sciaridae IV		x	x
			Sciaridae V		x	
		Simuliidae	Simuliidae I	x	x	x
		Sphaeroceridae	Sphaeroceridae I	x		
			Sphaeroceridae II		x	
			Sphaeroceridae III		x	
		Stratiomyidae	Stratiomyidae I			x
		Syrphidae	Syrphidae I	x	x	

Cuadro 1. (Continúa)

Subphylum	Orden	Familia	Morfoespecie/especie	SC	SR	SP	
Hexapoda	Diptera	Tachinidae	Tachinidae I			x	
			Tachinidae II	x			
			Tachinidae III		x		
		Tephritidae	Tephritidae I			x	
		Thaumaleidae	Thaumaleidae I			x	
		Therevidae	Therevidae I			x	
		Heteroptera	Lygaeidae	Lygaeidae I		x	
				Lygaeidae II	x		x
			Schizopteridae	Schizopteridae I		x	x
			Tingidae	Tingidae I		x	
	Homoptera	Aphididae	Aphididae I	x	x	x	
			Cercopidae		x	x	
		Cicadellidae	Cercopidae II	x			
			Cicadellidae I	x	x	x	
			Cicadellidae II	x	x	x	
			Cicadellidae III	x	x	x	
			Cicadellidae IV	x	x	x	
			Cicadellidae V	x			
			Cicadellidae VI	x			
			Cicadellidae VII	x	x	x	
Cicadellidae VIII			x		x		
Cicadellidae IX					x		
Cicadellidae X					x		
Cicadellidae XI			x				
Cicadellidae XII					x		
Cicadellidae XIII					x		
Cicadellidae XIV				x			
Cicadellidae XV					x		
Cicadellidae XVI					x		
Cicadellidae XVII					x		
Cicadellidae XVIII			x				
Cicadellidae XIX			x				
Cicadellidae XX			x				
Cixiidae	Cixiidae I	x	x	x			
Delphacidae	Delphacidae I	x		x			
	Delphacidae II		x	x			
Derbidae	Derbidae I		x	x			
Psyllidae	<i>Glycaspis brimblecombei</i>	x	x	x			

Cuadro 1. (Continúa)

Subphylum	Orden	Familia	Morfoespecie/especie	SC	SR	SP	
Hexapoda	Hymenoptera	Apidae	<i>Apis mellifera</i>	x		x	
		Bethylidae	Bethylidae I			x	
		Braconidae	Braconidae I	x	x		
			Braconidae II	x		x	
			Braconidae III	x			
			Braconidae IV	x			
			Ceraphronidae	Ceraphronidae I		x	x
		Diapriidae	Diapriidae I	x	x	x	
			Diapriidae II	x			
			Diapriidae III	x			
			Diapriidae IV	x			
		Encyrtidae	Encyrtidae I			x	
			Encyrtidae II			x	
			Encyrtidae III			x	
		Figitidae	Figitidae I	x			
			Figitidae II	x			
			Figitidae III			x	
		Formicidae	Formicidae I			x	
			Formicidae II			x	
			Formicidae III	x		x	
			Formicidae IV			x	
		Ichneumonidae	Ichneumonidae I			x	
			Ichneumonidae II	x	x	x	
			Ichneumonidae III	x	x	x	
			Ichneumonidae IV			x	
			Ichneumonidae V			x	
		Liopteridae	Liopteridae I				x
			Liopteridae II			x	
		Mymaridae	Mymaridae I			x	x
			Mymaridae II	x			
			Mymaridae III				x
		Pergidae	<i>Acordulecera</i> sp.	x			x
		Platygastridae	Platygastridae I				x
		Pompiliidae	Pompiliidae I	x			
			Pompiliidae II				x
		Protoctrupidae	Protoctrupidae I				x
		Pteromalidae	Pteromalidae I	x			
			Pteromalidae II	x			

Cuadro 1. (Continúa)

Subphylum	Orden	Familia	Morfoespecie/especie	SC	SR	SP	
Hexapoda	Hymenoptera		Pteromalidae III	x			
			Scelionidae	Scelionidae I	x		
			Tenthredinidae	Tenthredinidae I			x
			Tetracampidae	Tetracampidae I	x	x	
			Torymidae	Torymidiae I	x		
	Lepidoptera	Arctiidae	Arctiidae I		x	x	
		Geometridae	Geometridae I	x			
	Orthoptera	Pyrgomorphidae	<i>Sphenarium purpurascens</i>	x		x	
	Thysanoptera	Thripidae		Thripidae I	x	x	x
				Thripidae II	x	x	x

Cuadro 2. Número de morfoespecies y de familias por orden capturados en la REPSA mediante trampas jabonosas de colores

Orden	Número de morfoespecies	Número de familias
Diptera	48	25
Hymenoptera	43	20
Homoptera	28	7
Coleoptera	17	10
Arachnida	11	6
Heteroptera	4	3
Thysanoptera	2	1
Lepidoptera	2	2
Isopoda	2	1
Blattodea	1	1
Orthoptera	1	1

Cuadro 3. Número de morfoespecies por orden capturados en once sitios seleccionados en la REPSA. Dip= Diptera, Hom=Homoptera, Hym=Hymenoptera, Col=Coleoptera, Ara=Arachnida, Thy=Thysanoptera, Het=Heteroptera, Lep=Lepidoptera, Aca=Acari, Iso=Isopoda, Ort=Orthoptera. Los sitios señalados en color rojo son perturbados; los amarillos son los sitios sujetos a restauración y los señalados en verde son conservados.

Sitio	Órdenes										
	Dip	Hom	Hym	Col	Ara	Thy	Het	Ort	Lep	Iso	Bla
FC	10	6	4	3	2	1	-	-	1	-	-
MV	9	11	9	7	1	-	1	1	-	-	-
TV	10	10	7	5	2	1	-	1	-	2	-
UP	8	12	4	7	3	1	1	1	-	1	-
A8	22	11	10	2	2	-	1	-	1	-	-
A11	7	2	1	-	1	1	1	-	-	-	-
R3	9	6	5	1	4	1	2	-	-	-	-
B2	10	8	7	4	1	-	1	1	1	-	-
EPC	5	4	2	3	-	1	-	-	-	-	-
UC	9	4	14	2	1	1	-	-	-	-	-
ZN	10	6	7	5	-	1	-	-	-	-	1

5.2. Comparación de la riqueza, diversidad y abundancia entre tipos de sitio

No se encontraron diferencias significativas entre tipos de sitios por su riqueza estimada de morfoespecies (Figura 10) ni por su diversidad medida con el índice de Shannon (Figura 11). La riqueza de Chao máxima estimada fue de 289 morfoespecies para los sitios perturbados, 306 para los sujetos a restauración y 241 para los conservados, en tanto que los valores de diversidad de Shannon para cada tipo de sitio fueron de 2.95 para los sitios perturbados, 2.41 para aquellos sujetos a restauración y 3.18 para los conservados.

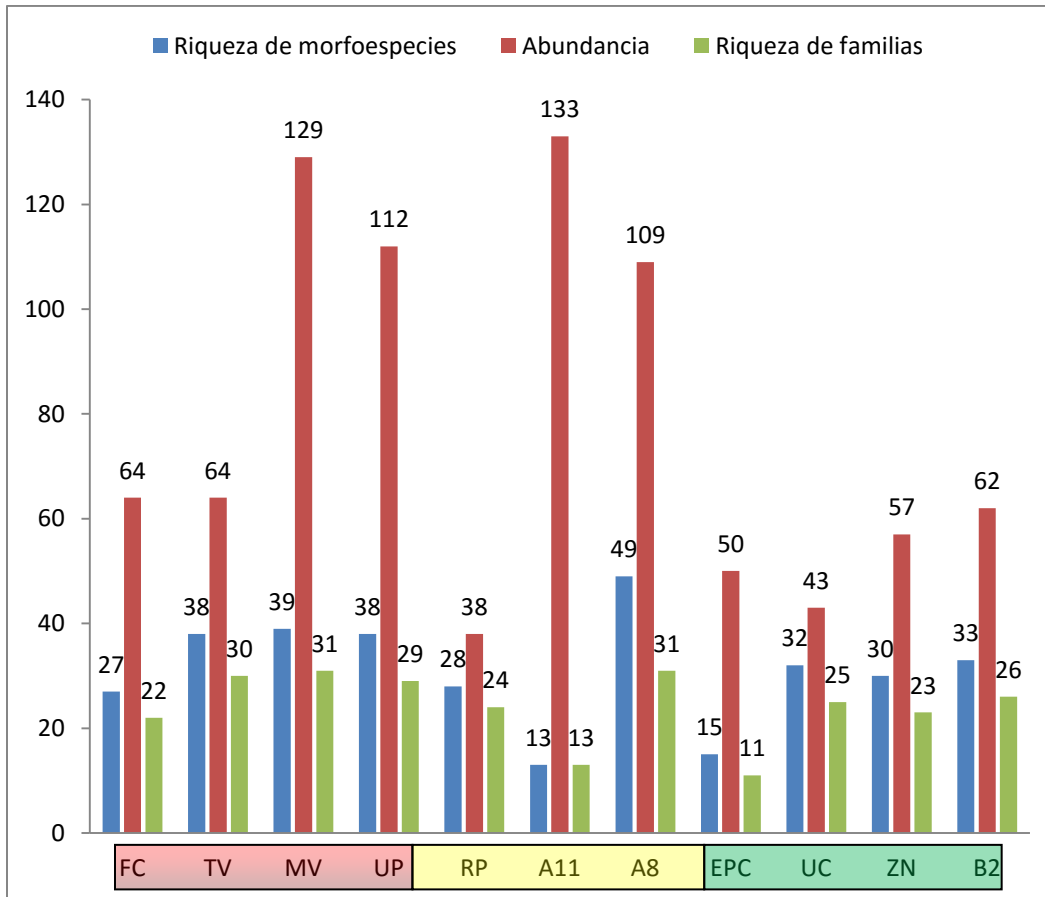


Figura 9. Riqueza de morfoespecies, abundancia y riqueza de familias de artrópodos capturados en once sitios seleccionados de la REPSA. Los sitios cuyo nombre se encuentra en el cuadro rojo son perturbados; los que están en el cuadro amarillo son sitios sujetos a restauración ecológica y los que están en el cuadro verde son sitios conservados.

Por otro lado, tampoco se encontraron diferencias significativas entre tipos de sitio en la abundancia de artrópodos (prueba de Kruskal-Wallis: $\chi^2=3.866$, g.l. =2, $P = 0.145$, $\bar{x}=78.27 \pm 35.27$ D.E.)

5.3 Análisis de la composición

El análisis de correspondencia realizado explica el 33.1% de la dispersión: el eje 1 el 19.8% y el 2 el 13.3% adicional. Los sitios conservados tienen valores negativos del eje 2, en tanto que los perturbados y los sujetos a restauración presentan valores positivos en esta misma

dimensión (Figura 12). Todos los sitios, salvo A11 y A8 se encuentran dentro de los valores positivos del eje 1. El sitio RP -sujeto a restauración- está embebido dentro de los sitios perturbados (Figura 12).Cuadro

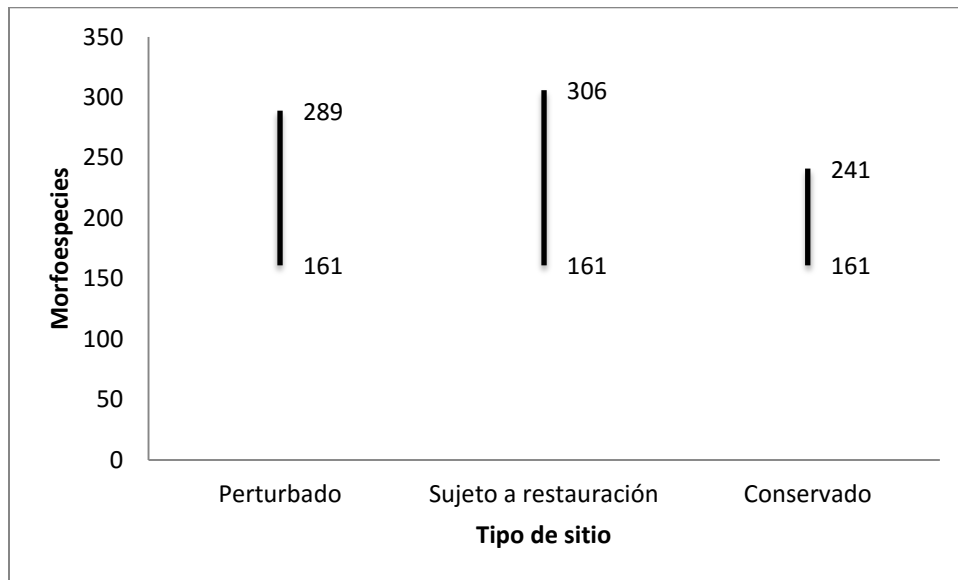


Figura 10. Límites inferior y superior de la riqueza de morfoespecies estimada mediante el índice de Chao1 (Colwell y Coddinton, 1994).



Figura 11. Límites inferior y superior de diversidad estimada por el índice de Shannon

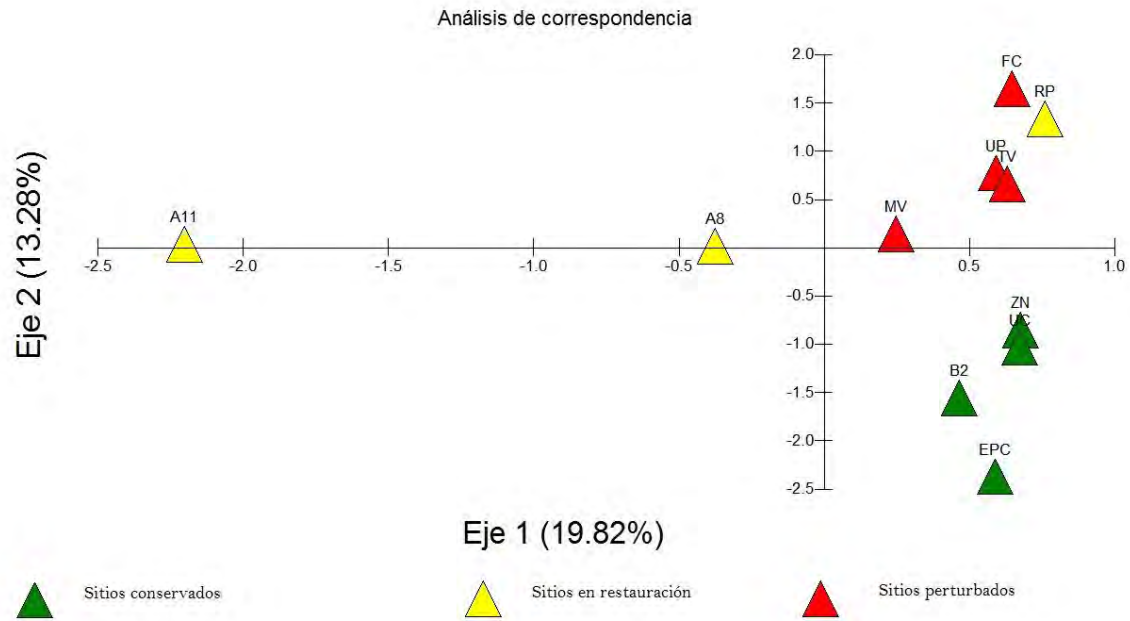


Figura 12. Representación de cada sitio en los primeros dos ejes obtenidos por un análisis de correspondencia.

Se encontraron 41 morfoespecies que contribuyen de manera significativa a la posición de los sitios en el mapa, pues en cada una de ellas se concentra más de la media de la inercia total del modelo (Cuadro 4).

Cuadro 4 Morfoespecies que mayor inercia aportan al mapa del análisis de correspondencia. Se señalan en negritas las cuatro morfoespecies con mayor inercia.

Orden	Morfoespecie/especie	Inercia (%)	<i>r</i> con eje 1	<i>r</i> con eje 2
Arachnida	Salticidae I	0.7	0.16	0.08
Coleoptera	Melyridae I	0.7	0.41	0.27
Coleoptera	Melyridae II	0.8	0.25	-0.31
Coleoptera	Curculionidae I	1.3	0.22	0.25
Coleoptera	Megalopodidae I	0.9	0.08	0.00
Coleoptera	Coccinelidae I	0.8	0.32	-0.03
Coleoptera	Melyridae III	0.8	0.34	-0.21
Coleoptera	<i>Dahlibruchus nezahualcoyotli</i>	1.3	0.23	-0.61
Diptera	Heleomyzidae I	0.8	0.29	0.37

Cuadro 4. (Continúa)

Orden	Morfoespecie/especie	Inercia (%)	<i>r</i> con eje 1	<i>r</i> con eje 2
Diptera	Curtonotidae I	1.0	0.37	0.05
Diptera	Muscidae II	4.1	0.18	-0.41
Diptera	Simuliidae I	0.8	0.38	0.00
Diptera	Chironomidae II	14.5	-0.99	0.00
Diptera	Phoridae II	1.2	0.22	-0.03
Diptera	Syrphidae I	1.2	0.00	-0.19
Diptera	Scatopsidae I	0.7	0.27	0.02
Diptera	Sciaridae II	1.1	0.16	-0.29
Diptera	Scatophagidae I	1.2	0.19	-0.27
Heteroptera	Tingidae I	0.7	0.16	0.08
Heteroptera	Lygaeidae I	0.7	0.16	0.08
Homoptera	Cicadellidae I	1.4	0.43	0.40
Homoptera	Cicadellidae II	1.3	0.45	0.43
Homoptera	Cicadellidae III	1.3	0.44	0.48
Homoptera	Derbidae I	0.8	0.39	0.58
Homoptera	Aphididae I	1.0	0.51	0.01
Homoptera	Cicadellidae IV	1.7	0.34	-0.80
Homoptera	Cicadellidae VI	0.9	0.18	-0.05
Homoptera	Cicadellidae XI	0.8	0.13	-0.19
	<i>Glycaspis</i>			
Homoptera	<i>brimblecombei</i>	1.3	-0.12	0.00
Hymenoptera	Formicidae I	0.7	0.16	0.08
Hymenoptera	Mymaridae I	0.7	0.25	0.32
Hymenoptera	Formicidae II	0.7	0.16	0.08
Hymenoptera	Ichneumonidae I	0.7	0.16	0.08
Hymenoptera	Braconidae II	1.0	0.23	-0.01
Hymenoptera	Diapriidae II	0.7	0.23	-0.24
Hymenoptera	<i>Acordulecera sp</i>	1.1	0.24	-0.15
Hymenoptera	Ichneumonidae II	1.3	0.19	0.01
Hymenoptera	Figitidae I	1.2	0.15	-0.06
Hymenoptera	Torymidae I	1.2	0.15	-0.06
Hymenoptera	Ichneumonidae III	1.1	-0.03	-0.05

Por la riqueza y abundancia de las morfoespecies, los tipos de sitio difieren significativamente entre sí (ANOSIM: $R = 0.443$, $P = 0.002\%$; Cuadro 5). Los sitios sujetos a restauración no difieren de los perturbados pero sí de los conservados; asimismo, los sitios perturbados difirieron de los conservados.

Cuadro 5. ANOSIM que compara la composición de la comunidad de artrópodos entre tipos de sitio. El asterisco señala los valores de $P < 0.05$.

Tipos de sitio comparados	R	P
En restauración y perturbados	0.074	0.371
En restauración y conservados	0.556	0.029*
Conservados y perturbados	0.708	0.029*

Los sitios conservados y perturbados se separan en dos grupos (Figura 13) similares entre sí en aproximadamente 15%. Los sitios sujetos a restauración, salvo A11, se parecen más a los sitios perturbados que a los conservados, aunque A11 sólo se parece en cerca del 5% al resto de los sitios (Figura 13). Los sitios conservados se parecen entre sí al menos en un 20%, en tanto que los sitios perturbados más A8 y RP se parecen entre sí en al menos un 25%. Los sitios más parecidos entre sí son RP y TV, que tienen un 40% de similitud. El cuadro de similitud arrojada mediante el inverso del índice de Bray-Curtis se muestra en el Anexo.

5.4. El efecto del color de las trampas

Los órdenes Diptera, Homoptera, Hymenoptera, Coleoptera, Arachnida, Thysanoptera y Orthoptera se encontraron presentes en todos los colores, en tanto que Blattodea sólo se encontró en un color de trampas (Cuadro 6).

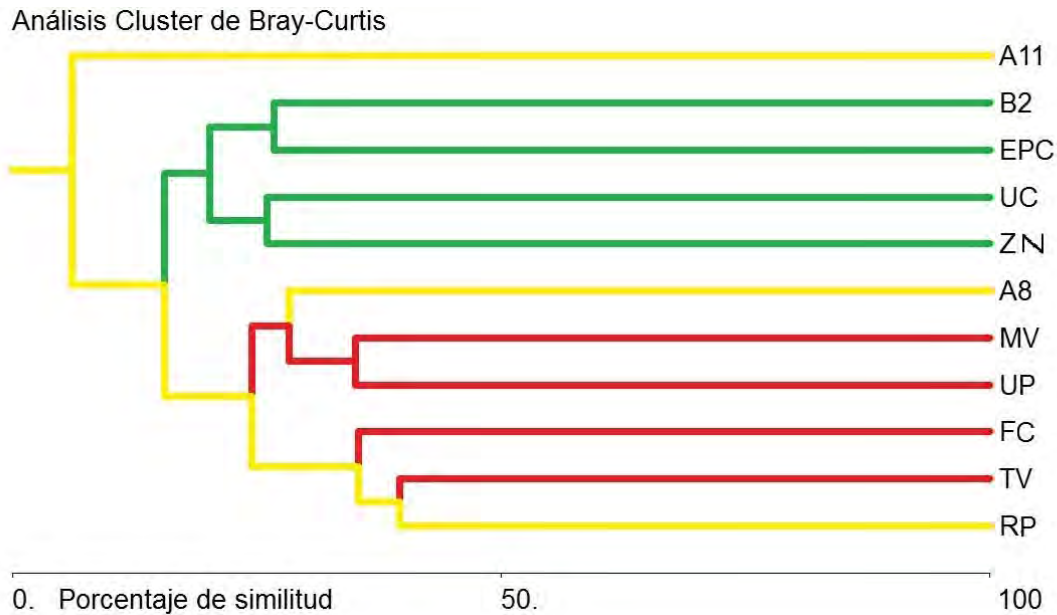


Figura 13. Representación de cada sitio en un *cluster* generado con el inverso del índice de disimilitud de Bray-Curtis.

El orden más abundante en las trampas de color amarillo fluorescente, amarillo girasol y blanco fue Diptera, con 30, 21 y 24 morfoespecies, respectivamente, en tanto que para el color naranja fue Homoptera, con 14 morfoespecies. El color amarillo fluorescente fue el que más registros obtuvo para morfoespecies, abundancia y número de familias, seguido por los colores amarillo girasol, blanco y naranja (en ese orden), salvo por la abundancia del color naranja que fue ligeramente superior a la de blanco, con 119 sobre 112 registros (Fig. 14).

Se encontró un efecto significativo del color sobre la abundancia de artrópodos por trampa ($F = 13.052$, g.l. = 3, $P < 0.001$) y sobre la abundancia de morfoespecies por trampa ($F = 12.867$, g.l. = 3, $P > 0.5$), siendo el color amarillo fluorescente el más eficiente en estos términos. En la figura 15 se muestran los resultados de la prueba de Tukey.

Cuadro 6. Número de morfoespecies por orden capturados en trampas de distinto color. Dip= Diptera, Hom= Homoptera, Hym= Hymenoptera, Col= Coleoptera, Ara= Arachnida, Thy= Thysanoptera, Het= Heteroptera, Lep= Lepidoptera, Iso= Isopoda, Ort= Orthoptera; AF= Amarillo fluorescente, AG= Amarillo girasol.

Colores	Ordenes										
	Dip	Hom	Hym	Col	Ara	Thy	Het	Lep	Iso	Bla	Ort
AF	30	22	27	10	4	2	2	-	2	-	1
AG	21	18	20	9	5	2	4	2		-	1
Blanco	24	5	5	9	3	1		-	-	1	1
Naranja	13	14	8	4	3	1	-	1	1	-	1

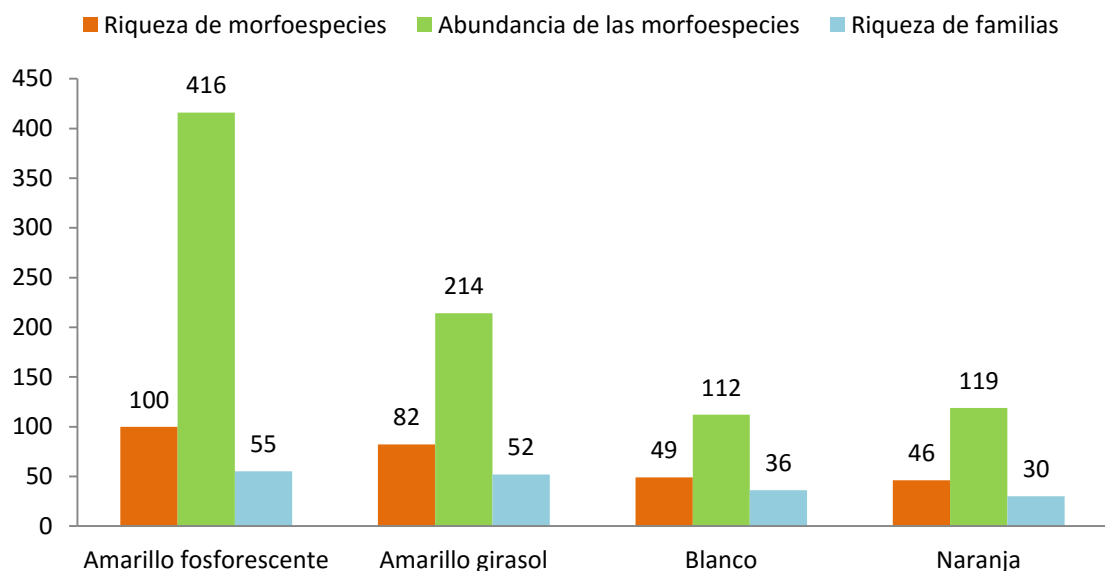


Figura 14. Riqueza de morfoespecies, abundancia y riqueza de familias de artrópodos por color de la trampa, capturados en once sitios seleccionados de la REPSA.

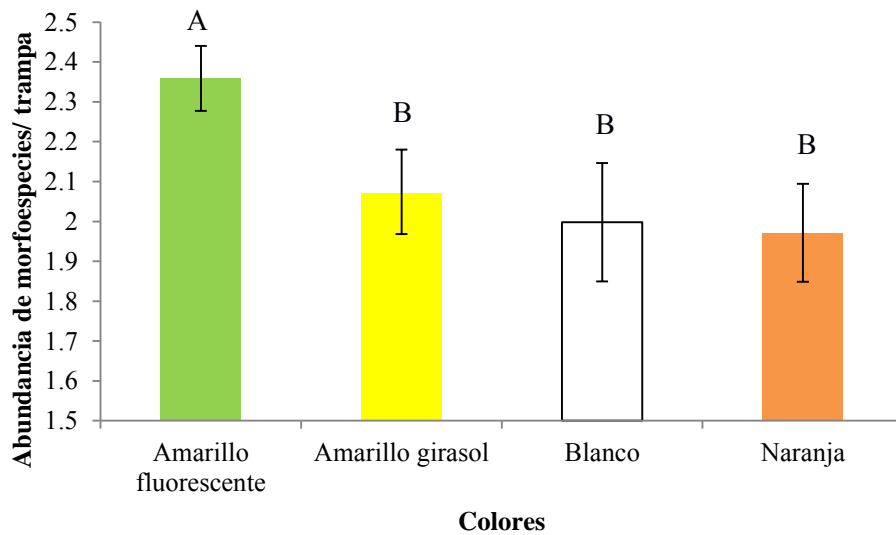
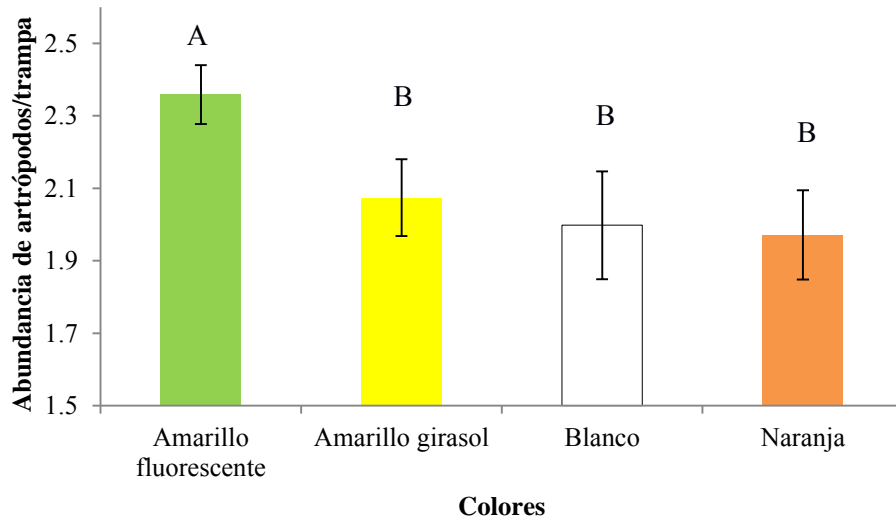


Figura 15. Eficiencia de captura medida por la abundancia artrópodos/trampa (arriba) y de morfoespecies/trampa (abajo) en cada color. Las líneas indican el error estándar en tanto que letras diferentes indican diferencias significativas.

Debido a que al realizar la prueba de χ^2 los órdenes Blattodea, Heteroptera, Isoptera, Lepidoptera, Orthoptera y Thysanoptera tuvieron cada uno menos datos esperados a cinco, para cumplir los requisitos de la prueba fueron agrupados bajo el nombre de “otros”. Dicha

prueba mostró que la frecuencia con que se atrapan distintos órdenes de artrópodos en las trampas jabonosas depende del color de la misma ($\chi^2 = 93.7$, g.l. = 15, $P < 0.001$). Las trampas de color amarillo fluorescente atraparon más dípteros que los esperados según el cuadro de contingencia, pero menos arácnidos, homópteros y “otros” (Fig. 15). Por otro lado, las trampas de color amarillo girasol capturaron más homópteros, pero menos dípteros que los esperados (Fig. 16). Las trampas de color blanco, por su parte, capturaron más arañas, pero menos himenópteros que los esperados (Fig. 17). Finalmente, las trampas de color naranja capturaron más homópteros, más artrópodos de la categoría “otros” y menos dípteros que los esperados (Fig. 18).

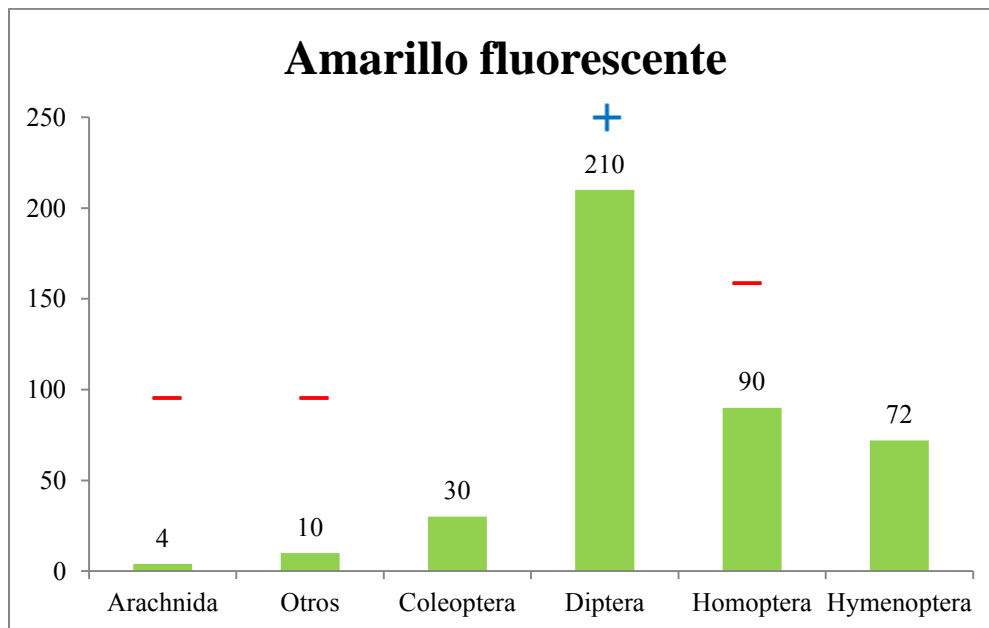


Figura 15. Abundancia de órdenes capturados con trampas de color amarillo fluorescente. Los signos positivo y negativo señalan los órdenes que presentan más o menos organismos que los esperados por azar.

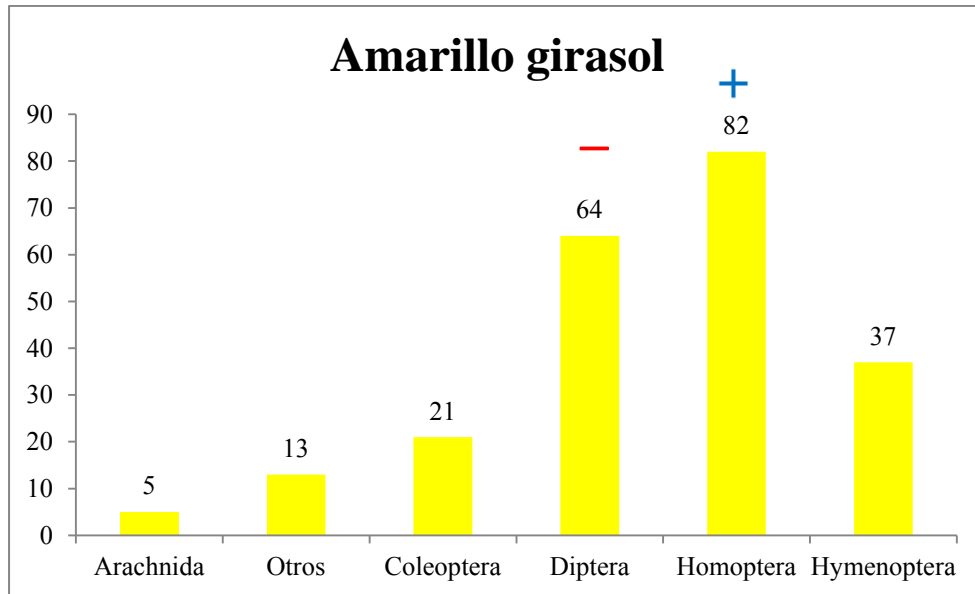


Figura 16. Abundancia de órdenes capturados con trampas de color amarillo girasol. Los signos positivo y negativo señalan los órdenes que presentan más o menos organismos que los esperados por azar.

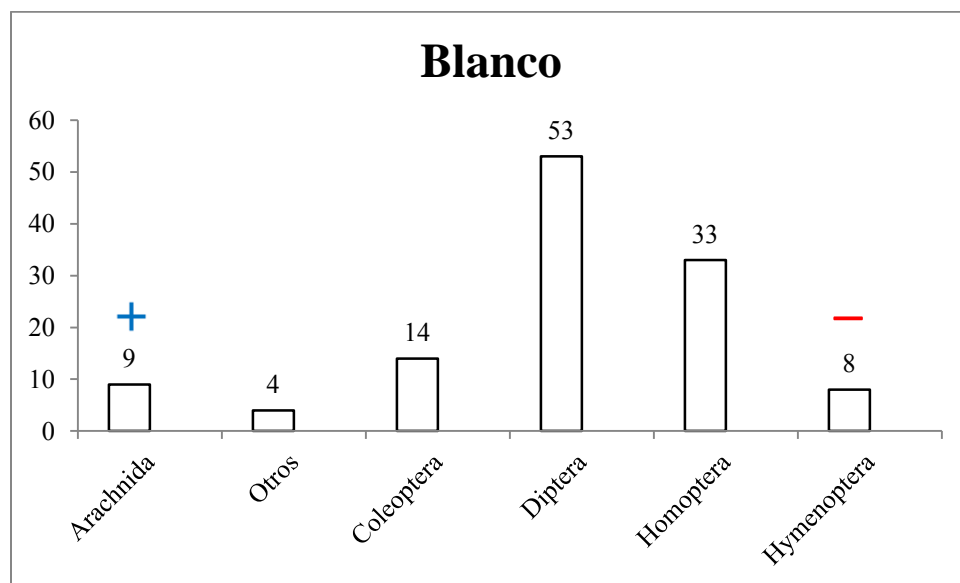


Figura 17. Abundancia de órdenes capturados con trampas de color blanco. Los signos positivo y negativo señalan los órdenes que presentan más o menos organismos que los esperados por azar.

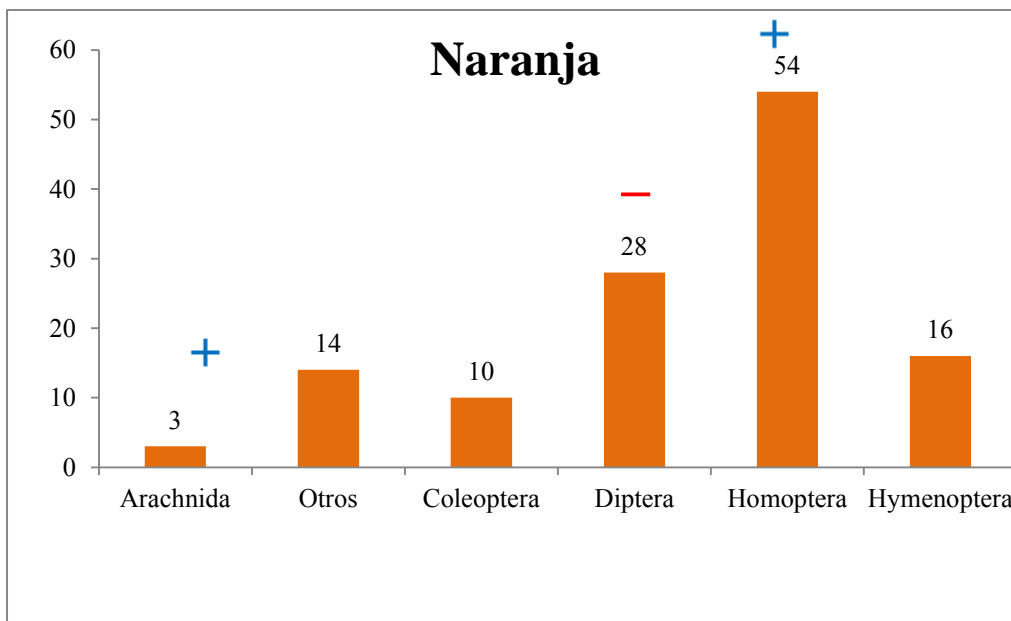


Figura 18. Abundancia de órdenes capturados con trampas de color naranja. Los signos positivo y negativo señalan los órdenes que presentan más o menos organismos que los esperados por azar.

VI. DISCUSIÓN

6.1. La comunidad de artrópodos

En las colectas se encontraron morfoespecies pertenecientes a 47 familias que no se habían registrado antes para la REPSA, de acuerdo con el listado de artrópodos que ofrece en línea (SEREPSA, 2014) (Cuadro 7). Cabe destacar que una de estas familias (Polyphagidae) pertenece al orden Blattodea, del cual sólo hay un registro perteneciente a la familia Blattidae. Lo anterior demuestra que este tipo de estudios, además de servir para el monitoreo de las acciones de restauración, son útiles para complementar el conocimiento taxonómico (Majer *et al.*, 2007).

Cuadro 7. Nuevas familias registradas para la REPSA agrupadas por orden.

Blattodea	Polyphagidae
Coleoptera	Cucujidae
	Megalopodidae
	Nitidulidae
	Staphylinidae
Diptera	Anthomyiidae
	Asilidae
	Ceratopogonidae
	Chironomidae
	Curtonotidae
	Empididae
	Heleomyzidae
	Lauxanidae
	Muscidae
	Phoridae
	Scathophagidae
	Scatopsidae
	Sciaridae
	Simuliidae
	Sphaeroceridae
	Stratiomyidae
	Thaumaleidae
Therevidae	
Heteroptera	Schizopteridae
Homoptera	Cercopidae
	Cixiidae
	Delphacidae
	Derbidae
	Psyllidae
Hymenoptera	Bethylidae
	Braconidae
	Ceraphronidae
	Diapriidae
	Encyrtidae
	Figitidae
	Ichneumonidae
	Liopteridae
	Mymaridae
Pergidae	
Platygastridae	

Cuadro 7. (Continúa)

Hymenoptera	Pteromalidae
	Pompilidae
	Proctotrupidae
	Scelionidae
	Tenthrenitidae
	Tetracampidae
	Tiphiidae
	Torymidae

Los resultados de este estudio mostraron que no existen diferencias en riqueza (Fig. 10), abundancia total o diversidad de artrópodos entre sitios conservados, perturbados y sujetos a restauración (Fig. 11). Sin embargo, el análisis de correspondencia muestra que existen ciertas diferencias en la composición y abundancia relativa, de modo que al menos los sitios perturbados y los conservados pueden diferenciarse a lo largo del eje vertical de un mapa bidimensional que explica aproximadamente el 33% de la variabilidad del sistema (Fig. 12), en tanto que dos de los sitios sujetos a restauración albergan una composición de artrópodos que los separa gráficamente del resto de los sitios.

A pesar de que puede realizarse un mapa que represente mejor la variabilidad en los sitios aumentando el número de dimensiones, usar más de dos dificulta tanto la representación como la interpretación, de modo que se considera suficiente usar una figura bidimensional (Greenacre, 2008). De cualquier modo, los resultados apoyan la idea de que los artrópodos son útiles para conocer el estado de un sitio, pues son sensibles a los cambios en las condiciones ambientales y de la vegetación (Schowalter, 2006).

Debido a que para el caso concreto de la REPSA se ha demostrado que existen diferencias en la estructura y composición de la comunidad vegetal de zonas perturbadas, conservadas y sujetas a restauración ecológica (Estañol-Tecuatl, 2014) era de esperarse que

la composición de la comunidad de artrópodos fuera diferente en cada tipo de sitio. Sin embargo, de acuerdo con el ANOSIM (Cuadro 5) los sitios sujetos a restauración y los perturbados no son distintos. Las implicaciones de esto se discuten en el punto 6.3.

Los artrópodos terrestres pueden ser útiles como bioindicadores, definidos como especies o grupos taxonómicos que con su presencia o ausencia pueden mostrar el estado de la biota referente a parámetros biológicos, geológicos y/o antropológicos (Ianncone y Alvarino, 2006). Estudios realizados con este enfoque han encontrado diferencias en la riqueza, abundancia total y/o diversidad entre sitios conservados, perturbados y sujetos a restauración (Majer *et al.*, 2007) sin embargo, por lo general en ellos es que se trabaja con grupos taxonómicos concretos, tales como escarabajos (Blake *et al.*, 1996), ortópteros (Parmenter *et al.*, 1991), hormigas (Bisevac y Majer, 1999) o lepidópteros (Hernández *et al.*, 2014; Juan-Baeza, 2015). Por otro lado, en el estudio de Longcore (2003) no se encontraron diferencias claras en estos parámetros entre sitios conservados, perturbados y sujetos a restauración, difiriendo los primeros del último en que este estudió la comunidad entera de artrópodos. Longcore (2003) propone que esto puede explicarse debido a que a menor amplitud taxonómica en los trabajos, habrá una mayor resolución en cuanto a las características ambientales que se estudian, la cual se verá reflejada en la estructura de la comunidad.

Debido a que los artrópodos son un grupo muy diverso y presentan distribución diferencial como respuesta a cambios en valores de humedad, temperatura, flujo de viento y agua, disponibilidad de alimento e incluso de interacciones ecológicas (Yazdani y Argawal, 1997), es posible que existan valores equiparables de riqueza, abundancia total y diversidad entre sitios perturbados y conservados al trabajarlos en una escala taxonómica gruesa. En la

REPSA aún los sitios perturbados o con vegetación abierta son capaces de sostener una comunidad diversa de artrópodos en temporadas lluviosas, como ya habían demostrado Ríos-Casanova y colaboradores (2010), de modo que al momento del muestreo existían al menos diez de los once órdenes registrados para los sitios conservados, además de valores equiparables de riqueza y abundancia. Sin embargo, esto no quiere decir que los organismos presentes pertenezcan a la misma especie. Otros trabajos han reportado que los sitios dominados por pastos pueden sostener comunidades de artrópodos distintas a las de otros tipos de vegetación (Shorthouse y Wheeler, 2001).

Un estudio de la estructura de la comunidad vegetal usando los mismos sitios sujetos a restauración, cuatro Zonas Conservadas de Referencia y cuatro Zonas Perturbadas en la REPSA demostró que los sitios sujetos a restauración se encuentran dispersos en el mapa generado mediante un análisis de componentes principales, por lo que presentan distinta composición y cobertura vegetal que las otras dos categorías (Estañol-Tecuatl, 2014). De manera similar a los resultados obtenidos en este trabajo (Fig. 12), se encontró que el sitio A11 es el que se encuentra más lejos de cualquier otro sitio estudiado. Sin embargo, a diferencia de la comunidad vegetal, la comunidad de artrópodos indica que el sitio A8 está alejado tanto de la composición de sitios perturbados como de los conservados, siendo más cercano a A11, y que RP se sigue agrupando con la categoría de sitios perturbados, por lo que es claro que las comunidades vegetales y animales no reaccionan del mismo modo ante las acciones de restauración.

Al implementar labores de restauración ecológica, típicamente se piensa que con el hecho de recuperar a la comunidad vegetal se recuperará a la fauna que ésta sostenía (Gratton y Denno, 2005), o que por lo menos, que el incrementar la diversidad vegetal se

reflejará en un incremento en la diversidad de otros grupos biológicos con hábitos herbívoros (Siemann *et al.*, 1999). Sin embargo, pueden existir otros factores que determinen la presencia de artrópodos en los sitios en los que se han realizado esfuerzos de restauración ecológica, tales como la estructura física del hábitat, las propiedades químicas del suelo, los rasgos de las historias de vida de cada especie o el tiempo que ha transcurrido desde los inicio de la restauración (Longcore, 2003; Burkhalter *et al.*, 2013). Para el caso de la REPSA, la evidencia apunta a que a pesar de que el sitio RP presenta una comunidad vegetal que lo hace parecerse a los sitios conservados, no se ha recuperado la totalidad de condiciones que los artrópodos típicos de este tipo de sitio necesitan, lo cual es común en estudios similares (Van Dijk, 1986; Parmenter y MacMahon, 1987; Parmenter *et al.*, 1991, Blake *et al.*, 1996; Bisevac y Majer, 1999). Por ejemplo, el estudio de Longcore (2003) realizado en sitios seleccionados de un matorral costero tras uno y cuatro años de restauración ecológica, reportó que la composición de artrópodos se diferenciaba de la de los sitios conservados y los perturbados.

Más allá de la interpretación que se pueda realizar sobre el mapa, existen diferencias estadísticas entre los sitios perturbados y los conservados, (no así entre sitios sujetos a restauración y perturbados), donde la variación entre los sitios perturbados es menor (Cuadro 5; Fig. 13). Una posible explicación consiste en la heterogeneidad estructural de los sitios conservados en la REPSA, los cuales ofrecen diferentes niveles de profundidad, refugio y humedad (Valiente-Banuet y de Luna, 1990; Rojo y Rodríguez, 2002; Peralta y Prado, 2009). Tales factores son determinantes en el establecimiento de las comunidades de artrópodos (Ellis *et al.*, 2000), incluso más que la productividad primaria en este ecosistema (Rios-Casanova *et al.*, 2010), de modo que es posible que exista un ensamble de especies

de artrópodos particular para cada uno de ellos. Tal situación también se ve reflejada en una mayor diversidad vegetal, con 23 especies dominantes, en tanto que en los sitios perturbados hay un sustrato más homogéneo y sólo hay especies dos vegetales dominantes (Estañol-Tecuatl, 2014), lo cual se refleja en los ensambles de artrópodos más parecidos entre sí.

6.2. Morfoespecies indicadoras

Las cuatro morfoespecies que más aportan a la configuración del mapa (Cuadro 4) se correlacionan de distinto modo con cada uno de los ejes, lo cual puede responder a la biología particular de cada organismo (Schowalter, 2006). De acuerdo a la interpretación del análisis de correspondencia, la presencia de dichas especies en un sitio es lo que determina su posición en el mapa (Greenacre, 2008). La morfoespecie Chironomidae 2 (Diptera) está correlacionada negativamente con los valores del eje horizontal, por lo que los sitios en que estuvo presente (únicamente A8 y A11) se encontraron del lado izquierdo del mapa. La familia Chironomidae se distribuye en todo el mundo y en su mayoría presenta larvas acuáticas (Armitage *et al.*, 1995), aunque se ha reportado que las larvas de algunas especies llegan a crecer en suelos pocos profundos, excremento, hongos, mantillo e incluso sobre musgo (Frouz *et al.*, 2003). Esta familia ha sido reconocida como bioindicadora (tanto de ambientes perturbados como de conservados) pues la densidad de distintas especies responde a la calidad de los cuerpos de agua donde habita (Odume y Muller, 2003). Además, se sabe que tras la pupación los imagos emergen en grandes enjambres (Armitage *et al.*, 1995), lo cual pudo comprobarse, pues fue la morfoespecie más abundante que se colectó (ver Cuadro 1). A pesar de que en los sitios trabajados no hay

cuerpos de agua propiamente formados, el hecho de que A8 donde se trabajó sea una hondonada formada por roca basáltica posiblemente permitió la acumulación de agua de lluvia aunque fuera por unos días, facilitando la presencia de esta familia, lo que ya ha sido reportado en algunas regiones de África (McLachlan y Ladle, 2001). En el caso de A11, es posible que bajo el depósito de roca aún hayan quedado superficies lo suficientemente compactas como resultado de la pretendida construcción del estacionamiento como para ser impermeables al agua. En todo caso, la ausencia de este tipo de dípteros en los sitios conservados posiblemente nos indique que se trata de una especie exótica que pudo haber sido introducida con el material empleado en la restauración, pues se sabe que las larvas de algunas especies tienen la capacidad de resistir grandes periodos de sequía en los sedimentos y continuar con su desarrollo cuando las condiciones son favorables (Frouz *et al.*, 2003), de modo que este organismo es característico de los dos sitios que recibieron intervención de nuestro grupo de trabajo en la REPSA, a diferencia de RP.

Skidmore (1973) ha reportado que las larvas de múscidos requieren condiciones particulares para poder crecer, siendo conocida su presencia en madera podrida, hongos, tejido herbáceo en descomposición, insectos muertos, cadáveres de vertebrados, estiércol y madrigueras de mamíferos. A pesar de que los múscidos suelen tener preferencia por un hábitat distinto entre diferentes grupos taxonómicos (Krivoseina, 2013), y de que en este estudio no se trabajó a nivel de especie, es posible que los sitios conservados de la REPSA proporcionen a la morfoespecie Muscidae 2 los recursos o condiciones que necesita para crecer, tales como una mayor humedad relativa y absoluta, lo cual favorece la descomposición de la materia orgánica, que también es más abundante en este tipo de sitios

(Razo-González, 2013; Arango-Galván, 2006), y que puede fungir como sustrato para las larvas, de modo que esta especie puede ser indicadora de sitios conservados en la REPSA.

Por último, a pesar que las morfoespecies Cicadellidae 1 y Cicadellidae 4 pertenecen a la misma familia, se ha reportado que este grupo de insectos (y aquéllos del mismo suborden) se encuentran entre los herbívoros más importantes en pastizales, aunque también se pueden alimentar de otras hierbas, arbustos y árboles (Hamilton, 2005; Triplehorn y Johnson, 2003; Baje *et al.*, 2014). Wallner y colaboradores (2013) han desarrollado un índice para evaluar la calidad de las praderas de Estados Unidos con base en la composición de especies de homópteros auquenorrincos, asignando valores a distintos rasgos de su historia de vida tales como número de generaciones por año, origen geográfico, longitud de las alas, fidelidad hacia su hábitat y especificidad hacia plantas hospederas. De acuerdo con sus datos, se sabe que las especies indicadoras de sitios conservados tienen una sola generación al año, presentan distribución geográfica restringida, suelen ser braquípteros, presentan alta fidelidad a las comunidades vegetales a las que están asociados y suelen alimentarse de una sola especie vegetal, la cual suele ser perenne. A reserva de que estudios taxonómicos realizados con mayor detalle puedan arrojar más información sobre los organismos capturados, existen más ejemplos donde se reporta que diferentes especies de homópteros auquenorrincos se relacionan de manera diferencial a sitios con diferente estado de conservación (Morris, 1992; Nickel y Hildebrandt, 2003). De este modo, Cicadellidae 1 y Cicadellidae 4 pueden ser considerados como morfoespecies indicadoras de disturbio y conservación respectivamente. Por tal motivo, y a pesar de que no fue uno de los objetivos de este trabajo, se sugiere que se considere este grupo biológico en un futuro para continuar con el monitoreo sin la

necesidad de contemplar a toda la comunidad de artrópodos, ahorrando así tiempo, dinero y esfuerzo. De ese modo se podrían usar sólo trampas de color amarillo girasol y naranjas, que fueron las más eficientes para capturarlos.

6.3. Evaluación de las acciones de restauración ecológica

La Society for Ecological Restoration (SER, 2004) propuso una lista de nueve puntos que deben cumplir los ecosistemas que han sido sujetos a restauración ecológica para que puedan considerarse efectivamente restaurados, entre los que destacan la necesidad de que se compartan las especies con los sitios conservados, que las especies que se encuentran sean preferentemente nativas y que todos los grupos funcionales presentes en los sitios conservados se encuentren en los sitios sujetos a restauración. Bajo este enfoque, las acciones de restauración en los sitios seleccionados de la REPSA no han sido exitosas, pues por su composición y abundancia relativa se encuentran dispersos entre los sitios conservados y perturbados, en tanto que por su riqueza en conjunto con la abundancia son semejantes estadísticamente a los sitios perturbados. Además, al menos en A8 y A11 probablemente se encuentra una morfoespecie exótica (Chironomidae 2). Respecto al tercer punto, sería necesario hacer más estudios con un enfoque a conocer la comunidad de artrópodos desde un enfoque de gremios.

Chapin y Starfield (1997) propusieron el concepto de ecosistema emergente, el cual hace referencia a un ecosistema que presenta una combinación de especies y abundancias relativas que no se encontraban anteriormente en un sitio, como resultado de las actividades humanas. Sin embargo, a pesar de que este concepto explica los resultados de las acciones de restauración en varios estudios (incluyendo el presente), ha sido malinterpretado por

muchos autores y tomadores de decisiones (Murcia *et al.*, 2014), de modo que parecía que la presencia de este tipo de ecosistemas era algo inevitable e incluso deseable al hacer restauración ecológica, evitando que se buscaran cumplir con los objetivos planteados por la SER (2004). Por tal motivo, se considera preferible usar un esquema teórico en el que se considere que la comunidad de artrópodos se encuentra en la transición hacia un estado sucesional más avanzado, de acuerdo con las ideas de Westoby y colaboradores (1989)

Debido a que los trabajos de restauración ecológica son típicamente dirigidos hacia la comunidad vegetal, se ha prestado poca atención a otros grupos biológicos que también son importantes para el funcionamiento de los ecosistemas (Majer, 1983; Jansen, 1997; Bowler, 2000), de modo que las acciones de recuperación vegetal no necesariamente se reflejarán en niveles tróficos superiores. Ante tal situación valdría la pena plantearse la posibilidad de ampliar los enfoques de los trabajos de restauración para incluir en su práctica el seguimiento constante de la comunidad de artrópodos, quizá realizando acciones concretamente dirigidas a ellos (Longcore, 2003), tales como la introducción de plantas nativas que aporten en particular refugio o alimento (Usher y Jefferson, 1989).

6.4. El papel del color de las trampas jabonosas.

A pesar de que las trampas jabonosas de colores han sido particularmente utilizadas para capturar insectos polinizadores (Campbell y Hanula, 2007), se sabe que con ellas se puede capturar una gran gama de artrópodos pertenecientes a otros gremios, tales como herbívoros, parásitos o depredadores, existiendo en general una gran posibilidad de capturar insectos voladores (Kirk, 1984; Heneberg y Bogush, 2014; este estudio).

Algunas de las ventajas que confiere este tipo de muestreo son su bajo costo, ya que no es indispensable una gran cantidad de horas-hombre en campo (a diferencias del redeo), ni personal capacitado para colocarlas; se evitan sesgos producidos por el colector; y los ejemplares colectados se encuentran en buen estado para su clasificación (Wilson *et al.*, 2008), por lo cual se considera un método efectivo para realizar inventarios de la fauna local (Southwood, 2000), aunque para ello se recomienda usar varios colores (Heneberg y Bogush, 2014). Sin embargo, se sabe que su eficiencia de captura depende de factores tales como el tamaño, aroma, la ubicación, la vegetación circundante y las condiciones ambientales, por lo que es necesario reconocer que los artrópodos capturados mediante este método pueden serlo tanto por atracción como por intercepción (Vrdoljak y Samways, 2012).

A pesar de que los diferentes tonos de amarillo han sido reportados como eficientes en la captura de artrópodos (Wilson *et al.*, 2008, Gollan *et al.*, 2011), el amarillo fluorescente mostró ser mejor que el amarillo girasol en este trabajo. Además, el color blanco mostró una baja eficiencia de captura contrario a lo que se había reportado (Campbell y Hanula, 2007; Heneberg y Bogush, 2014). Así, los resultados de este trabajo se unen a la lista de aquéllos en los que los patrones encontrados no se ajustan totalmente a lo descrito anteriormente (Toler *et al.*, 2005; Tuell *et al.*, 2009; Bashir *et al.*, 2013), de modo que la eficiencia de captura de distintos colores en la REPSA es distinta a la de otros sistemas, como ya había sido reportado en otros casos (Saunders y Luck, 2013).

Típicamente se ha mencionado que el color amarillo es efectivo para capturar himenópteros (Wilson *et al.*, 2008; Ramírez-Freire *et al.*, 2012; Vrdoljak y Samways 2012), aunque en los estudios el principal enfoque que se ha dado es hacia los aculeados y no se

menciona la eficiencia de captura sobre otros grupos biológicos, tales como los sínfitos, que fue el grupo más abundante de himenópteros capturados en este muestreo (ver Cuadro 1), lo que puede explicar que no haya una sobre representación de ese orden en los dos colores amarillos. En cambio, se encontró que el color blanco capturó menos himenópteros que los que eran esperados por azar.

En el caso de los dípteros, se ha reportado que el blanco o el amarillo son efectivos, aunque existen preferencias a nivel genérico o específico para alguno de estos colores (Disney *et al.*, 1982), lo cual es algo que ocurre con otros órdenes, tales como los tisanópteros o los homópteros (Kirk, 1984; Rodríguez-Saona *et al.*, 2012). En este estudio, se encontró que tuvieron afinidad hacia el color amarillo fluorescente, pero no para el amarillo girasol ni para el anaranjado.

Rodríguez-Saona *et al.* (2012) encontraron que los los homópteros responden favorablemente al amarillo, lo cual es un patron consistente con nuestros resultados para la REPSA, aunque no ocurrió así para el amarillo fluorescente. Asimismo, se comprobó lo reportado por Capinera y Walmsley (1978), quienes mencionaban que el anaranjado es un color adecuado para capturar a estos insectos.

Se había reportado que las arañas no tienen preferencia hacia los distintos colores (Rodríguez-Saona *et al.*, 2012), sin embargo, el presente estudio demostró que la mayor cantidad de ellas se capturó con el color blanco, mientras que con la trampa de color amarillo fluorescente se capturaron menos de las esperadas por azar.

En este estudio, los coleópteros no fueron atraídos hacia algún color de trampa en particular. Moreno y su grupo de trabajo (2005) demostraron en Cuba mediante un trampeo

que la broca del café (*Hypothenemus hampei*; Coleoptera: Scolytidae) es exitosamente capturada con trampas verdes en relación a las rojas y blancas.

VII. CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos, se generaron las siguientes conclusiones.

1. La comunidad de artrópodos no difiere en riqueza, abundancia total o diversidad entre sitios conservados, perturbados y sujetos a restauración ecológica, pero sí en composición y abundancia relativa. Los sitios conservados se separaron de los perturbados a lo largo de un eje en un mapa bidimensional, mientras que los sitios sujetos a restauración se encuentran dispersos a lo largo del mapa.
2. La morfoespecie característica de A8 y A11 sujetos a acciones de restauración fue Chironomidae 2.
3. Las morfoespecies Muscidae 4 y Cicadellidae 4 son indicadoras de conservación en la REPSA, en tanto que Cicadellidae 1 es indicadora de disturbio.
4. La mayor similitud en la comunidad de artrópodos entre sitios perturbados que entre sitios conservados en la REPSA se debe a la menor heterogeneidad espacial y vegetal en los primeros.
5. Debido a que los sitios sujetos a restauración no presentan la misma composición ni abundancia relativa de artrópodos que los sitios conservados, y más aún, estadísticamente se parecen a los sitios perturbados, la restauración ecológica está incompleta o no ha sido exitosa.

6. El amarillo fluorescente fue el color más eficiente en términos de abundancia de morfoespecies/trampa y abundancia de artrópodos/trampa. Los himenópteros mostraron preferencia por este color
7. Las trampas de color amarillo girasol y naranja fueron preferidas por homópteros.
8. El blanco no fue un color tan eficiente en la captura de artrópodos como lo ha sido reportado en otros estudios, aunque la mayor cantidad de arañas fueron atraídas por él.

Los estudios en comunidades de artrópodos son de suma importancia para comprender, a través de estos organismos, cómo los rasgos ambientales se deterioran o mejoran en el tiempo. Este tipo de estudios puede ahorrar recursos si se logran determinar cuáles son los artrópodos particulares más sensibles al estado de conservación de un hábitat, de modo que su monitoreo permita entender cómo responde un ambiente al manejo o al disturbio. De esta manera, será más fácil tomar las decisiones encaminadas a alcanzar los objetivos de la restauración ecológica, en un mundo donde este tipo de intervención es cada día más necesario.

LITERATURA CITADA

- Álvarez, A. 2005. Estudio del ensamblaje de coleópteros en áreas con diferente condición de abandono en la Cantera Soratama. Localidad de Usaquén, Bogotá, D.C. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. 101 pp.
- Álvarez-Sánchez, J., J. Carabias-Lillo, J. Meave, P. Moreno-Casasola, D. Nava-Fernández, F. Rodríguez-Zahar, C. Tovar-González y A. Valiente-Banuet. 1982. Pp. 343-369. En: Rojo, A. (comp.). *Reserva Ecológica "El Pedregal" de San Ángel: Ecología, Historia Natural y Manejo*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México.
- Andersen, A., A. Fisher, D. Hoffmann, L. Read y R. Richards. 2004. Use of terrestrial invertebrates for biodiversity monitoring in Australian rangelands, with particular reference to ants. *Austral Ecology*. 29: 87-92.
- Antonio-Garcés, J. 2008. Restauración de la zona de amortiguamiento 8 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 61 pp.
- Antonio-Garcés, J., M. Peña, Z. Cano-Santana, M. Villeda y A. Orozco-Segovia. 2009. Cambios en la estructura de la vegetación derivados de acciones de restauración ecológica en las Zonas de Amortiguamiento Biológicas y Vivero Alto. Pp. 465-481. En: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México.
- Arango-Galván, A. 2006. Heterogeneidad Espacial y Dinámica de la descomposición de hojarasca de cuatro especies abundantes en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 78 pp.
- Armitage, P., P. Cranston y L. Pinder. 1995. *The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-Biting Midges*. Chapman & Hall. Londres, Inglaterra. 572 pp.
- Ayala, M. 2014. La comunidad vegetal y abundancia de dos artrópodos en el área A8 de la Reserva del Pedregal de San Ángel tras cuatro años de acciones de restauración. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 62 pp.
- Baje, L., A. Stewart y V. Novotny. 2014. Mesophyll cell-sucking herbivores (Cicadellidae: Typhlocybinae) on rainforest trees in Papua New Guinea: local and regional diversity of a taxonomically unexplored guild. *Ecological Entomology*. 39: 325-333.

- Barrios-García, M., M. Rodríguez-Cabal, A. González y G. Crutsinger. 2015. Biogeographical variation in arthropod communities on coyote bush, *Baccharis pilularis*. *Insect Conservation and Diversity*. 8: 81-91.
- Barth, F. 1985. *Insects and Flowers, the Biology of a Partnership*. Princeton University Press. Princeton, Nueva Jersey, EE. UU. 309 pp.
- Bashir, M., S. Saeed y A. Sajjad. 2013. Monitoring Hymenoptera and Diptera pollinators in a subtropical forest of Southern Punjab, Pakistan. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*. 50: 359-366.
- Begon, M., R. Townsend y J. Harper. 2006. *Ecology: From Individuals to Ecosystems*. Blackwell Scientific Publications. Garsington, Oxford, Inglaterra. 738 pp.
- Bisevac, L. y J. Majer. 1999. Comparative study of ant communities of rehabilitated mineral sand mines and heathland. *Restoration Ecology*. 7: 117-126.
- Blake, S., G. Foster, G. Fisher y G. Ligertwood. 1996. Effects of management practices on the carabid faunas of newly established wildflower meadows in Southern Scotland. *Annales Zoologici Fennici*. 33: 139-147.
- Bowler, P. 2000. Ecological restoration of coastal sage scrub and its potential role in habitat conservation plans. *Environmental Management*. 26: 85-96.
- Brown, V. 1982. Size and shape as ecological discriminants in sucesional communities of heteroptera. *Biological Journal of the Linnean Society*. 18: 279-290.
- Brusca, R. y G. Brusca. 2003. *Invertebrates*. Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts, EE.UU. 936 pp.
- Burkhalter, J., D. Moon y A. Rossi. 2013. Diversity and community similarity of arthropods in response to the restoration of former pine plantations. *Southwestern Naturalist*. 12: 121-136.
- Cabello, T., J. Van der Blom, A. Soler y J. López. 2006. Atractivos florales visuales en plantas hortícolas. Pp. 34-48. En: Guerra-Sanz, J., A. Roldán y A. Mena (eds.). *II Jornadas de Polinización en Plantas Hortícolas*. Centro de Investigación y Formación Agraria de La Mojonera. Andalucía, España.
- Campbell, J. y J. Hanula. 2007. Efficiency of Malaise traps and colored pan traps for collecting flower visiting insects from three forested ecosystems. *Journal of Insect Conservation*. 11: 399-408.

- Cano-Santana, Z. y J. Meave. 1996. Sucesión primaria en derrames volcánicos: el caso del Xitle. *Ciencias*. 41: 58-68.
- Cano-Santana, Z., I. Pisanty, S. Segura, E. Mendoza-Hernández, R. León-Rico, J. Soberón, E. Tovar, E. Martínez-Romero, C. Ruíz y A. Martínez-Ballesté. 2006. Ecología, conservación, restauración y manejo de las áreas naturales protegidas del Pedregal del Xitle. Pp. 203-226. En: Oyama, K y A. Castillo (eds.). *Manejo, Conservación y Restauración de Recursos Naturales en México*. Universidad Nacional Autónoma de México y Siglo XXI. México, D.F., México.
- Cano-Santana, Z., S. Castillo-Agüero, Y. Martínez-Orea y S. Juárez-Orozco. 2008. Análisis de la riqueza vegetal y el valor de conservación de tres áreas incorporadas a la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Distrito Federal (México). *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 82: 1-14.
- Capinera, J. y M. Walmsley. 1978. Visual responses of some sugarbeet insects to sticky traps and water pan traps of various colors. *Journal of Economic Entomology*. 71: 926-927.
- Castillo-Argüero, S., G. Montes-Cartas, M. Romero-Romero, Y. Martínez-Orea, P. Guadarrama-Chávez, I. Sánchez-Gallén y O. Núñez-Castillo. 2004. Dinámica y conservación de la flora del matorral xerófilo de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (D.F, México). *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 74: 51-75.
- Castillo-Argüero, S., Y. Martínez-Orea, M. A. Romero-Romero, P. Guadarrama-Chávez, O. Núñez-Castillo, I. Sánchez-Gallén y J. A. Meave. 2007. *La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Aspectos Florísticos y Ecológicos*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 293 pp.
- Casper, B. y R. La Pine. 1984. Changes in corolla colour and floral characteristics in *Cryptanthahumilis* (Boraginaceae): cues to discourage pollinators. *Evolution*. 38: 128-141.
- Carrasco, J. P., F. J. Romo y L. Galán. 2004. El atractivo ultravioleta. En: [<http://www.bionica.info/Biblioteca/Carrasco%20atractivo%20ultravioleta.PDF>]. Consultado el 5/04/2015.
- Chapin, F y A. Starfield. 1997. Time lags and novel ecosystems in response to transient climatic change in arctic Alaska. *Climatic Change*. 35: 449-461.
- Clarke, K. 2001. *Change in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. PRIMER-E. Plymouth, Devon, Inglaterra. 172pp
- Clarke, K. y J. Gorley. 2006. *PRIMER V6 User Manual/Tutorial*. PRIMER-E. Plymouth, Devon, Inglaterra. 192 pp.

- Colwell, R. y J. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*. 345: 101-118.
- De Barro, P. 1991. Attractiveness of four colours of traps to cereal aphids (Hemiptera: Aphididae) in South Australia. *Journal of the Australian Entomological Society*. 30: 263-264.
- Di Rienzo, J., F. Casanoves, G. Balzarini, L. González, M. Tablada y C. Robledo. 2008. *InfoStat, Versión 2008*. Grupo InfoStat, Universidad Nacional de Córdoba. Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina.
- Disney, R., Y. Erzinclioglu, D. Henshaw, D. Howse, D. Unwin, P. Withers y A. Woods. 1982. Collecting methods and the adequacy of attempted fauna surveys with reference to the Diptera. *Field Studies*. 5: 607-621.
- Domínguez, L. 2009. Fenología de las abejas de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel y su relación con la fenología floral. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 90 pp.
- Edgecombe, G. 2009. Palaeontological and molecular evidence linking arthropods, onychophorans, and other Ecdysozoa. *Evolution: Education and Outreach* 2: 178-90.
- Ellis, L., M. Molles, S. Crawford y F. Heinzelmann. 2000. Surface-active arthropod communities in native and exotic riparian vegetation in the middle Rio Grande Valley in New Mexico. *Southwestern Naturalist*. 45: 456-471.
- Escalante, T. 2003. ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. *Elementos*. 52: 53-56.
- Estañol-Tecuatl, F. 2014. Estructura de la comunidad vegetal en zonas perturbadas, conservadas y sujetas a restauración ecológica en la Reserva del Pedregal de San Ángel. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 63 pp.
- Frouz, J., J. Matena y A. Ali. 2003. Survival strategies of chironomids (Diptera: Chironomidae) living in temporary habitats: a review. *European Journal of Entomology*. 100: 459-465.
- Giribett, G. y G. D. Edgecombe. 2012. Reevaluating the arthropod tree of life. *Annual Review of Entomology*. 57: 167-86.
- Gratton, C., y R. Denno. 2005. Restoration of arthropod assemblages in a *Spartina* salt marsh following removal of the invasive plant *Phragmites australis*. *Restoration Ecology*. 13: 358-372.
- Greenacre, M. 2008. *La Práctica del Análisis de Correspondencia*. Fundación BBVA. Recoletos, Madrid, España. 375 pp.

- Gollan, J., M. Ashcroft y M. Batley. 2011. Comparison of yellow and white pan traps in surveys of bee fauna in New South Wales, Australia (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila). *Australian Journal of Entomology*. 50: 174-178.
- González-Rebeles, G. 2012. Efecto de cinco años de restauración sobre la comunidad vegetal y dos poblaciones de artrópodos en el área A11 de la Reserva del Pedregal de San Ángel. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 81 pp.
- Hamilton, K. 2005. Bugs reveal an extensive, long-lost Northern Tallgrass Prairie. *BioScience*. 55: 49-59.
- Heneberg, P. y P. Bogusch. 2014. To enrich or not to enrich? Are there any benefits of using multiple colors of pan traps when sampling aculeate Hymenoptera? *Journal of Insect Conservation*. 18: 1123-1136.
- Herrera, M. 2000. Medidas de afinidad. Pp. 26-43. En: Herrera, M. (ed.). *La Clasificación Numérica y su Aplicación en la Ecología*. Instituto Tecnológico de Santo Domingo. Próceres, Santo Domingo, República Dominicana. 88 pp.
- Hernández, Y., K. Boege, R. Linding-Cisneros y E. del Val. 2015. Lepidopteran herbivory in restored and successional sites in a tropical dry forest. *The Southwestern Naturalist*. 59:66-74.
- Herrerías-Diego, Y. y J. Benítez-Malvido. 2005. Consecuencias de la fragmentación de ecosistemas. Pp. 113-116. En: Sánchez, O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara (eds.). *Temas sobre Restauración Ecológica*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales; Instituto Nacional de Ecología; United States Fish and Wildlife Service y Unidos para la Conservación, A. C. México, D.F., México.
- Herring, J. y P. Ashlock. 1971. A key to the nymphs of the families of Hemiptera (Heteroptera) of America North of Mexico. *The Florida Entomologist*. 54: 207-212.
- Hobbs, R., S. Arico, J. Aronson, J. Baron, P. Bridgewater, V. Cramer, P. Epstein, J. Ewel, C. Klink, A. Lugo, D. Norton, D. Ojima, D. Richardson, E. Sanderson, F. Valladares, M. Vila, R. Zamora y M. Zobel. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*. 15:1-7.
- Iannacone, J. y L. Alvaríño. 2006. Diversidad de la artropofauna terrestre de la Reserva Nacional de Junín, Perú. *Ecología Aplicada*. 5: 171-174.
- Illescas, J. 2012. Diversidad de artrópodos en sitios conservados y sujetos a restauración en la Estación de Restauración Barranca del río Tembembe, Cuentepec, Morelos. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 77 pp.

- IBM Corp. 2012. IBM SPSS Statics for Windows, Versión 21.0. Armonk, NY; IBM Corp.
- Jansen, A. 1997. Terrestrial invertebrate community structure as an indicator of the success of a tropical rainforest restoration project. *Restoration Ecology*. 5: 115-124.
- Juan-Baeza, I., C. Martínez-Garza y E. del Val. (2015) Recovering more than tree cover: herbivores and herbivory in a restored Tropical Dry Forest. *PLoS ONE* 10: 1-14.
- Juárez, F., J. Villatoro y E. López. 2002. *Apuntes de estadística inferencial*. Instituto Nacional de Psiquiatría Ramón de la Fuente. México, D.F., México. 79 pp.
- Kirk, W. 1984. Ecologically selective coloured traps. *Ecological Entomology*. 9: 35-41.
- Krivosheina, N. 2013. On the ecology of *Phaonia* larvae (Diptera, Muscidae). *Entomological Review*. 93: 324-333.
- Lawton, J. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology*. 28: 22-39.
- LeBuhn, G., S. Droege y M. Carboni. 2013. Monitoring methods for solitary bee species using bee bowls in North America. Monitoring the status and trends of pollinators for the first State of the World's Pollinators Report. En: [<http://www.fao.org/AG/aGp/agps/C-CAB/Castudies/pdf/1-007.pdf>]. Consultado el 5/04/15.
- Leong, J. y R. Thorp. 1999. Colour-coded sampling: the pan trap colour preferences of oligolectic and nonoligolectic bees associated with a vernal pool plant. *Ecological Entomology*. 24: 329-335.
- Lizana, M. y L. Viejo. 2007. La diversidad animal de España. *Documentación Administrativa Mayo-Diciembre 2007* (Madrid, España): 39-113.
- Lot, A., M. Pérez, G. Gil., S. Rodríguez y P. Camarena. 2012. *La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Atlas de Riesgos*. Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Coordinación de la Investigación Científica. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 52 pp.
- McAlpine J., B. Peterson, G. Shewell, H. Teskey, J. Vockeroth, D. Wood y C. Curran. *Manual of Nearctic Diptera*. Vol I. Biosystematics Research Institute. Ottawa, Ontario, Canadá. 674 pp.
- McKinney, M. 1999. High rates of extinction and thread in poorly studied taxa. *Conservation Biology*. 13: 1273-1281.
- McLachlan, R. y R. Ladle. 2001. Life in the puddle: behavioral and life-cycle adaptations in the Diptera tropical rain pools. *Biological Reviews*. 76: 377-388.

- Majer, J., K. Brennan y M. Moir. 2007. Invertebrates and the restoration of a forest ecosystem: 30 years of research following bauxite mining in Western Australia. *Restoration Ecology*. 15: 104-115.
- Mangeaud, A. 2004. La aplicación de técnicas multivariadas en la Entomología. *Revista de la Sociedad Entomológica de Argentina*. 63: 1-10.
- Martínez-Hernández, N. 2007. Composición y estructura de la fauna de escarabajos (Insecta: Coleoptera) en los remanentes de bosque del Recinto Universitario de Mayagüez, Puerto Rico, con énfasis en la superfamilia Scarabaeoidea. Tesis de maestría. Recinto Universitario de Mayagües, Universidad de Puerto Rico. Mayagües, Puerto Rico. 111 pp.
- Murcia, C., J. Aronson, G. Kattan, D. Moreno-Mateos, K. Dixon y D. Simberloff. 2014. A critique of the “novel ecosystem” concept. *Trends in Ecology and Evolution*. 29: 548-553.
- Moreno, C., F. Barragan, E. Pineda y N. Pavón. 2011. Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82: 1249-1261.
- Moreno, D., H. González, E. Botta, A. Martínez y J. Ovies. 2005. Evaluación de la efectividad de trampas rústicas para la captura de hembras adultas de la broca del café *Hypothenemus hampei* (Coleoptera: Scolytidae). *Fitosanidad*. 9: 25-28.
- Morris, M. 1992. Responses of Auchenorrhyncha (Homoptera) to fertilizer and liming treatments at Park Grass, Rothamsted. *Agriculture Ecosystem and Environment*. 41: 263-283
- Munsell, A. 1905. *A Color Notation: A Measured Color System, Based on the Three Qualities Hue, Value and Chroma*. G.H. Ellis Company. Sunderland, Massachusetts, EE.UU. 89 pp.
- Muñoz-Saavedra, R. 2013. Efecto de cinco años de restauración sobre la comunidad vegetal y dos poblaciones de artrópodos en el área A8 de la Reserva del Pedregal de San Ángel. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 61 pp.
- Nenadic, O., y M. Greenacre. 2007 Correspondence Analysis in R, with two and three dimensional graphics: The ca package. *Journal of Statistical Software*. 20: 1-13.
- Nickel, H. y J. Hildebrandt. 2003. Auchenorrhyncha communities as indicators of disturbance in grasslands (Insecta, Hemiptera) a case study from the Elbe flood plains (Northern Germany). *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 98: 183-199.
- Núñez, I., E. González-Gaudiano y A. Barahona. 2003. La biodiversidad: historia y contexto de un concepto. *Interciencia*. 28: 387-393.

- Odume, O. y W. Muller. 2011. Diversity and structure of Chironomidae communities in relation to water quality differences in the Swartkops River. *Physics and Chemistry of the Earth*. 36: 929-938.
- Parmenter, R. y J. MacMahon. 1987. Early successional patterns of arthropod recolonization on reclaimed strip mines in southwestern Wyoming: the ground-dwelling beetle fauna (Coleoptera). *Environmental Entomology*. 16: 168-177.
- Parmenter, R., J. MacMahon y C. Gilbert. 1991. Early successional patterns of arthropod recolonization on reclaimed Wyoming strip mines: the grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) and allied faunas (Orthoptera: Gryllacrididae, Tettigoniidae). *Environmental Entomology*. 20: 135-142.
- Peralta-Higuera A. y J. Prado-Molina. 2009. Los límites y la cartografía. Pp. 27-42. En: Lot A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México.
- Picaud, F. y D. Petit. 2007. Primary succession of Acrididae (Orthoptera): Differences in displacement capacities in early and late colonizers of new habitats. *Acta Oecologica*. 32: 59-66.
- Pita, F. y D. Pértega. 2004. Asociación de variables cualitativas. Test de chi cuadrado. En [\[http://www.fisterra.com/mbe/investiga/chi/chi.asp\]](http://www.fisterra.com/mbe/investiga/chi/chi.asp). Consultado el 25/11/13.
- Ramírez-Freire, L., G. Alanís-Flores, R. Ayala-Barajas, H. Quiroz-Martínez y J. Velazco-Macías. 2012. Las abejas del género *Agapostemon* (Hymenoptera: Halictidae) del estado de Nuevo León, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 83:63-72
- Razo-González, M. 2013. Estructura de las comunidades de artrópodos edáficos asociados a *Pittocaulon* (~*Senecio*) *praecox* (Asteraceae) en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, D.F. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 106 pp.
- Rios-Casanova, L., Z. Cano-Santana y H. Godínez-Álvarez. 2010. Patterns of arthropods diversity in contrasting habitats of El Pedregal de San Ángel, a preserve on Mexico City. *Southwestern Entomologist*. 35: 165-175
- Robertson, B., C. Porter, D. Landis y D. Schemske. 2012. Crops influence the diversity, biomass, and guild structure of terrestrial arthropod communities. *Bioenergy Research*. 5: 179-188.
- Rodríguez-Saona, C., J. Byers y D. Schiffhauer. 2012. Effect of trap color and height on captures of blunt-nosed and Sharp-nosed leafhoppers (Hemiptera: Cicadellidae) and non-target arthropods in cranberry bogs. *Crop Protection*. 40: 132-144.

- Rojo, A. y J. Rodríguez. 2002. *La Flora del Pedregal de San Ángel*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. México, D.F., México. 95 pp.
- Rueda-Salazar, A. y Z. Cano-Santana. 2009. Artropodofauna. Pp. 171- 201. En: Lot, A. y Z. Cano-Santana (eds.). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México.
- Ruvalcaba-Sánchez, L., Z. Cano-Santana, I. Sánchez-Gallén, E. Tovar-Sánchez, C. Anaya-Merchant y D. Figueroa-Castro. 2009. Estructura de la comunidad de invertebrados epífitos asociados a *Verbesina virgata* (Asteraceae). Pp. 433-440. En: A. Lot y Z. Cano-Santana (eds.) *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel; Universidad Nacional Autónoma de México y Coordinación de la Investigación Científica. México, D.F., México.
- Rzedowski, J. 1954. La vegetación del Pedregal de San Ángel (D.F, México). *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*. 8: 59-429.
- Sadava, D., G. Heller, G. Orians, W. Purves y D. Hillis. 2009. *Vida: la ciencia de la biología*. Editorial Médica Panamericana. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina, 1376 pp.
- Siebe, C. 2000. Age and archaeological implications of Xitle volcano, southwestern basin of Mexico-City. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*. 104: 45-64.
- San José-Alcalde, M. 2010. Monitoreo de las actividades de la fauna de vertebrados en dos sitios sujetos a restauración en la Reserva del Pedregal de San Ángel. México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 74 pp.
- San José-Alcalde, M., A. Garmendía y Z. Cano-Santana. 2010. Monitoreo de aves en dos zonas de restauración ecológica y una de referencia en la reserva ecológica del pedregal de San Ángel, D.F., México. *El Canto del Centzontle*. 1: 148-164.
- Sánchez, N. y G. Amat-García. 2005. Diversidad de la fauna de artrópodos terrestres en el Humedal Jaboque, Bogotá, Colombia. *Caldasia*. 27: 311-329.
- Samways, M. 2007. Insect conservation: a synthetic management approach. *Annual Review of Entomology*. 52: 465-487.
- Sarmiento, F. 2001. *Diccionario de Ecología: Paisajes, Conservación y Desarrollo Sustentable para Latinoamérica*. Ediciones Abya-Yala. Ecuador, Quito. 226 pp.
- Saucedo-Morquecho, E. 2011. Regeneración de la comunidad vegetal y de dos poblaciones de artrópodos durante un proceso de restauración ecológica en el área de amortiguamiento 8 de la

- Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 95 pp.
- Saunders, M. y G. Luck. 2013. Pan trap catches of pollinator insects vary with habitat. *Australian Journal of Entomology*. 52: 106-113.
- SEREPSA, Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. 2014. Listado de artrópodos. En: [http://www.repsa.unam.mx/index.php/objetivos/caracteristicas/biodiversidad/listado-de-especies/listado-especies-repsa-animales?showall=&start=2]. Consultado el 15/11/14.
- Schoonhoven, L., J. Van Loon y M. Dicke. 2007. *Insect-Plant Biology*. Oxford University Press. Garsington, Oxford, Inglaterra. 421 pp.
- Schowalter, T. 2006. *Insect ecology: An ecosystem approach*. Elsevier. Radarweg, Amsterdam, Holanda. 572 pp.
- SER, Society for Ecological Restoration International. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Grupo de trabajo sobre ciencias políticas. En: [www.ser.org]. Consultado el 5/04/13.
- Shannon, C. y W. Weaver. 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*. 27: 379-423.
- Shorthouse, J. y T. Wheeler. 2001. *Arthropods of Canadian Grasslands. An Initiative of the Biological Survey of Canada (Terrestrial Arthropods)*. Comisión Biológica del Canadá. Santa Ana de Bellavista. Quebec, Canadá. 31 pp.
- Siemann, E., J. Haarstad y D. Tilman. 1999. Dynamics of plant and arthropod diversity during old-field succession. *Ecography*. 22: 406-414.
- Simberloff, D. y E. Wilson. 1969. Experimental zoogeography of islands: The colonization of empty islands. *Ecology*. 50: 278-296
- Skidmore, P. 1973. Notes on the biology of Palearctic muscids. *Entomologist*. 106: 49-59.
- Southwood, T., V. Brown y P. Reader. 1979. The relationships of plants and insect diversities in succession. *Biological Journal of the Linnean Society*. 12: 327-248.
- Southwood, T. y P. Henderson. 2000. *Ecological Methods*. Blackwell Science. Garsington, Oxford, Inglaterra, 575 pp.

- Schuh, R. y J. Slater. 1995. *True Bugs of the World (Hemiptera: Heteroptera): Classification and Natural History*. Cornell University Press. Ithaca, Nueva York, EE. UU. 336 pp.
- Thacker, J. 2002. A brief history of arthropod pest control. Pp. 1-26. En Thacker, J. (ed.). *An Introduction to Arthropod Pest Control*. Cambridge University Press. Trinity Lane, Cambridge, Inglaterra. 380 pp.
- Toler, T., E. Evans y V. Tepedino. 2005. Pan-trapping for bees (Hymenoptera: Apiformes) in Utah's West Desert: the importance of color diversity. *Pan-Pacific Entomologist*. 81: 103-113.
- Triplehorn, C. y N. Johnson. 2005. *Borror and DeLong's Introduction to the Study of Insects*. Séptima edición. Thomson Learning. San Francisco, California, EE. UU. 864 pp.
- Tuell, J., J. Ascher y R. Isaacs. 2009. Wild bees (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) of the Michigan highbush blueberry agroecosystem. *Conservation Biology and Biodiversity*. 102: 275-287.
- UNAM, Universidad Nacional Autónoma de México. 2005. Acuerdo por el que se rezonifica, delimita e incrementa la zona de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria. *Gaceta UNAM*. 2 de junio de 2005: 20-21.
- Usher, M. y R. Jefferson. 1991. Creating new and successional habitats for arthropods. Pp. 263-291. En Collins, M. (ed.). *The Conservation of Insects and their Habitats*. Elsevier. Londres, Inglaterra.
- Valiente-Banuet, A. y E. de Luna. 1990. Una lista florística actualizada para la reserva del Pedregal de San Ángel México D.F. *Acta Botanica Mexicana*. 9:13-30.
- Van Dijk, T. 1986. Changes in the carabid fauna of a previously agricultural field during the first twelve years of impoverishing treatments. *Netherlands Journal of Zoology*. 36: 413-437.
- Vega, E. y E. Peters-Recagno. 2003. Conceptos generales sobre el disturbio y sus efectos sobre los ecosistemas. Pp. 137-150. En: Sánchez, O., E. Vega, E. Peters-Recagno y O. Monroy (eds.). *Conservación de Ecosistemas Templados de Montaña*. Instituto Nacional de Ecología. México, D.F., México. 315 pp.
- Villeda-Hernández, M. 2010. Estructura de la comunidad vegetal y abundancia de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera) y *Peromyscus gratus* (Rodentia) en el área "Vivero Alto" de la Reserva del Pedregal de San Ángel sujeta a acciones de restauración. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 62 pp.
- Vrdoljak, S. y M. Samways. 2012. Optimising coloured pan traps to survey flower visiting insects. *Journal of Insect Conservation*. 16: 345-354.

- Waloff, N. 1980. Studies on grassland leafhoppers (Auchenorrhyncha, Homoptera) and their natural enemies. *Advances in Ecological Research*. 11: 81-215
- Westoby, M., B. Walker e I. Noymeir. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *Journal of Range Management*. 42: 266-274.
- Wallner, A., B. Molano-Flores y C. Dietrich. 2013. Using Auchenorrhyncha (Insecta: Hemiptera) to develop a new insect index in measuring North American tallgrass prairie quality. *Ecological Indicators*. 25: 58-64.
- Wilson, J., T. Griswold y O. Messinge. 2008. Sampling bee communities (Hymenoptera: Apiformes) in a Desert Landscape: are pan traps sufficient? *Journal of the Kansas Entomological Society*. 81: 288-300.
- Yazdani, S. y M. Agarwal. 1997. *Elements of Insect Ecology*. Alpha Science. Nueva Delhi, India. 212 pp.
- Zar, J. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall. Princeton, Nueva Jersey, EE.UU. 663 pp.

ANEXO

Matriz generada con el inverso del índice de disimilitud de Bray-Curtis sobre la composición de artrópodos capturados con trampas jabonosa de colores en 11 sitios de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Datos del 7 de septiembre de 2013.

Sitios conservados: UC (*Universum* conservado) EPC (Espacio Escultórico Conservado), ZN (Zona Núcleo Poniente) B2 (Brecha dos); Sitios sujetos a restauración ecológica: A8, A11, RP (Restauración pasiva); Sitios perturbados: FC (Facultad de Ciencias), UP (*Universum* perturbado), TV (Torre del vigía), MV (Mesa vibratoria).

	RP	FC	Zn	A11	UC	UP	EPC	B2	TV	A8	MV
RP	*	39.2	14.7	2.3	24.7	30.7	9.1	10	39.6	16.3	13.3
FC	*	*	18.2	4.1	11.2	31.8	5.3	9.5	31.5	22.0	20.9
ZN	*	*	*	2.1	26	18.9	26.2	18.5	26.7	22.9	17.4
A11	*	*	*	*	3.4	5.7	3.3	5.1	3.1	21.5	7.7
UC	*	*	*	*	*	20.6	15.1	21.0	20.8	19.7	8.2
UP	*	*	*	*	*	*	8.6	23.0	30.9	22.6	35.1
EPC	*	*	*	*	*	*	*	26.8	12.4	12.6	12.4
B2	*	*	*	*	*	*	*	*	12.8	14.0	31.7
TV	*	*	*	*	*	*	*	*	*	31.4	28.4
A8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	33.9
MV	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*