



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

ECOLOGÍA

**EFFECTO DE LA ELIMINACIÓN DE LA ESPECIE INVASORA *HEDERA
HELIX* SOBRE LA REGENERACIÓN TEMPRANA DE UN BOSQUE DE
QUERCUS EN LA CDMX**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

HÉCTOR ADRIÁN JIMÉNEZ HERNÁNDEZ

TUTOR(A) PRINCIPAL DE TESIS: Dra. Silvia Castillo Argüero

Facultad de Ciencias, UNAM

COMITÉ TUTOR: Dr. Francisco Javier Espinosa García

Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y
Sustentabilidad, UNAM

Dra. Ana Elena Mendoza Ochoa

Instituto de Ecología, UNAM

CD.MX.

MAYO, 2019



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.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

ECOLOGÍA

**EFFECTO DE LA ELIMINACIÓN DE LA ESPECIE INVASORA *HEDERA
HELIX* SOBRE LA REGENERACIÓN TEMPRANA DE UN BOSQUE DE
QUERCUS EN LA CDMX**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

HÉCTOR ADRIÁN JIMÉNEZ HERNÁNDEZ

TUTOR(A) PRINCIPAL DE TESIS: Dra. Silvia Castillo Argüero

Facultad de Ciencias, UNAM

COMITÉ TUTOR: Dr. Francisco Javier Espinosa García

Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y
Sustentabilidad, UNAM

Dra. Ana Elena Mendoza Ochoa

Instituto de Ecología, UNAM

MÉXICO, CD.MX.

MAYO, 2019



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISIÓN ACADÉMICA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

OFICIO FCIE/DAIP/0297/2019

ASUNTO: Oficio de Jurado

M. en C. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 14 de enero de 2019 se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS en el campo de conocimiento de Ecología del alumno JIMÉNEZ HERNÁNDEZ HÉCTOR ADRIÁN con número de cuenta 411038571 con la tesis titulada "Efecto de la eliminación de la especie invasora *Hedera helix* sobre la regeneración temprana de un bosque de *Quercus* en la CDMX", realizada bajo la dirección de la DRA. SILVIA CASTILLO ARGÜERO:

Presidente: DRA. HEIKE DORA MARIE VIBRANS LINDEMANN
Vocal: DR. ERICK DE LA BARRERA MONTPELLIER
Secretario: DR. FRANCISCO JAVIER ESPINOSA GARCÍA
Suplente: DRA. GABRIELA SANTIBÁÑEZ ANDRADE
Suplente: DR. ARCADIO MONROY ATA

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE

"POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU"
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 2 de abril de 2019

DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA
COORDINADOR DEL PROGRAMA



AGNS/MMVA/ASR/grf*

Agradecimientos

Al posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada durante mis estudios de maestría (CVU 779717).

A los proyectos:

PAPIIT IN211118 “Efecto de los disturbios antrópicos en la diversidad funcional en un bosque templado dentro de la Ciudad de México”.

PAPIME PE201817 “Ecología de la vegetación secundaria y los hongos como indicadores del estado de conservación de un bosque templado de la cuenca del río Magdalena, Ciudad de México”.

A mi tutora la Dra. Silvia Castillo Argüero y los miembros de mi comité tutor: el Dr. Francisco Javier Espinosa García y la Dra. Ana Elena Mendoza Ochoa.

A los miembros del jurado: Dr. Francisco Javier Espinosa García, Dra. Heike Dora Marie Vibrans Lindemann, Dr. Erick de la Barrera Montppellier, Dra. Gabriela Santibañez Andrade y Dr. Arcadio Monroy Ata.

Agradecimientos académicos

A la Dra. Silvia Castillo Argüero por dirigir este trabajo y apoyarme en todo momento durante su realización.

A los miembros de mi comité tutor: el Dr. Francisco Javier Espinosa García y la Dra. Ana Elena Mendoza Ochoa por todos sus comentarios y correcciones, que cada semestre fueron guiando este trabajo.

A los miembros del jurado: Dr. Francisco Javier Espinosa García, Dra. Heike Dora Marie Vibrans Lindemann, Dr. Erick de la Barrera Montppellier, Dra. Gabriela Santibañez Andrade y Dr. Arcadio Monroy Ata por su revisión y los comentarios hechos que ayudaron a mejorar este trabajo.

A la M. en C. Yuriana Martínez Orea por su ayuda durante los muestreos e identificación de especies vegetales en campo.

A la M. en C. Leticia Bonilla Valencia por ayudarme con mis dudas de estadística.

Al Biól. Marco Antonio Romero Romero por su apoyo y facilitación para la utilización de los programas y los equipos del laboratorio.

Al M. en C. Ramiro Cruz Durán por la identificación del material vegetal colectado.

Agradecimientos personales

A mi tutora Silvia por haberme apoyado y guiado en el camino de la ecología, y por haberme aceptado e integrado, desde licenciatura, a su maravilloso equipo de trabajo en el laboratorio de dinámica de comunidades.

A Yuri por su constante ayuda y amistad, en campo y en el laboratorio, a lo largo de toda mi estadía en el laboratorio.

A las personas que me apoyaron durante los muestreos de campo: Jess, Clau, Yas, Gus, Lety, Ale, Daniel Axkana, Daniel Aldana y José Miguel.

A mis compañeros de laboratorio por hacer más ameno el trabajo con sus pláticas y comidas: Lety, Yas, Clau, Gus, Tania, Ale, Carmina, Nadia, Vero, Diana, Daniel.

A los amigos que continuaron compartiendo conmigo aventuras y horas de diversión durante esta nueva etapa académica: Serch, Susi, Yisus, Chucho, Billy, Gio, Itzel y Edgar.

A Jess por compartir conmigo esta etapa que ha sido una de las mejores de mi vida. Por todo el apoyo mutuo que nos dimos en campo y en la realización de nuestros respectivos trabajos, y por las grandes horas de diversión y relajación que tuvimos. Gracias por estar conmigo.

Por último agradezco a mi familia: especialmente a mi mamá Cecilia Hernández, mi papá Héctor Jiménez y mi hermana Stephanie Jiménez, por su infinito cariño y su gran apoyo a lo largo de toda mi vida, y por alentarme a seguir creciendo académicamente, profesionalmente y como persona. Asimismo, agradezco a mis abuelos, tíos y primos que siempre mostraron interés por mi avance en esta etapa.

Índice

	Página
1 Resumen	1
2 Introducción	3
1.1 Especies invasoras.....	3
1.2 Efectos de las especies invasoras.....	5
1.3 Manejo de especies invasoras vegetales.....	7
3 Justificación	9
4 Objetivos	10
5 Hipótesis y predicciones	10
6 Métodos	11
6.1 Especie de estudio.....	11
6.2 Sitio de estudio.....	12
6.3 Diseño experimental.....	14
6.4 Análisis de datos.....	15
7 Resultados	19
7.1 Atributos biológicos de las especies encontradas.....	19
7.2 Abundancia.....	21
7.3 Riqueza.....	23
7.4 Diversidad.....	26
7.5 Valores de importancia relativa.....	27
7.6 Análisis de Correspondencia sin Tendencia (DCA).....	32
7.7 Variables ambientales.....	35

8	Discusión	37
8.1	Composición, abundancia, riqueza y diversidad.....	37
8.2	Variables ambientales.....	41
8.3	Efectividad de la eliminación manual de <i>H. helix</i>	42
9	Conclusiones	44
10	Literatura citada	45
11	Anexos	53

Índice de tablas y figuras

	Página
Cuadro 1. Diferentes hipótesis que explican el éxito de las especies invasoras.....	5
Figura 1. <i>Hedera helix</i>	12
Figura 2. Fruto de <i>Hedera helix</i>	12
Figura 3. Mapa de la cuenca del río Magdalena. En verde se encuentra señalada la unidad 2 del bosque de <i>Quercus</i>	13
Figura 4. Tratamientos para el muestreo. H. Presencia de <i>Hedera helix</i> ; ChH. Eliminación manual de <i>H. helix</i> ; V. Ausencia de <i>H. helix</i> ; ChV. Ausencia de <i>H. helix</i> y eliminación del sotobosque.....	15
Figura 5. Esquema metodológico del estudio.....	18
Figura 6. Atributos biológicos de las especies encontradas por cada tratamiento. a) Forma de crecimiento; b) Forma de vida; c) Síndrome de dispersión; d) Vector de dispersión; e) Distribución geográfica y f) Malezas. H= Sitios invadidos por <i>H. helix</i> ; V= Sitios con ausencia de <i>H. helix</i> ; ChH= Sitios donde se eliminó <i>H. helix</i> ; ChV= Sitios con ausencia de <i>H. helix</i> donde se eliminó la vegetación.....	20
Figura 7. Número de individuos promedio de todas la especies registrados en cada tratamiento cada dos meses de muestreo a lo largo de un año. Se muestra el promedio \pm SE. H= Sitios invadidos por <i>H. helix</i> ; V= Sitios con ausencia de <i>H. helix</i> ; ChH= Sitios donde se eliminó <i>H. helix</i> ; ChV= Sitios con ausencia de <i>H. helix</i> donde se eliminó la vegetación.....	22
Figura 8. Análisis de varianza (ANOVA) de medidas repetidas del efecto de los tratamientos (a) y del mes de muestreo (b) sobre la abundancia de individuos. H= Sitios invadidos por <i>H. helix</i> ; V= Sitios con ausencia de <i>H. helix</i> ; ChH= Sitios donde se eliminó <i>H. helix</i> ; ChV= Sitios con ausencia de <i>H. helix</i> donde se eliminó la vegetación	22

Figura 9. Número de especies registradas en cada tratamiento cada dos meses de muestreo a lo largo de un año. Se muestra el promedio \pm SE . H= Sitios invadidos por *H. helix*; V= Sitios con ausencia de *H. helix*; ChH= Sitios donde se eliminó *H. helix*; ChV= Sitios con ausencia de *H. helix* donde se eliminó la vegetación24

Figura 10. Análisis de varianza (ANOVA) de medidas repetidas del efecto de los tratamientos(a) y del mes de muestreo sobre la riqueza de especies . H= Sitios invadidos por *H. helix*; V= Sitios con ausencia de *H. helix*; ChH= Sitios donde se eliminó *H. helix*; ChV= Sitios con ausencia de *H. helix* donde se eliminó la vegetación24

Figura 11. Riqueza acumulada de especies con intervalos de confianza del 95%, cada dos meses de muestreo en cada uno de los tratamientos. H= Sitios invadidos por *H. helix*; V= Sitios con ausencia de *H. helix*; ChH= Sitios donde se eliminó *H. helix*; ChV= Sitios con ausencia de *H. helix* donde se eliminó la vegetación25

Figura 12. Índice de Shannon-Wiener en cada tratamiento cada dos meses de muestreo a lo largo de un año. Se muestra el valor del índice de Shannon \pm SD . H= Sitios invadidos por *H. helix*; V= Sitios con ausencia de *H. helix*; ChH= Sitios donde se eliminó *H. helix*; ChV= Sitios con ausencia de *H. helix* donde se eliminó la vegetación.....26

Figura 13. Curvas de rango-abundancia con los valores de importancia relativa (VIR) de cada una de las especies encontradas en cada mes para los sitios donde se encontraba *H. helix* (H).....28

Figura 14. Curvas de rango-abundancia con los valores de importancia relativa (VIR) de cada una de las especies encontradas en cada mes para los sitios donde no se encontraba *H. helix* (V).....29

Figura 15. Curvas de rango-abundancia con los valores de importancia relativa (VIR) de cada una de las especies encontradas en cada mes para los sitios donde fue retirada *H. helix* (ChH).....30

Figura 16. Curvas de rango-abundancia con los valores de importancia relativa (VIR) de cada una de las especies encontradas en cada mes para los sitios donde fue retirada la vegetación (ChV).....	31
Figura 17. Análisis de conglomerados de dos vías entre las especies encontradas y los tratamientos en cada uno de los meses.....	33
Figura 18. Análisis de Correspondencia sin Tendencia (DCA) de las especies encontradas en cada tratamiento en cada mes de muestreo. H= Sitios invadidos por <i>H. helix</i> ; ChH= Sitios donde se eliminó <i>H. helix</i> ; V= Sitios con ausencia de <i>H. helix</i> ; ChV= Sitios con ausencia de <i>H. helix</i> donde se eliminó la vegetación.....	34
Cuadro 2. Resultados del CCA con la prueba de Montecarlo para los ejes y las correlaciones de especies-ambiente.....	35
Figura 19. Análisis de correspondencia canónica (CCA) para las variables ambientales y las especies presentes en cada parcela. H= Sitios invadidos por <i>H. helix</i> ; ChH= Sitios donde se eliminó <i>H. helix</i> ; V= Sitios con ausencia de <i>H. helix</i> ; ChV= Sitios con ausencia de <i>H. helix</i> donde se eliminó la vegetación; K= Potasio temporada seca; N= Nitrógeno; P= Fósforo; GSF= Factor de sitio Global.....	36

Resumen

El bosque de encino de la cuenca del río Magdalena, localizado dentro de la Ciudad de México, está constantemente sometido a diferentes disturbios antropogénicos, lo que ha facilitado la introducción de especies exóticas. Una de estas especies es *Hedera helix*, la cual, debido a su rápido crecimiento y alta propagación, ha comenzado a invadir el bosque adquiriendo altas densidades y coberturas. Por ello, el objetivo de este trabajo fue evaluar la composición y estructura vegetal en sitios invadidos y no invadidos por *H. helix*, así como la regeneración temprana de sitios en los que la especie fue retirada manualmente. Se establecieron 20 parcelas de 3x3 m, 5 en un sitio invadido, 5 en un sitio no invadido y 5 parcelas en cada uno de los dos sitios en donde se eliminó manualmente la vegetación del sotobosque. Todas estas parcelas fueron monitoreadas cada dos meses durante un año para identificar y comparar los cambios en la composición y diversidad de especies vegetales en cada tratamiento, a través de la estimación de valores de importancia relativa de cada especie, así como la riqueza y diversidad de cada sitio experimental. Además, se tomaron muestras de suelo para comparar la composición fisicoquímica y determinar si había diferencias entre los cuatro tratamientos.

Los resultados muestran que la densidad de individuos fue significativamente menor en casi todos los meses en los sitios invadidos por *H. helix* lo cual sugiere una competencia por el espacio. En términos de riqueza de especies y diversidad, no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos en ninguno de los meses, sin embargo, la curva de acumulación de especies mostró que los sitios invadidos tuvieron un menor número acumulado de especies a lo largo del año, ya que la germinación de nuevas especies es baja. En la agrupación, por medio de un análisis de conglomerados de los meses y tratamientos se observa que la composición de especies entre los sitios sometidos a control fue similar entre ellos y más similares a los sitios no invadidos. Esto significa que la presencia de *H. helix* genera una composición vegetal diferente y que después de un control manual, la regeneración temprana mantiene mayor parecido a los sitios no invadidos. Finalmente, el suelo de los sitios invadidos tuvo una mayor cantidad de potasio y de fósforo, mientras que en los sitios no invadidos hubo una mayor cantidad de nitrógeno.

Abstract

The temperate oak forest of the Magdalena river basin, located in Mexico City, is often under anthropogenic disturbances, which has facilitated the introduction of alien species. One of these species is *Hedera helix* that due to its fast growth and fast propagation, is invading some areas of the forest, reaching high densities and cover values. For this, the aims of this study were to assess and compare during a year, the changes on plant structure and composition of invaded vs. non-invaded sites as well as the natural regeneration in sites subjected to a manual removal of the introduced species. We established twenty 3 x 3 m plots, five in an invaded site, five in a non-invaded site and five plots on each site where the understory plant cover was removed. All these plots were monitored every 2 months to identify and compare the changes in vegetation structure and composition. We monitored the species richness, estimated diversity index and the relative importance value for each species. Also, we collected soil samples to compare the physicochemical composition and observe if there are differences of this component between the four treatments.

The results showed that the individual densities of all species were lower in the invaded sites in almost all the months, due to the reduction of the available space by *H. helix*. Regarding the species richness and diversity, there were no statistically differences between treatments, however, the number of accumulated species along the time was lower in the invaded sites because there was a low germination of new species in these sites. A multivariate clustering showed that the plant composition in both removed and control sites was similar between them and more similar with the non-invaded sites. It means that the presence of *H. helix* originates a different plant composition, and after a manual removal control the early regeneration is more similar to the non-invaded sites. Finally, the invaded sites had more potassium and phosphorus, meanwhile the non-invaded sites had more nitrogen.

Introducción

Especies invasoras

Las especies invasoras son aquellas con potencial para propagarse a nuevos hábitats, establecerse y llegar a convertirse en especies dominantes de esos sitios (Reichard y White, 2001). La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (2016) las define como aquellas que sobreviven, se establecen y reproducen de manera descontrolada fuera de su distribución natural, causando daños serios a la biodiversidad, economía, agricultura o salud pública.

Según Richardson *et al.*, (2000a), una invasión biológica inicia cuando una especie llega a una comunidad más allá de sus patrones de distribución original atravesando alguna barrera geográfica, generalmente mediante la introducción accidental o intencional por parte de los seres humanos. Una vez que ha llegado a un sitio, la especie puede establecerse, pero sin lograr mantener una población estable a través del tiempo, convirtiéndose en una especie casual. Sin embargo, si la especie es capaz de superar los filtros ambientales y reproductivos se convertirá en una especie naturalizada. Posteriormente, al comenzar a producir progenie a grandes distancias de los individuos parentales y al expandir su distribución, se convertirá en especie invasora.

Generalmente las invasiones biológicas se encuentran relacionadas con las actividades antropogénicas, ya sea actuando como agentes transportadores de especies exóticas a nuevos sitios, o como agentes facilitadores por medio de disturbios (Pyle, 1995; Vitousek *et al.*, 1997).

Algunos disturbios naturales pueden promover un mayor reclutamiento de especies nativas sobre las invasoras siempre y cuando la disponibilidad de recursos en el suelo permanezca constante (Daehler, 2003). Sin embargo, los disturbios antropogénicos pueden generar un incremento en la disponibilidad o redistribución de algún recurso limitante (Wilson y Tilman, 1993), facilitando la invasión de especies exóticas a través de la apertura de espacios,

incrementando la disponibilidad de sitios para que estas especies puedan establecerse (Gross y Werner, 1982) y reduciendo la competencia con especies nativas (Daehler, 2003)

Debido a la gran importancia que ha adquirido el estudio de las especies invasoras se han propuesto una gran cantidad de hipótesis que tratan de predecir qué rasgos de las especies pueden llegar a convertirlas en invasoras exitosas, o qué características vuelven más susceptible a una comunidad a ser invadida (Cuadro 1).

Varias de estas hipótesis no han podido ser demostradas y los estudios comparativos obtienen resultados muy específicos para el objeto en estudio. Es por esto que se ha tenido que recurrir a meta-análisis y comparaciones globales para tratar de encontrar una tendencia en las características de las especies invasoras y las comunidades que afectan (Moles, 2012).

Es muy posible que más de una hipótesis sea la que explique el éxito de una especie invasora, por lo que algunos autores proponen la utilización de análisis de redes, considerando las relaciones entre cada una de estas hipótesis para determinar cuáles pueden ser consideradas bajo ciertas circunstancias y cuáles pueden ser rechazadas y/o reemplazadas (Catford *et al.*, 2009; Jeschke, 2014).

Cuadro 1. Diferentes hipótesis que explican el éxito de las especies invasoras (Modificado de Mitchell *et al.*, 2006)

Hipótesis	Descripción	Autor/es
Enemigos naturales	La ausencia de depredadores en su nuevo hábitat le hace ganar cierta ventaja ante las especies nativas	Maron y Vilà, 2001; Keane y Crawley, 2002
“Novel weapons”	Producción de sustancias químicas que inhiben el crecimiento de las especies en la comunidad que se invade (alelopatía)	Callaway y Ridenour, 2004
Resistencia biótica	Los ecosistemas con una diversidad de especies alta son menos susceptibles a ser invadidas que los ecosistemas con una diversidad baja.	Levine <i>et al.</i> , 2004
Facilitación mutualista	Las interacciones mutualistas facilitan el establecimiento y éxito de las especies invasoras	Richardson <i>et al.</i> , 2000b; Schiffman, 1996; Morales <i>et al.</i> , 2009
“Invasional meltdown”	El establecimiento de una especie invasora puede facilitar la entrada de otras especies invasoras	Simberloff y Von Holle, 1999
Presión de los propágulos	La alta presión ambiental a la que son sometidos los propágulos en el nuevo hábitat es la principal causa de éxito.	Lockwood <i>et al.</i> , 2005

Efectos de las especies invasoras

La introducción de especies y las invasiones biológicas son consideradas como un problema global y como la segunda mayor amenaza a las especies nativas solo por detrás de la pérdida de hábitat (Vitousek *et al.*, 1996; Wilcove *et al.*, 1998; Reichard y White, 2001), por considerarlas especies que modifican los patrones de diversidad, riqueza y dominancia de las comunidades a las que llegan (Woods, 1997). Las especies invasoras pueden aumentar o disminuir la susceptibilidad de un ecosistema a disturbios (Walker y Smith, 1997) como incendios, erosión del suelo o caída de árboles adultos, y esto a su vez podría generar una facilitación para la entrada de nuevas especies invasoras (Simberloff y Von Holle, 1999).

Las especies invasoras pueden ser “pasajeras” (passengers) o “conductoras” (drivers) de las modificaciones en el ecosistema (MacDougall y Turkington, 2005; Didham *et al.*, 2005). Si son pasajeras, las especies invasoras únicamente aprovechan las modificaciones provocadas por la presencia de disturbios a consecuencia de diversas actividades humanas volviéndose dominantes (Byers, 2002; Powell *et al.*, 2011). Si son conductoras, las especies invasoras se convierten en dominantes gracias a una exclusión competitiva contra las especies nativas de los sitios a los que llegan (MacDougall y Turkington, 2005; Powell *et al.*, 2011). Esta exclusión puede ser: 1) a través de la competencia en contra de las especies nativas, ya sea por el espacio, la cantidad y calidad de la luz, los recursos y nutrientes disponibles del suelo, etc., desplazando a las especies presentes; ó 2) a través de una competencia por polinizadores y dispersores (Morales *et al.*, 2009), afectando el éxito reproductivo y en consecuencia un decaimiento en las poblaciones de especies nativas (Morales y Traveset, 2009).

Las especies invasoras no solo afectan la estructura y composición de especies en la comunidad, sino también pueden tener efectos en los ciclos de nutrientes de diferentes maneras. Pueden generar un incremento en los niveles de algunos nutrientes, por ejemplo, de nitrógeno, a través de una mayor fijación o produciendo mayores cantidades de materia orgánica por la caída de hojas (Vitousek y Walker, 1989). De forma contraria, también pueden provocar una disminución en la disponibilidad de los nutrientes, ya sea de forma directa a través de la competencia con las plantas nativas, o indirectamente mediante la adición de materia orgánica pobre en nutrientes o la modificación del pH del suelo (Walker y Smith, 1997). También pueden llegar a generar efectos en la hidrología, la geomorfología y en la producción primaria del ecosistema, e incluso pueden llegar a generar pérdidas económicas (Vitousek *et. al*, 1996; Walker y Smith, 1997).

Manejo de especies invasoras vegetales

Existen diferentes métodos para el manejo de las comunidades que han sido afectadas por invasiones biológicas vegetales; los principales métodos de control son el mecánico, el químico y el biológico.

El método a utilizar dependerá de los objetivos que se quieran alcanzar con el manejo (erradicación, contención, etc.), del tamaño de área que abarca la distribución de la especie en el sitio afectado, e incluso del presupuesto y disponibilidad de recursos físicos y humanos para llevarlo a cabo (DeLoach, 1997; Rejmánek y Pitcairn, 2002).

El control mecánico consiste en la utilización de herramientas manuales con las cuales se corta y se arranca del suelo a la planta en los sitios que han sido invadidos. Este método puede llegar a ser muy costoso debido al gran esfuerzo de trabajo y tiempo que se necesita, puede llegar a provocar erosión y compactación del suelo, además puede presentar baja efectividad debido a la dificultad para asegurarse de que no haya nuevas germinaciones o rebrotes de la planta (DeLoach, 1997; Bigerstaff y Beck, 2007b). A pesar de esto, es una técnica ampliamente recomendada debido a que no requiere la liberación de algún tipo de contaminante químico o biológico al ecosistema.

La utilización de herbicidas puede ser el método más efectivo para erradicar por completo una especie invasora. No obstante, puede ser el que más efectos negativos produzca, ya que, además de la contaminación que puede provocar en el suelo, agua o aire, puede afectar a otras especies nativas del lugar e incluso limitar una posterior regeneración natural en el sitio y disminuir la diversidad de especies (DiTomaso, 2000; Bigestaff y Beck, 2007b).

El control biológico consiste en la utilización de insectos herbívoros o algún patógeno para reducir el vigor, la reproducción y la densidad de la especie que se pretende controlar (DeLoach, 1997; Cruttwell-McFadyen, 1998). Este método tiene la desventaja de que hay que introducir otra especie ajena a la comunidad lo que podría provocar daños más severos a los causados por la planta invasora. La mayoría de las veces se trata de utilizar organismos que sean específicos a la planta que se desea controlar para que así no afecte a

especies nativas del lugar, sin embargo, en muchos casos es difícil encontrar organismos tan específicos. Entre sus ventajas se encuentran que es un método que no provocaría una contaminación química de ninguno de los componentes del medio ambiente y que no requiere tanto esfuerzo de trabajo. Según Rejmánek y Pitcairn (2002), este método puede considerarse el único efectivo a largo plazo cuando la planta invasora ha alcanzado una distribución muy amplia (>10 000 ha).

Muchos de los trabajos que se hacen sobre invasiones biológicas, tratan principalmente con propiedades biogeográficas y demográficas de estas especies, que muchas veces derivan en técnicas de manejo cuyo principal objetivo es la reducción o eliminación de las poblaciones de la especie invasora (Woods, 1997; Luken, 1997). Sin embargo, en algunos casos, la eliminación del invasor puede traer efectos negativos a la comunidad y propiciar el establecimiento de otras especies invasoras o malezas. Por lo tanto, es muy importante conocer la respuesta sucesional que tendría la comunidad después de la técnica de manejo utilizada (Woods, 1997).

Justificación

Hedera helix es una especie considerada exótica e invasora, que tiende a establecerse en sitios abiertos sometidos a disturbios (Metcalf, 2005), llegando a convertirse en una especie con gran dominancia en los sitios donde se establece.

Esta especie presenta una alta propagación vegetativa, ya que puede rebrotar a partir de fragmentos de tallo, los cuales fácilmente forman raíces cuando entran en contacto con el suelo y tiene un crecimiento rápido debido a que su tallo produce raíces adventicias y estolones con las que puede extenderse rápidamente (Waggy, 2010), además, sus semillas presentan altos porcentajes de germinación. Asimismo algunos autores sugieren que *H. helix* puede presentar alelopatía (Biggerstaff y Beck, 2007a; Marian *et al.*, 2016) evitando la germinación de las semillas de otras especies.

El bosque de *Quercus* de la cuenca del río Magdalena, por encontrarse inmerso en la Ciudad de México, presenta disturbios antropogénicos recurrentes. Esto ha facilitado que *Hedera helix* actualmente esté invadiendo algunas áreas del sotobosque, desplazando a especies nativas, y que se reporte como una especie con gran dominancia y altos valores de importancia relativa en el estrato herbáceo (Castro-Gutiérrez, 2013).

Por lo tanto, es de suma importancia conocer el efecto de esta especie sobre la regeneración natural del bosque, y poder plantear algunas estrategias de manejo para evitar que esta especie se siga propagando.

Objetivos

Evaluar la estructura vegetal del sotobosque en sitios invadidos por *Hedera helix* en el bosque de *Quercus* de la cuenca del río Magdalena.

Comparar la estructura y composición de especies entre sitios con presencia y ausencia de *H. helix*.

Evaluar el potencial de reclutamiento de nuevas plántulas en sitios en los que *H. helix* es retirada del sotobosque y compararlos con el reclutamiento en sitios donde nunca ha estado presente *H. helix*.

Hipótesis y predicciones

1. Debido a su rápida propagación vegetativa, *Hedera helix* forma una cubierta densa sobre el suelo de los sitios que ha invadido, evitando la germinación de especies en el banco de semillas.

2. Al ocupar gran parte del espacio disponible, *H. helix* evita el establecimiento de nuevas especies; asimismo compite con las especies ya establecidas, llegando a excluirlas de los sitios.

Con base en estas hipótesis se establecieron las siguientes predicciones:

1.- En sitios donde *H. helix* sea retirada se facilitará la germinación y el establecimiento de otras especies y no habrá diferencias en su composición de especies respecto a los sitios control donde se eliminó el estrato herbáceo.

2.- En sitios donde se encuentre presente *H. helix* habrá una menor densidad, riqueza y diversidad de especies en comparación con los sitios no invadidos.

Métodos

Para poder probar las hipótesis y predicciones se establecieron cuadros dentro del bosque de *Quercus* de la cuenca del río Magdalena, en un área donde *Hedera helix* ha alcanzado grandes densidades poblacionales. Los cuadros tuvieron un área de 9 m² (3 x 3 m) y se distribuyeron en cuatro tratamientos: sitios donde *Hedera helix* fuera dominante, sitios con ausencia de *H. helix*, sitios donde *H. helix* fue retirada manualmente y sitios con ausencia de *H. helix* donde fue retirado manualmente el estrato herbáceo. Estos cuadros fueron monitoreados cada dos meses durante un año para identificar cambios en la composición y diversidad de especies vegetales en cada uno de ellos.

Especie de estudio.

Hedera helix L. (Fig. 1) es una planta perenne de la familia Araliaceae originaria de Europa, Asia y el norte de África (Metcalf, 2005), la cual ha sido ampliamente esparcida a otros lugares del mundo debido a su común utilización como planta decorativa de muros, rejas y bardas. Además, es considerada una planta medicinal debido a que tiene propiedades expectorantes, por lo que es utilizada en jarabes para aliviar enfermedades de las vías respiratorias.

Puede presentar diferentes formas de crecimiento: trepadora, liana, hierba erecta y subarbusto; puede crecer verticalmente sobre troncos y paredes u horizontalmente sobre el piso formando tapetes (Metcalf, 2005).

Las plántulas generan una raíz poco profunda que crece con un tallo vertical con finas ramificaciones, las cuales llegan a expandirse de forma horizontal como tallos secundarios. Presenta dos fases de crecimiento: la fase vegetativa (juvenil) y la fase reproductiva (adulto). La forma juvenil crece comúnmente en sitios con sombra, mientras que la fase adulta requiere de sitios con mayor cantidad de luz (Miller, 2003; Waggy, 2010) debido a que las hojas de la fase

juvenil poseen una menor capacidad fotosintética que las hojas en la fase adulta, lo que le permite a *H. helix* crecer en una amplia gama de luz (Metcalf, 2005).

Crece más frecuentemente en suelos con pH mayores a 6.0, sin embargo puede llegar a sobrevivir en suelos más ácidos, pero siempre por encima de 4.0 (Grime, *et al.*, 1988).

Su fruto es una baya de color púrpura-negra (Fig. 2) que contienen de 1-5 semillas, las cuales son diseminadas principalmente por aves (Metcalf, 2005), lo que les permite ser transportadas a grandes distancias y arribar a nuevos sitios. Las semillas no forman un banco persistente (Metcalf, 2005), sin embargo, presentan altos porcentajes de germinación una vez que se le limpia la pulpa del fruto, ya sea por el paso a través del tracto de un ave o cuando se realiza manualmente en algunos experimentos (Waggy, 2010).



Figura 1. *Hedera helix*



Figura 2. Fruto de *H. helix*

Sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo en el bosque de *Quercus* de la cuenca del río Magdalena ubicado dentro del Eje Volcánico Transmexicano en la sierra de Las Cruces, al suroeste de la Ciudad de México. La mayor parte de la cuenca se encuentra dentro de la Ciudad de México, abarcando las delegaciones políticas de Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y Cuajimalpa con una extensión de

aproximadamente 2925 hectáreas (Ávila-Akerberg, 2002) y se ubica entre los 19° 13' 53" y 19° 18' 12" N y 99° 14' 50" y 99° 20' 30" O (Álvarez, 2000).

El bosque de *Quercus* se encuentra en la parte más baja de la cuenca entre los 2620-3370 m.s.n.m (Nava, 2003). Posee un clima templado el más húmedo de los subhúmedos [Cb'(w2) (w)] con una oscilación térmica anual entre 5 y 7 °C (Dobler, 2010) y una precipitación media anual de 800-1000 mm (Jujnovsky, 2006). La época seca abarca de noviembre a mayo y la lluviosa de junio a octubre (Álvarez, 2000).

Los cuadros del estudio se ubicaron dentro de la unidad ambiental 2 del bosque definida por Santibañez-Andrade *et al.* (2015) la cual se encuentra entre los 2700-3100 m.s.n.m. y tiene una extensión de 102.51 ha. Posee una orientación de ladera hacia el noroeste y presenta un dosel abierto poco denso con signos de disturbio. Se seleccionó esta unidad debido a que es donde se encuentra la mayor densidad de *H. helix* dentro del bosque (Fig. 3).

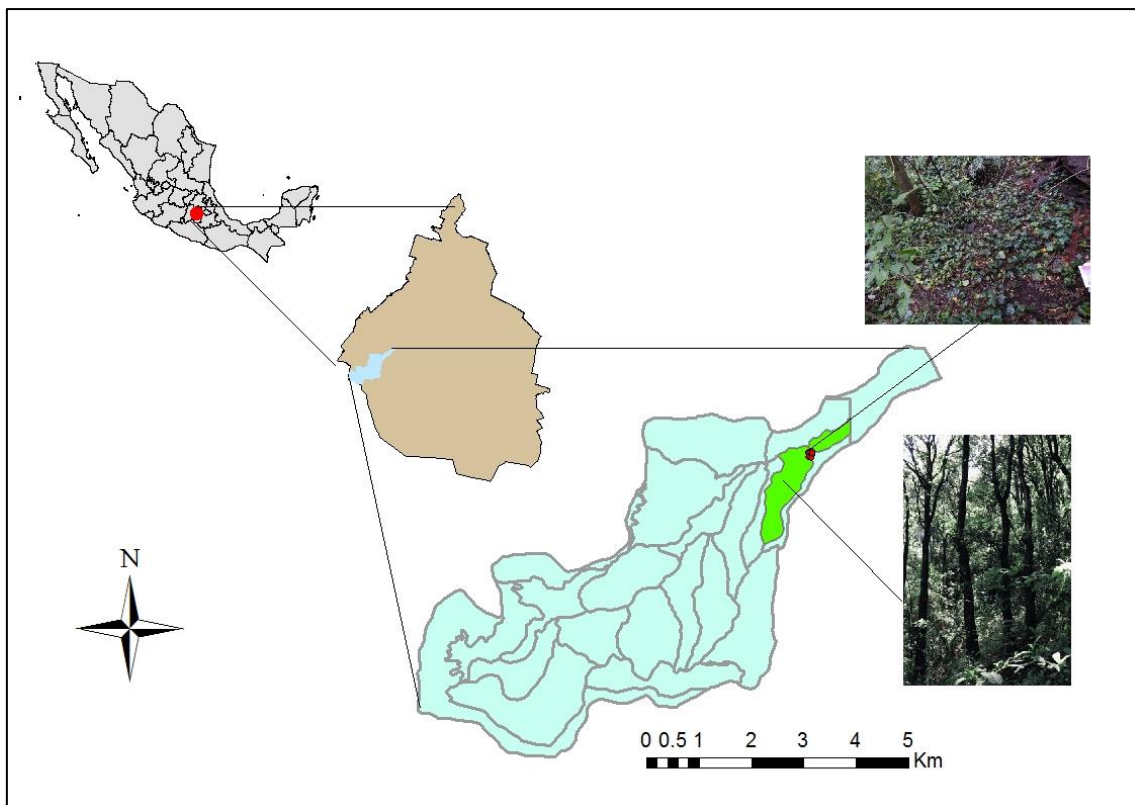


Figura 3. Mapa de la cuenca del río Magdalena. En verde se encuentra señalada la unidad 2 del bosque de *Quercus*.

Diseño experimental

Se establecieron un total de 20 cuadros de 9 m² (3 x 3 m), mediante un muestreo estratificado, en el cual se establecieron 10 cuadros en un sitio donde *H. helix* era abundante y 10 cuadros en un sitio donde no se encontraba presente. Posteriormente, en cada sitio se eligieron 5 de los 10 cuadros, en los cuales se eliminó manualmente la vegetación del sotobosque, quedando divididos de la siguiente manera:

5 cuadros de 3 x 3 m en sitios en los que había una dominancia de *H. helix*, 5 cuadros con dominancia de *H. helix* en los cuales fue retirada manualmente del sotobosque; 5 cuadros donde *H. helix* no se encontraba presente; y 5 cuadros sin presencia de *H. helix* donde fue retirada manualmente la vegetación del sotobosque (Fig. 4).

En cada cuadro se registraron todas las especies presentes en el sotobosque y se obtuvo su cobertura a través de la medición de sus 2 diámetros perpendiculares entre sí (D1 y D2).

Se tomaron algunas variables ambientales como la orientación de ladera y su pendiente. Además, se colectaron muestras de suelo, una parte de estas muestras se utilizaron para determinar el porcentaje de humedad por el método gravimétrico que consiste en pesar las muestras antes y después de ser secadas. Otra parte de las muestras se llevaron a analizar al Colegio de Postgraduados para determinar las cantidades de nitrógeno, potasio, fósforo, materia orgánica, pH y conductividad eléctrica. Asimismo, se tomaron fotos hemisféricas que fueron analizadas con el programa Hemiview ver. 2.1 (Delta-T, 1998), para obtener la incidencia de luz en cada cuadro a través del factor de sitio global (GSF), el cual se define como la proporción de radiación global que incide debajo el dosel con respecto a la que incide en el sitio abierto (Rich *et al.*, 1998).

Los muestreos de la vegetación se hicieron cada dos meses desde agosto de 2016 hasta septiembre de 2017, mientras que los datos ambientales se tomaron únicamente durante la temporada lluviosa y la temporada seca.

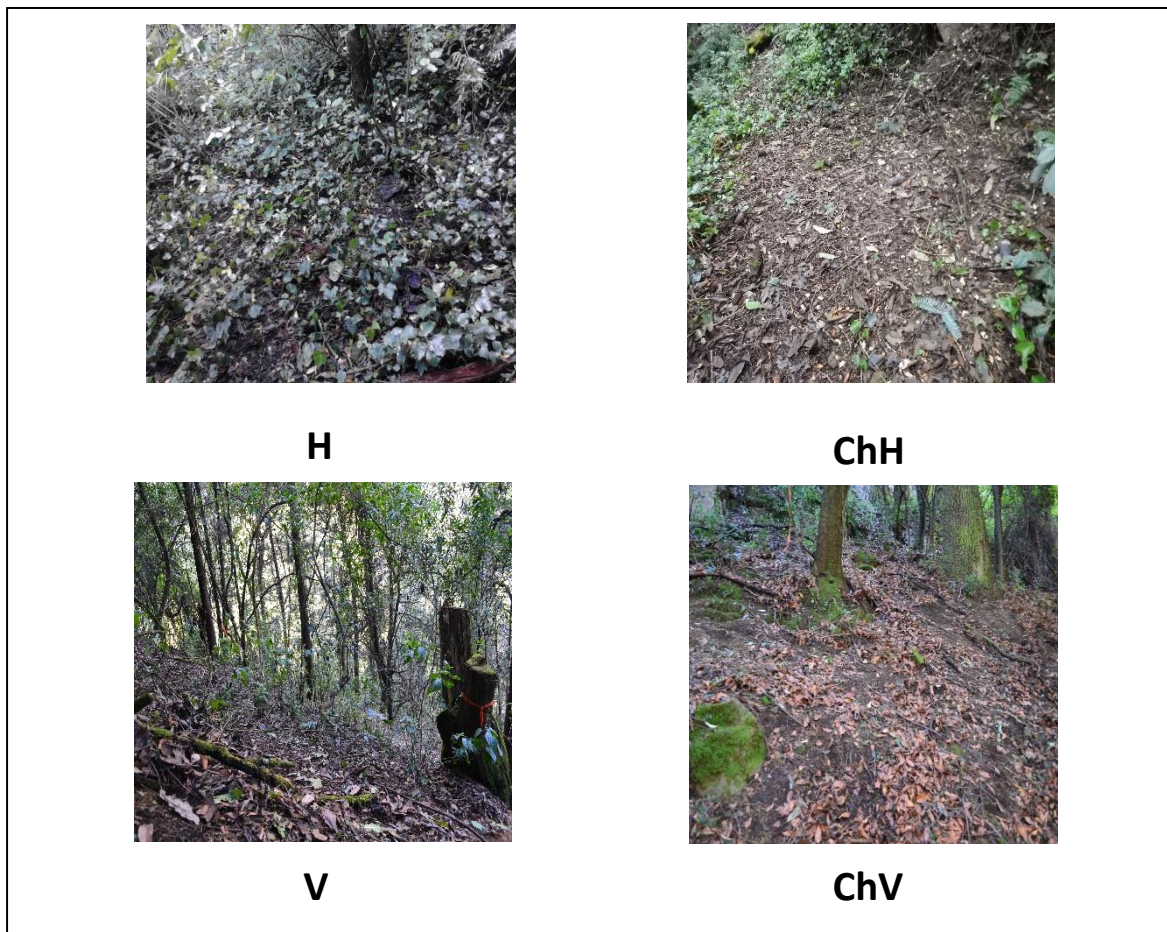


Figura 4. Tratamientos para el muestreo. H. Presencia de *Hedera helix*; ChH. Eliminación manual de *H. helix*; V. Ausencia de *H. helix*; ChV. Ausencia de *H. helix* y eliminación de las plantas del sotobosque.

Análisis de datos

Con los datos obtenidos en campo se calcularon las siguientes variables:

Frecuencia (F_i). Se refiere a la relación entre el número de cuadros en las que la especie aparece con respecto al total de cuadros muestreados:

$$F_i = \frac{\sum P_i}{P_t} \quad \text{[Ecuación 1]}$$

Donde: P_i = Cuadros en los que aparece la especie; P_t = Total de cuadros muestreados (en el caso de este estudio 5 por cada tratamiento).

A partir de la frecuencia se calculó la frecuencia relativa (Fr) con la fórmula:

$$Fr = \left(\frac{Fi}{Ft} \right) * 100 \quad \text{[Ecuación 2]}$$

Donde: Fi = Frecuencia; Ft = Suma de las frecuencias de todas las especies.

Densidad (Di). Se define como la cantidad de individuos de una especie en un área determinada. Para obtenerla se dividió la abundancia total de cada especie entre el área total de los 5 cuadros muestreados (45 m^2).

$$Di = \frac{Ab}{At} \quad \text{[Ecuación 3]}$$

Donde: Ab = Abundancia de la especie; At = Área total.

Con la densidad se calculó la densidad relativa (Dr) de la siguiente forma:

$$Dr = \left(\frac{Di}{Dt} \right) * 100 \quad \text{[Ecuación 4]}$$

Donde: Di = Densidad de la especie; Dt = Suma de todas las densidades de cada especie.

Dominancia (Dom). Es la cobertura relativa (Cr) que ocupa cada especie. Para obtenerla primero se calculó la cobertura de cada individuo (C) con la siguiente fórmula:

$$C = \left(\frac{D1+D2}{4} \right)^2 \pi \quad \text{[Ecuación 5]}$$

Donde: $D1$ = Diámetro 1; $D2$ = Diámetro 2.

Estas coberturas fueron sumadas entre todos los individuos de la misma especie, por cada tratamiento y por cada mes para obtener la cobertura por especie (Ci).

Posteriormente se calculó la cobertura relativa o dominancia (Dom (Cr)) con la siguiente fórmula:

$$Dom (Cr) = \left(\frac{Ci}{Ct} \right) * 100 \quad \text{[Ecuación 6]}$$

Donde: C_i = Cobertura total de cada especie; C_t = Cobertura total de todas las especies.

Con los datos obtenidos se calcularon los Valores de Importancia Relativa (VIR), para cada una de las diferentes especies encontradas en cada cuadro de los diferentes tratamientos y meses. Este índice se calcula con la siguiente fórmula:

$$VIR = Fr + Dr + Dom/3 \quad \text{[Ecuación 7]}$$

Donde: Fr = Frecuencia relativa de la especie; Dr = Densidad relativa de la especie; Dom = Dominancia de la especie.

Los datos de densidad de individuos y de riqueza de especies se analizaron con una prueba de ANOVA de medidas repetidas utilizando el programa STATISTICA ver. 8.0 (Statsoft Inc., 2007), para determinar diferencias significativas entre los tratamientos y los meses de muestreo para estas dos variables.

Para observar el efecto de *H. helix* en la aparición de nuevas especies, se construyó una curva de acumulación de especies con el programa *EstimateS* ver. 9.1.0 (Colwell, 2013) para cada uno de los tratamientos.

Para calcular la diversidad se utilizó el Índice de Shannon-Wiener (H'), sin embargo, debido a la dificultad para determinar la abundancia de *Hedera helix* se decidió utilizar el VIR en lugar de las abundancias relativas, con el fin de tener una mejor representación de las dominancias de cada especie, no sólo basada en su abundancia.

$$H' = \sum VIR \log VIR \quad \text{[Ecuación 8]}$$

Donde: VIR = Valor de Importancia relativa de cada especie.

El VIR también se utilizó para hacer un análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) para cada tratamiento en cada mes con el programa PCOrd ver. 5 (McCune y Medford, 2016) con el objetivo de observar las similitudes en la composición vegetal entre cada uno de los meses. Asimismo, se realizó un

análisis de conglomerados de dos vías para agrupar los meses en cada tratamiento respecto a su composición de especies.

Con los factores ambientales y los datos de abundancia promedio en cada cuadro se hizo un análisis de correspondencia canónica con el programa PCOrd ver. 5 (McCune y Medford, 2016) para determinar el efecto de cada una de las variables ambientales sobre la composición de especies en los tratamientos.

Las especies encontradas fueron divididas de acuerdo con los siguientes atributos biológicos: forma de crecimiento, forma de vida, síndrome de dispersión, vector de dispersión, distribución geográfica y si eran o no malezas. Posteriormente se aplicaron pruebas de χ^2 para determinar diferencias de estos atributos en cada uno de los tratamientos.

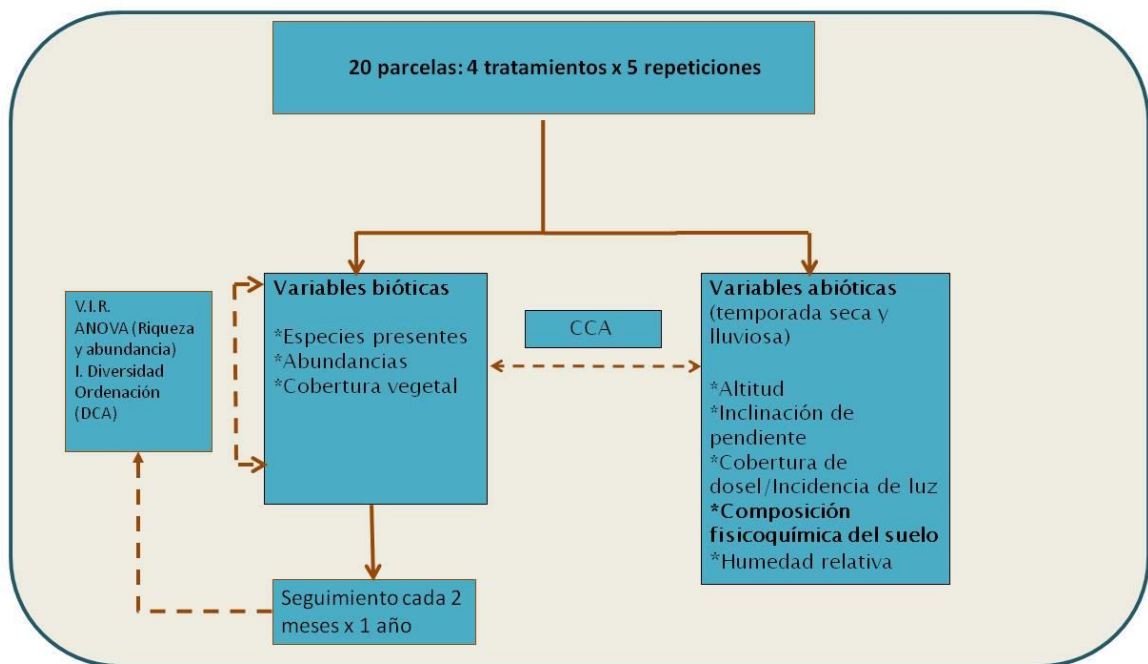


Figura 5. Esquema metodológico del estudio

Resultados

Atributos biológicos de las especies encontradas

En total se registraron 47 morfoespecies, de las cuales 34 se identificaron a nivel de género o especie, mientras que 13 no pudieron ser determinadas y se dejaron como morfoespecies (Anexo 1). Se encontraron 22 familias de las cuales la mejor representada fue la familia Asteraceae con 5 especies seguida por las familias Solanaceae y Rosaceae con 3 especies cada una.

En los cuatro tratamientos la forma de crecimiento predominante fue la herbácea, seguida de la arbórea y arbustiva (Fig 6a). Por otro lado, la forma de vida predominante en todos los tratamientos fue fanerofita seguida por hemicriptofita (Fig 6b).

El síndrome de dispersión que se presentó en mayor frecuencia fue la sarcocoria, seguida por la esporocoria (Fig 6c), y por tanto el vector de dispersión predominante fue la endozoocoria seguida por la anemocoria (Fig 6d).

La mayoría de las especies encontradas en los cuatro tratamientos tienen una distribución restringida a México, Mesoamérica o América (Fig 6e), lo cual implica que la mayoría de las especies encontradas son nativas del lugar. En los cuatro tratamientos se encontraron pocas especies consideradas como malezas (Fig 6f).

Ninguno de los atributos biológicos antes mencionados presentó diferencias significativas entre los tratamientos según las pruebas de X^2 realizadas.

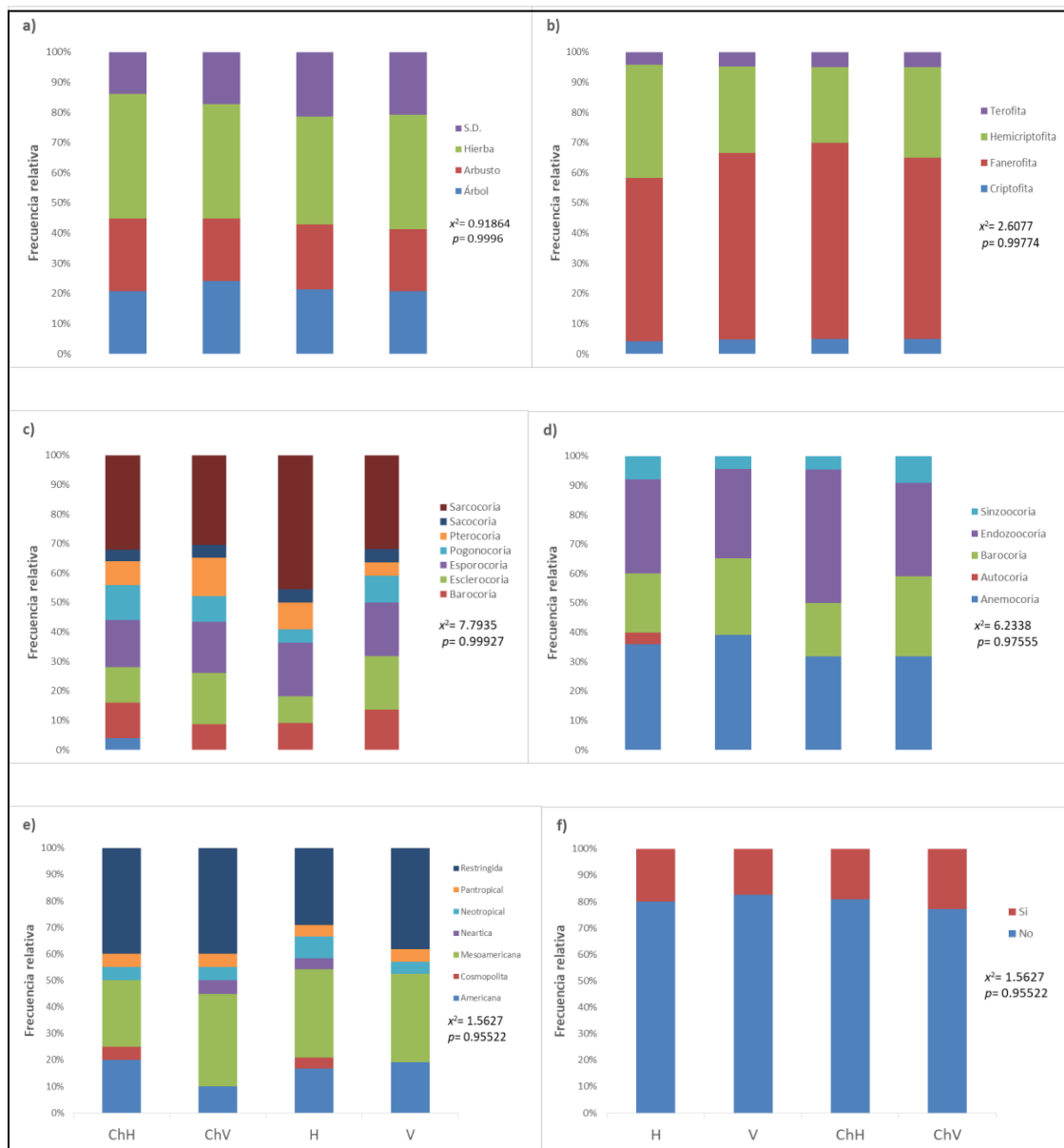


Figura 6. Atributos biológicos de las especies encontradas por cada tratamiento. a) Forma de crecimiento; b) Forma de vida; c) Síndrome de dispersión; d) Vector de dispersión; e) Distribución geográfica y f) Malezas. H= Sitios invadidos por *H. helix*; V= Sitios con ausencia de *H. helix*; ChH= Sitios donde se eliminó *H. helix*; ChV= Sitios con ausencia de *H. helix* donde se eliminó la vegetación.

Abundancia

En la figura 7 podemos observar el comportamiento de la abundancia de individuos por cada tratamiento en cada uno de los meses de muestreo. Los sitios donde se encontraba *H. helix* (H) presentaron los valores más bajos en el número de individuos de otras especies durante todo el muestreo (excepto en agosto, por los sitios donde se retiró la vegetación). Por otro lado, los sitios no invadidos presentaron la mayor abundancia de individuos en todos los meses, a excepción de enero y julio.

En general, con los demás tratamientos se observa un patrón similar: un aumento en el número de individuos durante noviembre y un pico en el mes de enero; posteriormente, en los meses de marzo y mayo (meses finales de la temporada seca) hay una disminución en la abundancia de individuos, y por último, un nuevo aumento en los meses posteriores, iniciando la temporada de lluvias.

El ANOVA de medidas repetidas (Fig. 8) (Anexo 2) mostró diferencias significativas tanto entre tratamientos $F_{(3, 16)} = 6.92$ $P=0.003$ como entre meses de muestreo $F_{(5,80)} = 9.35$, $p=0.000$; en el efecto de la interacción entre las dos variables también se observaron diferencias significativas $F_{(15, 80)} = 2.28$ $p=0.010$.

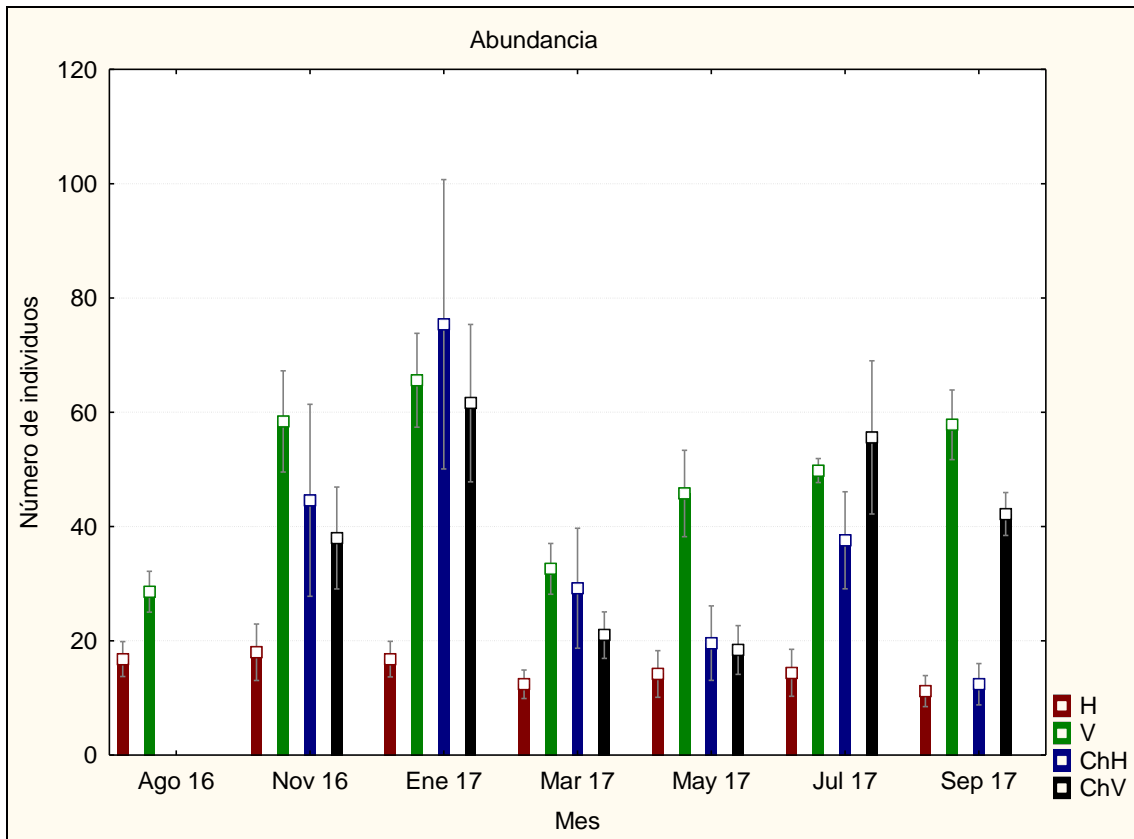


Figura 7. Número de individuos promedio de todas las especies registradas en cada tratamiento cada dos meses de muestreo a lo largo de un año. Se muestra el promedio \pm SE. H= Sitios invadidos por *H. helix*; V= Sitios con ausencia de *H. helix*; ChH= Sitios donde se eliminó *H. helix*; ChV= Sitios con ausencia de *H. helix* donde se eliminó la vegetación.

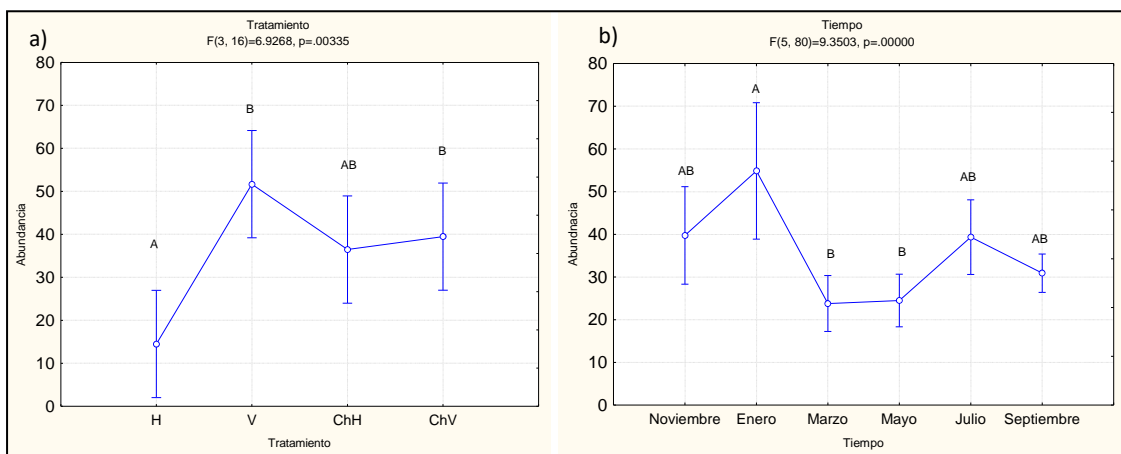


Figura 8. Análisis de varianza (ANOVA) de medidas repetidas del efecto de los tratamientos (a) y del mes de muestreo (b) sobre la abundancia de individuos. H= Sitios invadidos por *H. helix*; V= Sitios con ausencia de *H. helix*; ChH= Sitios donde se eliminó *H. helix*; ChV= Sitios con ausencia de *H. helix* donde se eliminó la vegetación.

Riqueza

En la figura 9 se puede observar el comportamiento de la riqueza de especies en cada tratamiento a través de los meses de muestreo. A diferencia de la abundancia, no se observó un patrón en el comportamiento de la riqueza de especies debido a que hubo varios eventos de germinación, pero con bajas tasas de supervivencia a través de los meses en los 4 tratamientos.

En el análisis de varianza (Fig. 10) (Anexo 2) no se observaron diferencias significativas entre tratamientos $F_{(3,16)}= 3.3322$ $p=0.486$. El efecto del mes de muestreo no presentó diferencias significativas $F_{(5,80)}= 1.987$ $p=0.089$, ni la interacción entre tratamiento y mes $F_{(15,80)}= 1.042$ $p=0.423$.

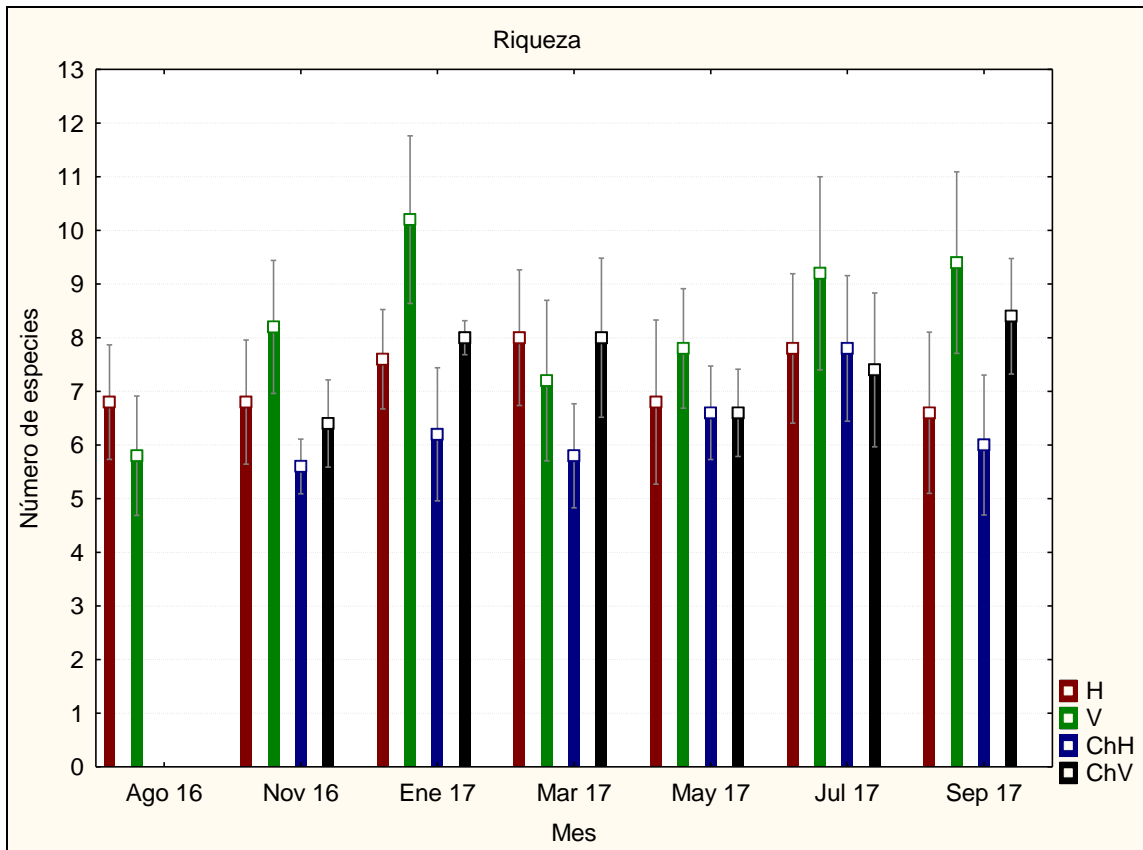


Figura 9. Número de especies registradas en cada tratamiento cada dos meses de muestreo a lo largo de un año. Se muestra el promedio \pm SE. H= Sitios invadidos por *H. helix*; V= Sitios con ausencia de *H. helix*; ChH= Sitios donde se eliminó *H. helix*; ChV= Sitios con ausencia de *H. helix* donde se eliminó la vegetación.

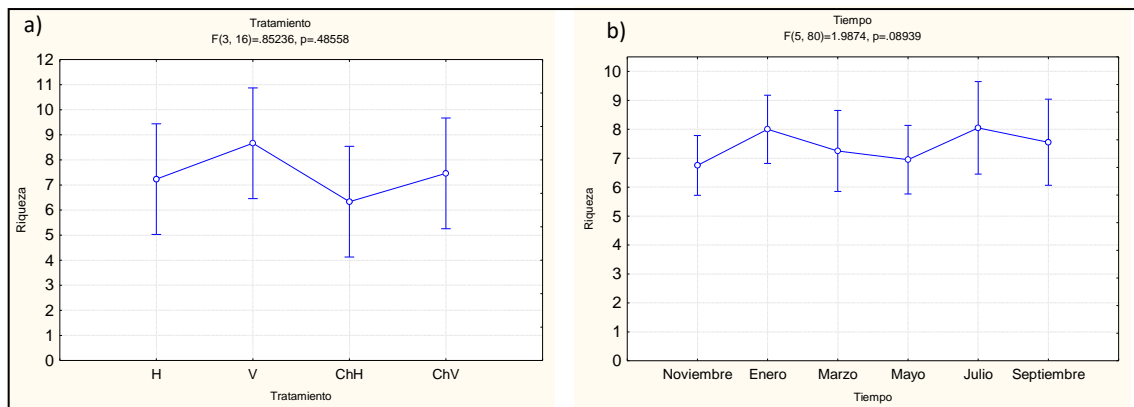


Figura 10. Análisis de varianza (ANOVA) de medidas repetidas del efecto de los tratamientos(a) y del mes de muestreo (b) sobre la riqueza de especies. H= Sitios invadidos por *H. helix*; V= Sitios con ausencia de *H. helix*; ChH= Sitios donde se eliminó *H. helix*; ChV= Sitios con ausencia de *H. helix* donde se eliminó la vegetación.

Contrario a lo que se esperaba, no hubo diferencias significativas en el número de especies entre los sitios invadidos por *H. helix* y los demás tratamientos. Sin embargo, en la curva de acumulación de especies (Fig. 11) se observa que estos sitios tuvieron una tasa de acumulación menor a través del tiempo, por lo que sus valores de riqueza están dados principalmente por especies que se lograron establecer antes de que *H. helix* invadiera los sitios y que a pesar que permite la germinación de nuevos individuos entre los espacios que se forman, este proceso es menos frecuente cuando *H. helix* está presente.

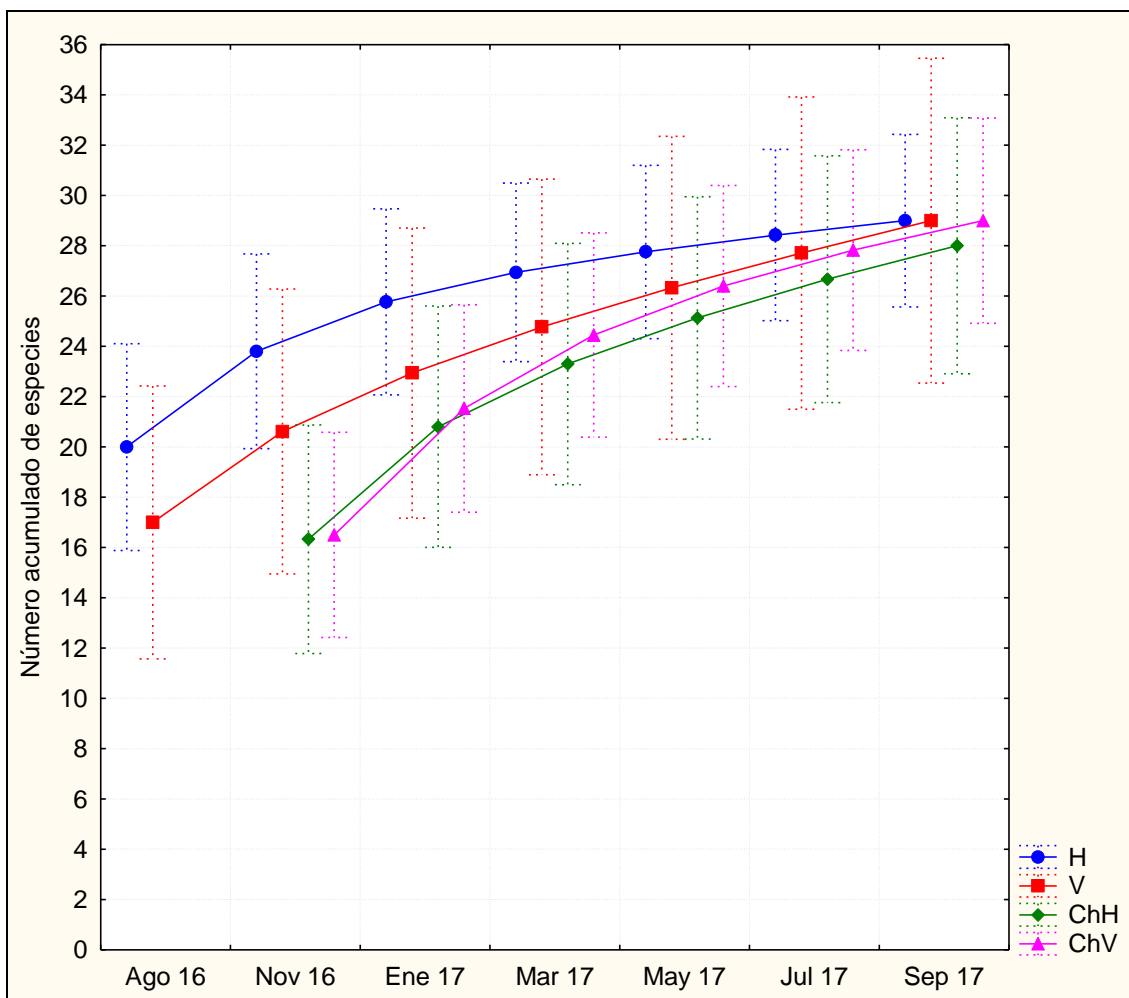


Figura 11. Riqueza acumulada de especies con intervalos de confianza del 95%, cada dos meses de muestreo en cada uno de los tratamientos. H= Sitios invadidos por *H. helix*; V= Sitios con ausencia de *H. helix*; ChH= Sitios donde se eliminó *H. helix*; ChV= Sitios con ausencia de *H. helix* donde se eliminó la vegetación.

Diversidad

En la figura 12 se observa la tendencia del índice de Shannon-Wiener a lo largo de todo el año para los cuatro tratamientos. Durante los meses de noviembre y enero, los sitios con *H. helix* (H) y los sitios con vegetación (V) tuvieron una mayor diversidad que los sitios donde se eliminó a *H. helix* (ChH), los cuales presentaron el menor valor de diversidad en ambos meses; únicamente durante el mes de marzo los sitios invadidos tuvieron un valor mayor en el índice de Shannon-Wiener que los sitios con vegetación; durante los tres últimos meses, los valores obtenidos del índice de Shannon-Wiener no presentaron diferencias significativas entre los tratamientos.

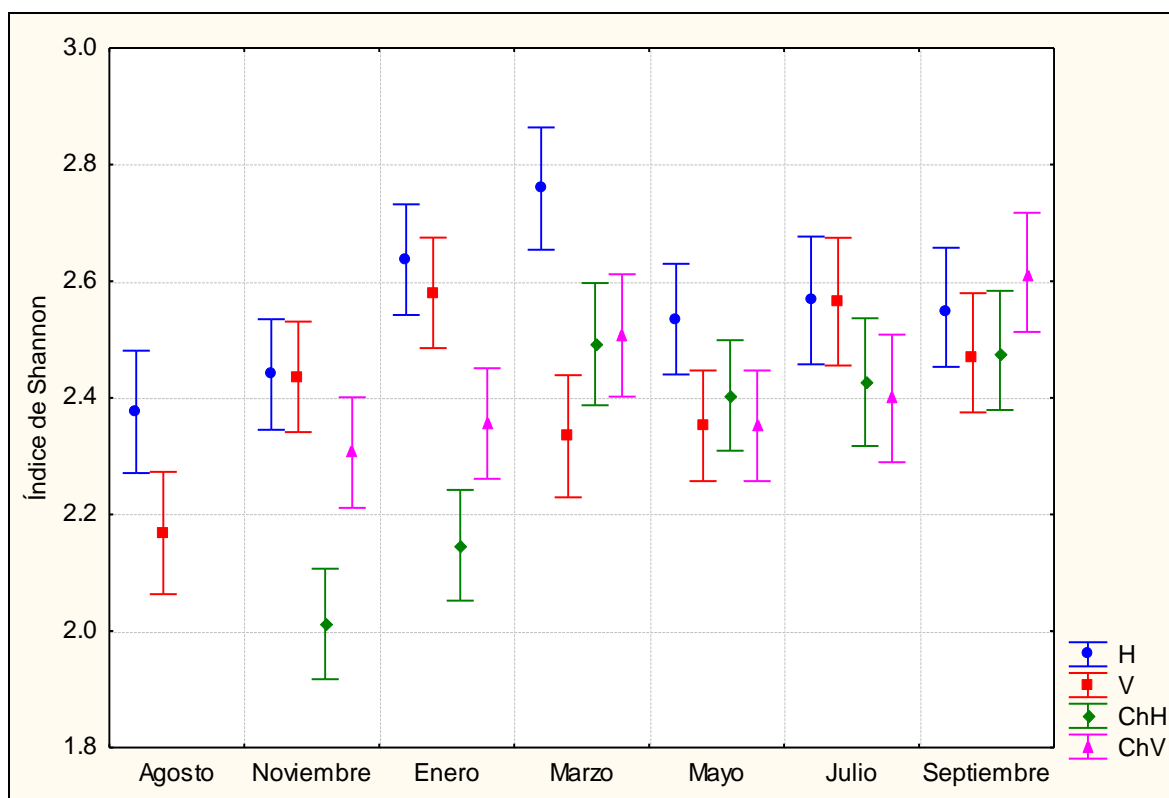


Figura 12. Índice de Shannon-Wiener en cada tratamiento cada dos meses de muestreo a lo largo de un año. Se muestra el valor del índice de Shannon Wiener \pm SD. H= Sitios invadidos por *H. helix*; V= Sitios con ausencia de *H. helix*; ChH= Sitios donde se eliminó *H. helix*; ChV= Sitios con ausencia de *H. helix* donde se eliminó la vegetación.

Valores de importancia relativa

Hedera helix fue la especie dominante en los sitios invadidos por ella (H), seguida por *Cestrum thyrsoideum*, *Prunus serotina* y *Garrya laurifolia*. Cabe destacar que en algunos meses se presentó la germinación de varias plántulas de *P. serotina*, sin embargo, al igual que en los demás tratamientos se observó una baja tasa de establecimiento para los meses subsecuentes; esto provocó que el VIR de esta especie fuera muy variable (Figura 13).

En los sitios donde no se encontraba *H. helix* (V) la especie dominante en casi todos los meses fue *Iresine diffusa* seguida de *Asplenium monanthes*, *Phanerophlebia nobilis* y *G. laurifolia*. Sólo durante el mes de agosto *A. monanthes* tuvo mayor dominancia que *I. diffusa* (Figura 14).

En los sitios donde fue eliminada la vegetación tanto con *H. helix* (ChH) como sin ella (ChV), la especie dominante en casi todos los meses fue *P. serotina* debido a la gran densidad de plántulas que germinaron de esta especie, también fueron importantes en estos sitios los helechos *A. monanthes* y *P. nobilis*, así como el pasto *Trisetum* sp. (Figuras 15 y 16).

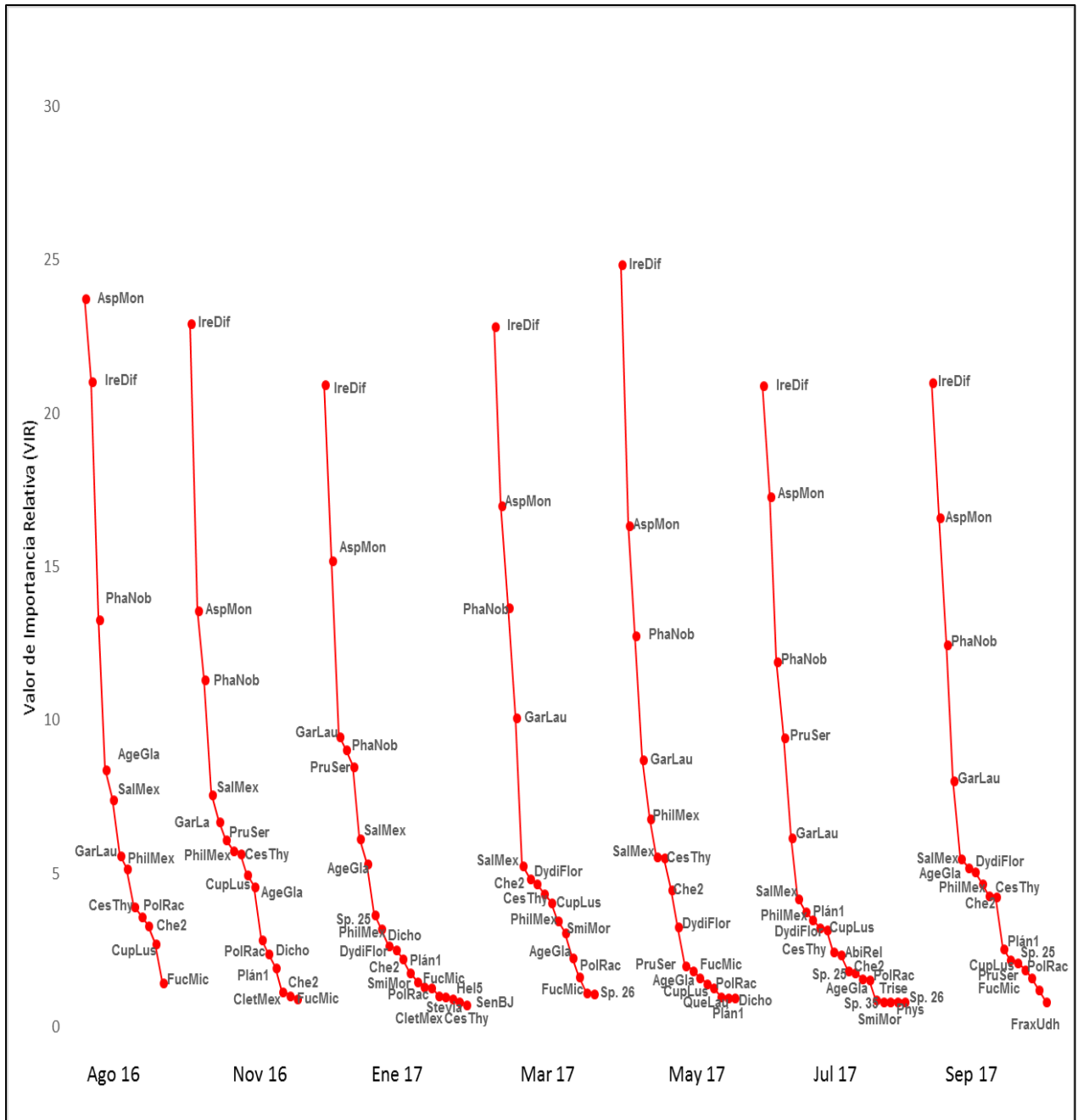


Figura 14. Curvas de rango-abundancia con los valores de importancia relativa (VIR) de cada una de las especies encontradas en cada mes para los sitios donde no se encontraba *H. helix* (V).

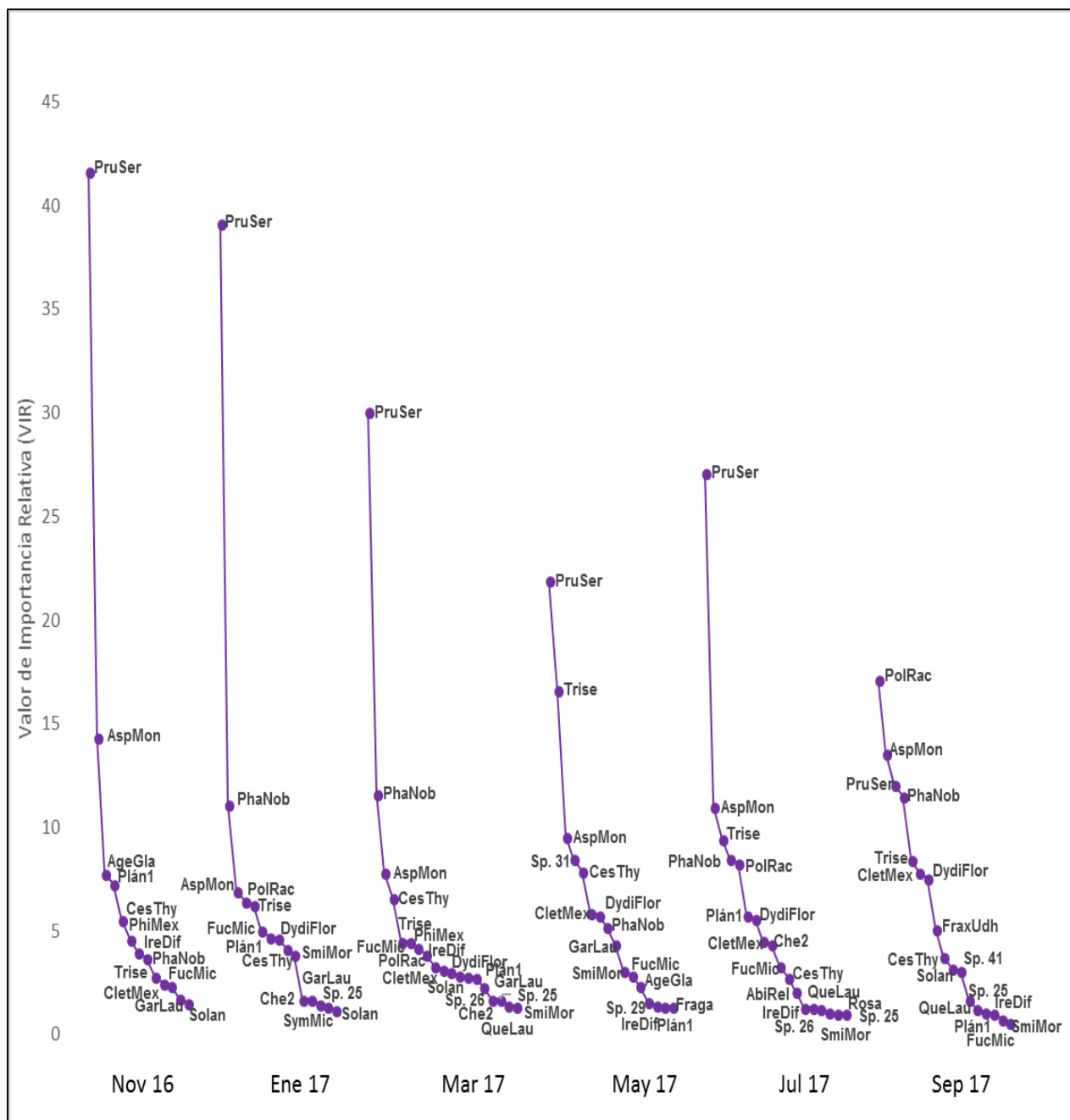


Figura 15. Curvas de rango-abundancia con los valores de importancia relativa (VIR) de cada una de las especies encontradas en cada mes para los sitios donde fue retirada *H. helix* (ChH).

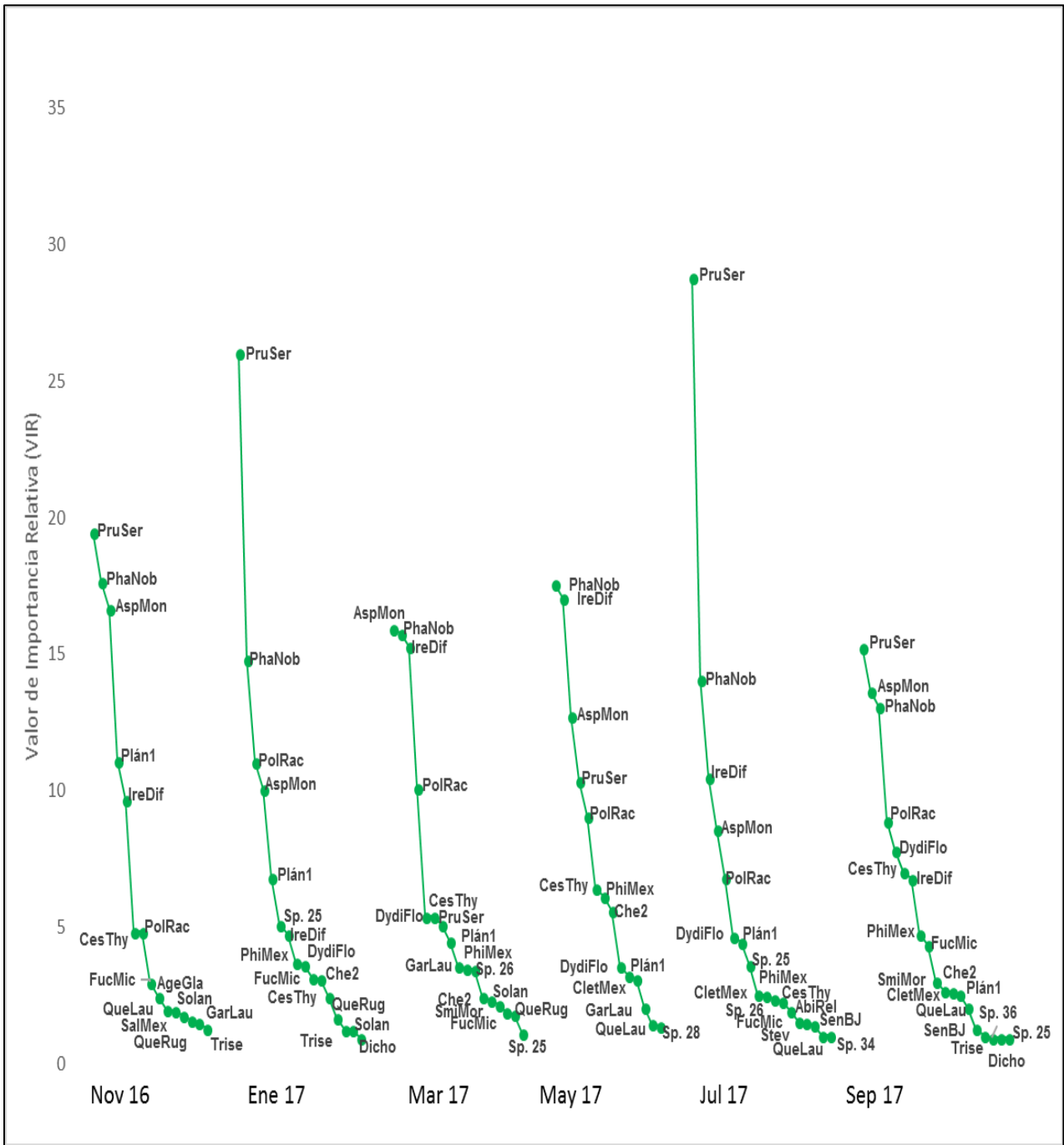


Figura 16. Curvas de rango-abundancia con los valores de importancia relativa (VIR) de cada una de las especies encontradas en cada mes para los sitios donde fue retirada la vegetación (ChV).

Análisis de Correspondencia sin Tendencia (DCA).

En el análisis de correspondencia sin tendencia (Fig. 18), se observa la formación de tres grupos distintos. El primero está formado por especies presentes en los meses de los sitios invadidos por *H. helix* (H) en los que además de dicha especie se encuentran algunas otras como *Cirsium* sp., *Verbesina oncophora* y *Salvia microphylla*, las cuales solo se encontraron en estos sitios. El segundo grupo estuvo conformado por especies presentes en los sitios no invadidos con vegetación (V), en los cuales se encontraron las especies *Iresine diffusa*, *Salvia mexicana*, *Cupressus lusitanica* y *Philadelphus mexicanus*. El tercer grupo estuvo formado por los sitios en donde fue retirada la vegetación tanto con *H. helix* (ChH) como sin ella (ChV), donde aparecen especies como *Prunus serotina*, *Didymaea floribunda*, *Clethra mexicana*, *Smilax moranensi* y algunas otras plántulas no identificadas. En el análisis de conglomerados (Fig. 17) a una distancia de corte aproximadamente de 37.5 se observa la formación de estos mismos grupos, además podemos observar que hay una mayor similitud entre los grupos de los sitios no invadidos (V) y el de los sitios donde se retiró la vegetación (ChH y ChV).

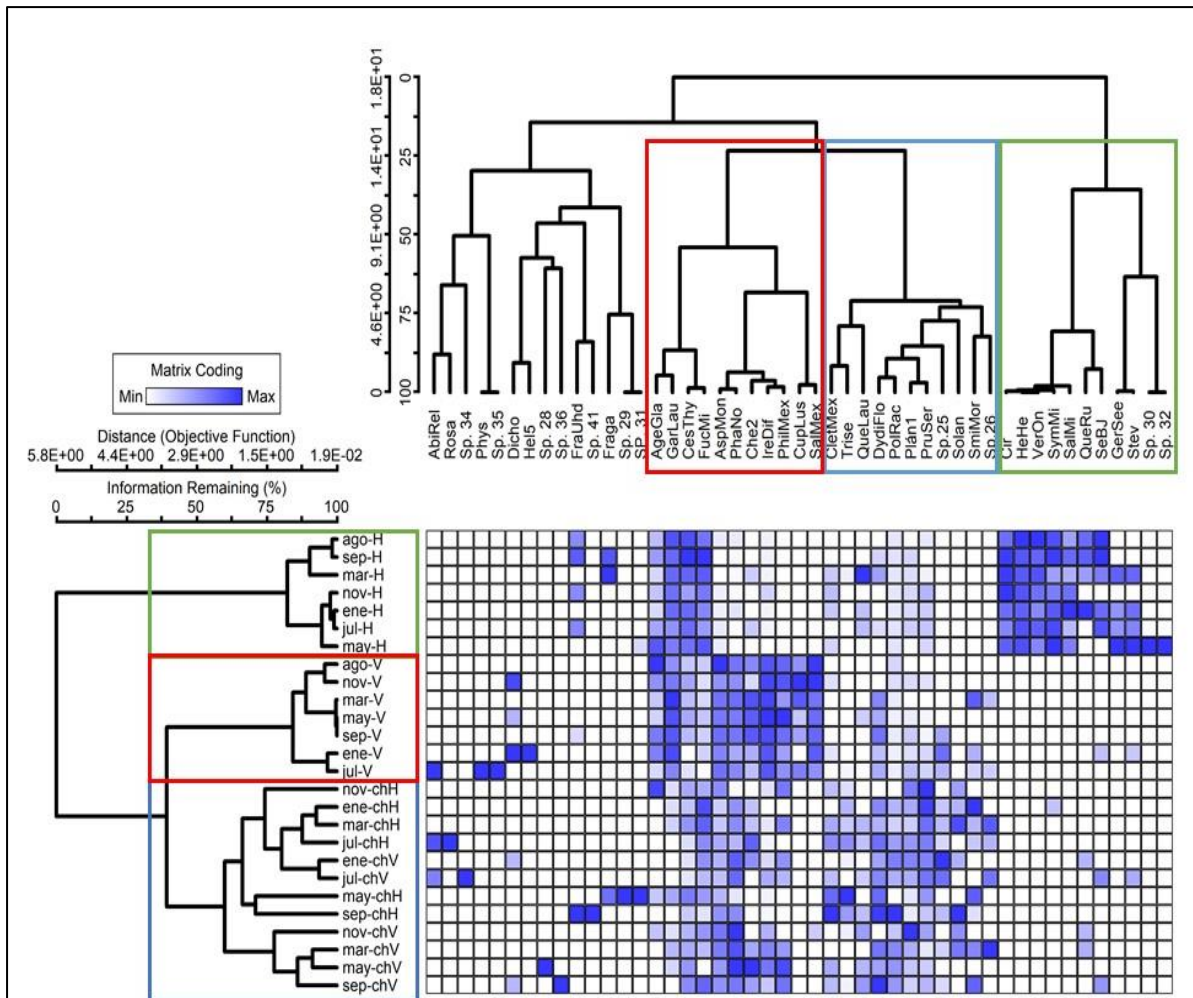


Figura 17. Análisis de conglomerados de dos vías entre las especies encontradas y los tratamientos en cada uno de los meses. H= Sitios invadidos por *H. helix*; V= Sitios con ausencia de *H. helix*; ChH= Sitios donde se eliminó *H. helix*; ChV= Sitios con ausencia de *H. helix* donde se eliminó la vegetación.

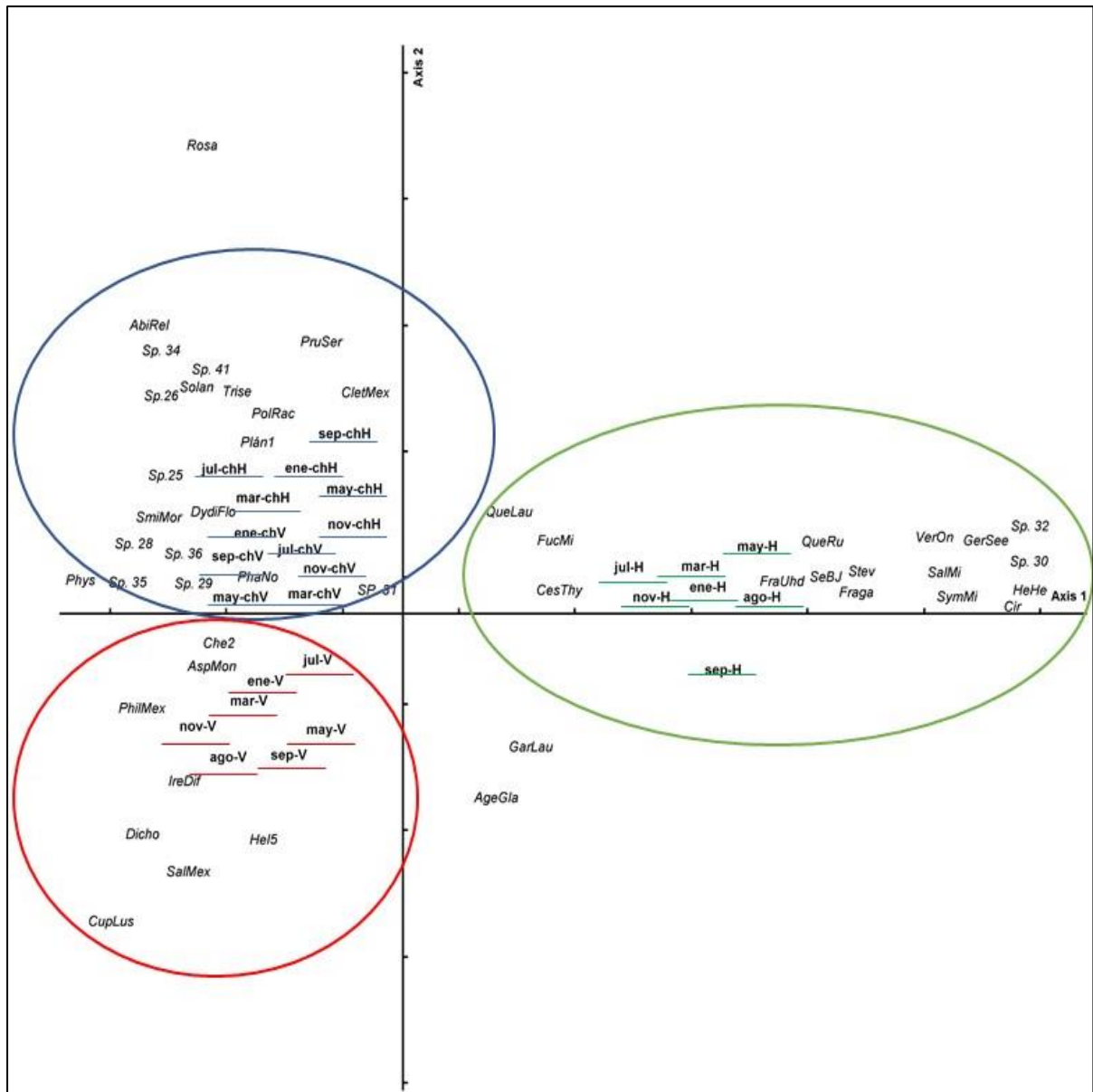


Figura 18. Análisis de Correspondencia sin Tendencia (DCA) de las especies encontradas en cada tratamiento en cada mes de muestreo. H= Sitios invadidos por *H. helix*; V= Sitios con ausencia de *H. helix*; ChH= Sitios donde se eliminó *H. helix*; ChV= Sitios con ausencia de *H. helix* donde se eliminó la vegetación.

VARIABLES AMBIENTALES

El análisis de correspondencia canónica (CCA) (cuadro 2) (fig. 19) separa por un lado a los sitios donde se encontraba *H. helix* y donde se retiró (H y ChH), en los cuales hay una mayor cantidad de potasio (K) y fósforo (P); por otro lado, separa a los sitios donde permaneció y donde se retiró la vegetación (V y ChV) en los cuales la variable nitrógeno (N) se presentó con valores más altos.

Las dos temporadas no parecen presentar diferencias entre ellas en cada uno de los factores ambientales, ya que la incidencia de luz (GSF) no muestra una tendencia hacia alguna de las temporadas.

Cuadro 2. Resultados del CCA con la prueba de Montecarlo para los ejes y las correlaciones de especies-ambiente.

MONTE CARLO TEST RESULTS -- EIGENVALUES					

Randomized data					
Real data		Monte Carlo test, 998 runs			

Axis	Eigenvalue	Mean	Minimum	Maximum	p
1	0.345	0.202	0.107	0.349	0.003
2	0.211	0.126	0.066	0.22	
3	0.093	0.086	0.051	0.156	

MONTE CARLO TEST RESULTS -- SPECIES-ENVIRONMENT CORRELATIONS					

Randomized data					
Real data		Monte Carlo test, 998 runs			

Axis	Spp-Envr Corr.	Mean	Minimum	Maximum	p
1	0.84	0.697	0.532	0.849	0.004
2	0.717	0.644	0.478	0.829	
3	0.661	0.625	0.437	0.83	

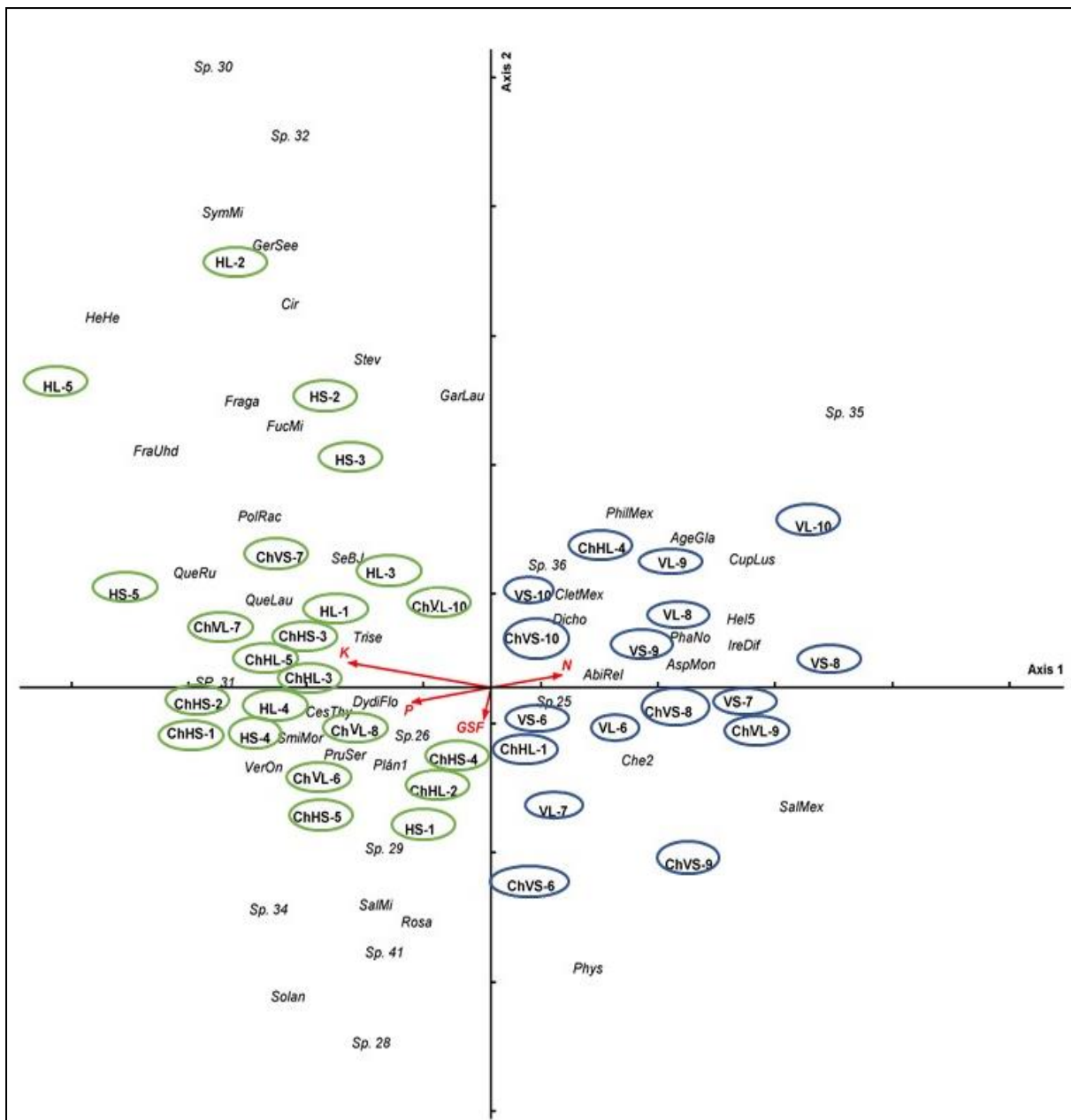


Figura 19. Análisis de correspondencia canónica (CCA) para las variables ambientales y las especies presentes en cada parcela. H= Sitios invadidos por *H. helix*; V= Sitios con ausencia de *H. helix*; ChH= Sitios donde se eliminó *H. helix*; ChV= Sitios con ausencia de *H. helix* donde se eliminó la vegetación; K= Potasio; N= Nitrógeno; P= Fósforo; GSF= Factor de sitio Global.

Discusión

Composición, abundancia, riqueza y diversidad

Este estudio mostró que la especie invasora *H. helix* sí tiene un efecto en la regeneración natural del bosque, ya que a pesar de que no hubo diferencias en la riqueza de especies entre tratamientos, sí las hubo en el reclutamiento de plántulas. La densidad de individuos fue claramente menor en los sitios invadidos por *H. helix*, comparados con los sitios sometidos a los otros tratamientos.

Contrario a lo que se esperaba, la riqueza no mostró diferencias significativas entre los sitios invadidos y los demás tratamientos, lo cual puede deberse a que a pesar de que hay una reducción en el número de individuos, algunas especies lograron establecerse antes de que *H. helix* comenzara a invadir los sitios y parecen no ser afectadas por ésta.

La curva de acumulación de especies muestra que en los sitios invadidos aparece una menor cantidad de nuevas especies a lo largo del año. Al igual que lo obtenido para la abundancia de individuos, es probable que este resultado se deba a que *H. helix* impide la germinación de nuevos individuos provenientes del banco o la lluvia de semillas. Estos resultados concuerdan con lo obtenido por Biggerstaff y Beck (2007b), quienes encontraron que en los sitios donde se encontraba presente *H. helix* no ocurría la germinación de nuevas plántulas a lo largo de 5 meses.

Es importante mencionar, para el presente trabajo, que a pesar de que la germinación de nuevas especies fue menor en los sitios invadidos, sí se observó la germinación de nuevas especies en algunos de los cuadros de muestreo. Esto ocurrió en los cuadros donde la cobertura de *H. helix* no era tan densa y dejaba algunos espacios en donde germinaban. Sin embargo, estas plántulas no lograron establecerse, desapareciendo en los meses posteriores.

Al igual que la riqueza, el índice de diversidad tampoco tuvo el comportamiento esperado, ya que en algunos meses de muestreo los sitios invadidos

presentaron una diversidad igual o mayor que el resto de los tratamientos. Esto se debió a que en los sitios con vegetación se registró una gran abundancia de *Iresine diffusa*, mientras que en los sitios donde se eliminó la vegetación (con y sin *Hedera*) la especie *Prunus serotina* tuvo altos porcentajes de germinación en varios de los meses, lo cual disminuyó el índice de diversidad en ambos casos.

Algunos estudios sugieren que el impacto que tienen las especies invasoras sobre la diversidad de las comunidades a las que llegan puede ser dependiente de la altura que llega a alcanzar la especie de la que se trate (Hejda *et al.*, 2009; Pyšek *et al.*, 2012), por lo que, a pesar de que *H. helix* puede trepar los árboles y alcanzar sitios más altos, cuando crece en el suelo la altura que alcanza es bastante baja, y menor a la de algunas especies arbóreas y arbustivas que ya se encontraban bien establecidas, lo que podría explicar el bajo efecto que tuvo sobre la diversidad.

En los sitios donde se eliminó la vegetación la especie dominante fue *Prunus serotina*, la cual es considerada como una especie pionera en bosques templados (Ramírez-Mandujano y Vargas-Campos, 2014). Esta especie produce una gran cantidad de semillas, las cuales forman parte del banco de semillas de este bosque según Jiménez-Hernández (2016) y Solís-Oberg (2014). Además, estas semillas tienen altos porcentajes de germinación y forman un banco de plántulas con bajas tasas de crecimiento relativo mientras se encuentran bajo condiciones de sombra, ya que para poder crecer requieren grandes cantidades de luz, que obtienen cuando se abre un espacio en el dosel, comenzando, entonces, un crecimiento acelerado (Closset-Kopp *et al.*, 2007). A pesar de que las plántulas de *P. serotina* pueden permanecer mucho tiempo en el suelo, en este estudio se observó una gran mortalidad de ellas, debido principalmente a la depredación; por esta razón, se encontró gran variación en la densidad de plántulas registradas cada mes.

En los sitios con vegetación donde no se encontraba presente *H. helix*, la especie dominante fue *Iresine diffusa*, la cual es una especie anual que produce una gran cantidad de semillas y se encuentra presente en el banco de semillas del bosque de *Quercus* de la cuenca del río Magdalena (Jiménez-

Hernández, 2016), y a pesar de que es considerada como una especie indicadora de perturbación, también puede ser una especie pionera en la regeneración. En contraste, en los sitios invadidos por *H. helix*, *I. diffusa* presentó bajos valores de importancia relativa debido posiblemente a que *H. helix* afecta negativamente a esta especie, ya que, al presentar un ciclo de vida anual, depende en gran medida de la germinación de sus semillas presentes en el banco para su supervivencia. Esto es similar a lo encontrado por Woods (1993) para un bosque templado en Nueva Inglaterra, EEUU, donde la especie invasora *Lonicera tatarica* afectaba en mayor medida a las pocas especies herbáceas con ciclo de vida anual que se encontraban en el sitio.

En todos los tratamientos también se registró la presencia de algunas especies de helechos como *Asplenium monanthes* y *Phanerophlebia nobilis*, las cuales son consideradas como especies pioneras debido a su fácil dispersión y rápida colonización por medio de esporas (Page, 2002). Además, la especie *A. monanthes*, es reportada por Castro-Gutiérrez (2013) como la especie con mayor valor de importancia relativa del estrato herbáceo en la misma zona de estudio, por encima de *H. helix*, por lo que es razonable pensar que esta especie haya sido de las principales colonizadoras junto con *P. serotina*.

Guido y Pillar (2017), encontraron en un pastizal en Brasil, que después de tres años de ser sometidos a la eliminación de un pasto invasor, los sitios seguían manteniendo una baja similitud con los sitios de referencia no invadidos, pero presentaban una similitud aún más baja con los sitios invadidos. Al observar el dendograma obtenido con el análisis de conglomerados de dos vías, se observa un resultado parecido al de dicho trabajo, ya que a pesar de que la similitud entre los sitios sometidos al control y los no invadidos es baja, es mayor que su similitud con los sitios invadidos. Esta agrupación indica que los sitios invadidos y no invadidos presentan una composición diferente entre ellas y diferente a la regeneración temprana (un año) del bosque, y que en los sitios previamente invadidos no se modifica la regeneración natural posterior a la eliminación de la especie invasora con respecto a la regeneración en los sitios que no estaban invadidos. Esto parece ser un buen indicador de recuperación de la vegetación posterior a la eliminación de *H. helix*.

A pesar de que se esperaba encontrar una mayor cantidad de especies herbáceas, hubo una gran cantidad de especies arbóreas nativas en todos los tratamientos, tales como *Q. rugosa*, *Q. laurina*, *G. laurifolia* y *C. mexicana*., lo cual podría ser un indicador de regeneración natural del bosque al tratarse de especies características del bosque maduro.

En este trabajo se encontró una reducida proporción de especies consideradas como malezas. Sin embargo, esta baja proporción podría deberse a que el área muestreada respecto al bosque fue pequeña, ya que en otros trabajos que consideraron áreas mayores del bosque se han reportado una mayor cantidad de especies consideradas como malezas (Castro-Gutiérrez, 2013; Solís Oberg, 2015, Santibañez-Andrade, 2015). Además, a pesar de que hay una baja proporción de especies malezas, algunas de ellas como *I. diffusa* presentan altos valores de importancia relativa en el sotobosque, lo cual tendría que ser evaluado para conocer el efecto de esta especie en la regeneración del bosque y poder establecer acciones efectivas en el control de especies invasoras como *H. helix*.

Vidra *et al.* (2006), encontraron que, en un bosque ribereño de Carolina del Norte, en EUA, *H. helix* tendía a crecer en su mayoría asociada con otras especies exóticas presentes en el sitio, lo cual podría sugerir un modelo de facilitación entre especies exóticas. Sin embargo, esto no fue observado en el presente estudio, ya que casi todas las especies encontradas tienen una distribución nativa para México, e incluso algunas de las especies presentan una distribución restringida al país. Además, se observa la combinación de especies con distribución holártica y especies con distribución neotropical, característica típica de los bosques templados de México (Rzedowski, 2006).

La casi nula presencia de otras especies exóticas en el presente estudio podría indicar un bajo riesgo de que el bosque sea invadido por alguna otra especie exótica una vez que se erradicara por completo a *H. helix* del sotobosque. No obstante, hay que tener en consideración que algunos estudios reportan la presencia de otras especies introducidas en la zona de estudio (Castro-Gutiérrez, 2013; Santibañez-Andrade, 2015), y que al ser un bosque con bastante cercanía a la Ciudad de México y con bastante actividad

antropogénica, existe la posibilidad de que ocurra la introducción de nuevas especies, lo cual aumentaría el riesgo de sufrir una invasión por otra especie.

Variables ambientales

Muchas veces las especies invasoras pueden modificar las condiciones ambientales en las que se desarrollan, en especial las condiciones del suelo al alterar la disponibilidad o los ciclos de los nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas, beneficiándose ellas mismas (Ehrenfeld *et al.*, 2001). Por otro lado, las especies invasoras pueden solo aprovechar la alteración de la disponibilidad de algún recurso a causa de otra perturbación independiente a ellas, permitiéndoles establecerse y volverse dominantes (Pyle, 1995).

Según lo obtenido en el análisis de correspondencia canónica (CCA), el nitrógeno parece relacionarse más con los sitios no invadidos, y menos con los sitios invadidos, lo que podría indicar una preferencia de *Hedera helix* por sitios sin altas concentraciones de nitrógeno. Esto es consistente con lo reportado por Dolan (2013), quien encontró que el incremento en la cantidad de nitrógeno en el suelo no favorecía a la dominancia de *H. helix* en un bosque templado de Portland, EUA, y que, por el contrario, eran las especies nativas las que respondían positivamente a su aumento. Asimismo, algunos estudios han demostrado que algunas variedades de *H. helix* cultivadas en sistemas de subirrigación, disminuían su crecimiento cuando se utilizaban en ellas fertilizantes con altas concentraciones de nitrógeno (Pennisi *et al.*, 2005).

El pH es una variable que se encuentra relacionada con la cantidad de compuestos nitrogenados en el suelo. El CCA no mostró una relación del pH con los tratamientos y las especies, lo cual podría indicar que las diferencias en nitrógeno no son tan grandes. Según Grime *et al.* (1988), se ha encontrado que *H. helix* tiende a crecer más abundantemente en sitios con suelos con pH mayores que 6, pero puede ser tolerante a suelos más ácidos con pH no menor que 4 (Metcalf, 2005), por lo tanto, puede sobrevivir bajo un amplio intervalo de pH. En el sitio de estudio los suelos estuvieron en un intervalo entre 6.4 y 7.4 lo cual indica que esta no es una variable limitante para la expansión de *H. helix*.

Por otro lado, el potasio fue mayor en los sitios invadidos, lo cual podría deberse a que la materia orgánica producida por *H. helix* libera más rápidamente el potasio que los demás compuestos orgánicos cuando se empieza a descomponer (Badre *et al.*, 1998; Bonanoni *et al.*, 2010), generando una mayor acumulación de este elemento en el suelo.

Según lo encontrado en este estudio, *Hedera helix* parece comportarse como una invasora pasajera, ya que no tuvo un efecto en la diversidad y la riqueza de la vegetación, ni parece modificar la composición química del suelo de forma considerable. Por lo que sólo aprovecha su rápida propagación vegetativa para invadir espacios previamente sometidos a disturbios, lo cual puede ser el principal factor que esté influyendo en la riqueza y diversidad del sitio. No obstante, debido a que *H. helix* sí tiene un efecto en la regeneración de nuevos individuos y en la composición de especies, podría propiciar un efecto aditivo, donde los factores ambientales así como la presencia de la especie invasora afectan la estructura vegetal del sitio (Kumschik *et al.*, 2015).

Efectividad de la eliminación manual de *H. helix*

Durante el estudio, se mantuvo un control a la orilla de los cuadros donde fue retirada *H. helix* cada mes de muestreo, para evitar que los individuos de la especie creciendo adyacentes entraran en ellos, para esto se cortaba las partes de la especie que aparecieran al interior de los cuadros. Tomando esto en consideración, no se observó la aparición de nuevos individuos de *H. helix* dentro de la parcela ya sea por la germinación de semillas en el banco o la lluvia de semillas, o por el establecimiento de propágulos a lo largo del año que duró el estudio. Cutway (2017), probó la efectividad de la eliminación mecánica constante por 8 años en varias especies invasoras, entre ellas *H. helix*, la cual únicamente apareció al octavo año en muy baja densidad, mientras que los años restantes no se registró su reaparición.

Este resultado sugiere que con el nivel de invasión actual de *H. helix* dentro del bosque de *Quercus* de la cuenca del río Magdalena, el control manual puede ser bastante factible para su control, ya que es bajo su rebrote por semillas y

no es un método donde se afecte la fertilidad del suelo, como probablemente sucedería con la utilización de herbicidas. No obstante, debido a lo rápido que parece estar propagándose a las partes más altas del sitio de estudio del bosque de *Quercus*, es necesario comenzar a realizar acciones lo más pronto posible para evitar que siga expandiéndose a las zonas libres de ella y evitar que el esfuerzo que se tenga que hacer para su control aumente, volviéndose más costoso y menos efectivo.

El método de control utilizado permitió la germinación de algunas especies en los sitios sometidos a la eliminación de *H. helix*, por lo que en general hay una buena regeneración del bosque durante el año de estudio, esto aunado a que todas las especies germinadas son de distribución nativa y varias de crecimiento arbóreo. Sin embargo, el estudio sólo duró un año, quedando limitado a analizar solo la etapa sucesional más temprana, por lo que es difícil predecir el rumbo de la sucesión del bosque en los años posteriores, existiendo la posibilidad que en un futuro suceda una reinvasión por parte de ésta u otra maleza exótica o nativa.

Sería importante llevar a cabo más estudios que no solo consideren la relación entre *H. helix* y las especies vegetales con las que coexiste, sino que también tomen en cuenta las relaciones que podría estar manteniendo con otras especies de animales o de hongos, y así establecer mejor los efectos que podrían tener como consecuencia su eliminación.

Conclusiones

La presencia de *Hedera helix* disminuyó la densidad de individuos presentes en cada sitio debido a la gran ocupación que tiene del espacio y a la inhibición de la germinación de nuevos individuos.

Hedera helix no tuvo efecto en la riqueza de especies, pues posiblemente, varias especies habrían logrado establecerse antes de que los sitios fueran invadidos. Asimismo, la diversidad tampoco fue afectada por la presencia de *H. helix* ya que en los sitios no invadidos hubo una gran dominancia de *Iresine diffusa*, mientras que en los sitios donde se eliminó la vegetación (invadidos y no invadidos) hubo gran dominancia de *Prunus serotina*, por lo que en ambos casos el índice de diversidad disminuyó.

La eliminación manual de *H. helix* permitió la germinación de varias especies de vegetación secundaria principalmente *P. serotina*, *Asplenium monanthes* y *Phanerophlebia nobilis*, pero también de algunas especies características de bosque maduro como *Quercus laurina*, *Garrya laurifolia* y *Clethra mexicana*, lo cual es un buen indicio de recuperación de la vegetación post eliminación.

No se presentó la germinación de nuevos individuos de *H. helix*, ni de ninguna otra especie introducida durante el estudio.

En los sitios donde se llevó a cabo la eliminación de *H. helix*, no es posible aún asegurar que el bosque recupere su composición original (previa a la invasión) con el paso del tiempo, debido a diferentes factores de disturbio al que está sometido. Sin embargo, debido a que la regeneración temprana de los sitios donde se eliminó a *H. helix* presentan una composición de especies más similar a los sitios no invadidos, la recuperación parece ir por buen camino.

Según el análisis de correspondencia canónica, los sitios invadidos presentan mayor cantidad de potasio y fósforo, mientras que los sitios no invadidos presentan mayor cantidad de nitrógeno.

Literatura citada:

Álvarez K. E. 2000. Geografía de la educación ambiental: algunas propuestas de trabajo en el Bosque de los Dinamos, Área de conservación Ecológica de la delegación Magdalena Contreras. Tesis de licenciatura. Facultad de filosofía y letras UNAM, México.

Ávila-Akerberg, V. D. 2002. La vegetación de la cuenca alta del río Magdalena: un enfoque florístico, fitosociológico y estructural. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Badre, B., Nobelis, P. y Témolières, M. 1998. Quantitative study and modelling of the litter decomposition in a European alluvial forest. Is there an influence of overstory tree species on the decomposition of ivy litter (*Hedera helix* L.)?. *Acta Oecologica*, 19(6): 491-500.

Biggerstaff, M. S. y Beck, C. W. 2007a. Effects of english ivy (*Hedera helix*) on seed bank formation and germination. *The American midland naturalist*, 157: 250–257

Biggerstaff, M. S. y Beck, C. W. 2007b. Effects of method of english ivy removal and seed addition on regeneration of vegetation in southeastern piedmont forest. *The American midland naturalist*, 158(1): 206–220.

Bonanoni, G., Incerti, G., Antignani, V., Capodilupo, M. y Mazzoleni, S. 2010. Decomposition and nutrient dynamics in mixed litter of Mediterranean species. *Plant and soil*, 331: 481-496.

Byers, J.E. 2002. Impact of non-indigenous species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. *Oikos*, 97(3): 449-458.

Callaway, R.M. y Ridenour, W.M. 2004. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(8): 436-443.

Castro-Gutiérrez, C. 2013. El papel de las especies invasoras en la estructura herbácea del bosque de *Quercus rugosa*, en la cuenca del río Magdalena, D.F. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Catford, J.A., Jansson, R. y Nilsson, C. 2009. Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions*, 15: 22–40.

Closset-Kopp, D., Chabrierie, O., Valentin, B., Delachapelle, H. y Decocq, G. 2007. When Oskar meets Alice: Does a lack of trade-off in *r/K*-strategies makes *Prunus serotina* a successful invader of European forests? *Forest ecology and management*, 247: 120-130.

Colwell, R.K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1. User's guide and application.

CONABIO. 2016. Sistema de información sobre especies invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. URL: <http://www.biodiversidad.gob.mx/invasoras>

Cutway, H.B. 2017. Effects of long-term manual invasive plant removal on forest understory composition. *Natural Areas Journal*, 37 (4); 530-539.

Crutwell-McFadyen, R. 1998. Biological control of weeds. *Annual Review of Entomology*, 43:369-393.

Daehler, C. 2003. Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: Implications for conservation and restoration. *Annual review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 183-211.

Delta-T. 1998. Hemiview ver 2.1. Delta-T devices. Cambridge, UK.

DeLoach, C.J. 1997. Biological control of weeds in the United States and Canada. En: Luken, J.O. y J.W, Thieret (Edit.).1997. *Assessment and Management of Plant Invasions*. Springer Science+Business Media, New York, EUA, pp. 69-86.

- Didham, R.K., Tylianakis, J.M., Hutchison, M.A., Ewers, R.M. y Gemmell, N.J. 2005. Are the invasive species the drivers of ecological change? *Trends in ecology and evolution*, 20(9): 470-474.
- DiTomaso, J.M. 2000. Invasive weeds in rangeland species, impacts and management. *Weed science*, 48: 255-265.
- Dobler, C. 2010. Caracterización del clima y su relación con la distribución de la vegetación del suroeste del D.F., México. Tesis de licenciatura. Facultad de ciencias. UNAM, México.
- Dolan, B.C. 2013. Effects of increased Nitrogen deposition on the dominance of *Hedera helix* in the Pacific Northwest. *Dissertations and Theses*. Portland State University, EUA.
- Ehrenfeld, J.G., Kourtev, P. y Huang, W. 2001. Changes in soil functions following invasions of exotic understory plants in deciduous forests. *Ecological applications*, 11(5): 1287-1300.
- Gross, K.L. y P.A. Werner. 1982. Colonizing Abilities of 'Biennial' Plant Species in Relation to Ground Cover: Implications for their Distributions in a Successional Sere. *Ecology*, 63(4): 921-931.
- Grime, J. P., Hodgson, J. G. y Hunt, R. 1988. *Comparative plant ecology: A functional approach to common British species*. Boston: Allen & Unwin. 752 pp.
- Guido, A. y Pillar, V.D. 2017. Invasive plant removal: assessing community impact and recovery from invasion. *Journal of applied ecology*, 54: 1230-1237.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9pp
- Hejda, M., Pyšek, P. y Jarošík, V. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of ecology*, 97: 393-403.
- Jeschke, J. M. 2014. General hypotheses in invasion ecology. *Diversity and Distributions*, 20: 1229-1234

Jiménez-Hernández, H.A. 2016. Comparación del banco de semillas de dos zonas contrastantes del bosque de *Quercus rugosa-Quercus laurina* en la cuenca del río Magdalena, D.F., México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, México.

Jujnovsky J. 2006. Servicios ecosistémicos relacionados con el recurso agua en la cuenca del río Magdalena, Distrito Federal, México. Tesis de maestría UNAM.

Keane, R.M. y Crawley, M.J. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in ecology and evolution*, 17(4): 164-170.

Kumschik, S., Gaertner, M., Vilà, M., Essl, F., Jeschke, J.M., Pyšek, P., Ricciardi, A., Bacher, S., Blackburn, T.M., Dick, J., Evans, T., Hulme, P.E., Kühn, I., Mrugala, A., Pergl, J., Rabitsh, W., Richardson, D.M., Sendek, A. y Winter, M. 2015. Ecological impacts of alien species: quantification, scope, caveats, and recommendations. *BioScience*, 65: 55-63.

Levine, J.M., Adler, P.B. & Yelenik, S.G. 2004. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology Letters*, 7: 975–989.

Lockwood, J.L., Cassey, P. y Blackburn, T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 20: 223–228.

Luken, J.O. 1997. Management of Plant Invasions: Implicating Ecological Succession. En: Luken, J.O. y J.W, Thieret (Edit.).1997. Assessment and Management of Plant Invasions. Springer Science+Business Media, New York, EUA, pp. 133-144.

MacDougall, A.S. y Turkington, R. 2005. Are invasive species the drivers or passengers of changes on degraded ecosystems. *Ecology*, 86(1): 42-55.

Marian, M., Voşdan, Z., Mare Roşca, O. y Mihalescu, L. 2017. Allelopathy relationship between plants and their use in organic farming. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, 200, doi:10.1088/1757-899X/200/1/012039

Maron, J.L. y Vilà, M. 2001. When do herbivores affect plant invasion? Evidence for the natural enemies and biotic resistance hypotheses. *Oikos*, 95(3): 361-373.

Metcalfe, D. J. 2005. *Hedera helix* L. *Journal of ecology*, 93(3): 632-648.

McCune, B. y M. J. Mefford. 2016. PC-ORD 5. Multivariate analysis of ecological data. MjM software design, Gleneden Beach, Oregon, USA.

Miller, J.H. 2003. Nonnative invasive plants of southern forests: a field guide for identification and control. Gen. Tech. Rep. SRS-62. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 93p

Moles, A. T., Flores-Moreno, H., Bonser, S.P., Warton, D.I., Helm, A., Warman, L., Eldridge, D.J., Jurado, E., Hemmings, F.A., Reich, R.B., Cavender-Bares, J., Seabloom, E.W., Mayfield, M.M., Sheil, D., Djietror, J.C., Peri, P.L., , Enrico, L., Cabido, M.R., Setterfield, S.A., , Lehmann, C.E.R. y Thompson, F.J. 2012. Invasions: the trail behind, the path ahead, and a test of a disturbing idea. *Journal of ecology*, 100: 116-127.

Morales, C.L. y Traveset, A. 2009. A meta-analysis of alien vs native plants on pollinator visitation and reproductive success of co-flowering native plants. *Ecology letters*, 12: 716-728.

Morales, C., Traveset, A. y Ramírez N. 2009. Especies invasoras y mutualismo planta-animal. En: Medel, R., Aizen, M.A. y Zamora, R. (Edit.). 2009. *Ecología y evolución de interacciones planta animal*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile, Chile. pp 247-262.

Nava L.M. Z. 2003. Los bosques de la cuenca alta del río Magdalena, D. F., México. Un estudio de vegetación y fitodiversidad. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias UNAM, México.

Page, C. 2002. Ecological strategies in fern evolution: a neopteridological overview. *Review of paleobotany and palynology*, 119: 1-33.

Pennisi, S.V., van Iersel, M.W. y Burnett, S.E. 2005. Photosynthetic irradiance and nutrition effects on growth of English ivy in subirrigation systems. *HortScience*, 40(6): 1740-1745.

Powell, K.I., Chase, J.M. y Knight, T.M. 2011. A synthesis of plant invasion effects on biodiversity across spatial scales. *American Journal of Botany*, 98(3): 539-548.

Pyle, L.L. 1995. Effects of disturbance on herbaceous exotic plant species on the floodplain of the Potomac river. *The American midland naturalist*, 134(2): 244-253.

Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P.E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U. y Vilà, M. 2012. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, 18: 1725-1737.

Ramírez-Mandujano, C.A. y Vargas-Campos, P. 2014. Control genético de crecimiento en vivero en colectas de *Prunus serotina*. *Biológicas*, 16(1): 25-29.

Reichard, S. y White, P. 2001. Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States. *Bioscience*, 51:103–113.

Rejmánek, M. y M. Pitcairn. 2002. When is eradication of exotic pest plants a realistic goal? En: C. R. Veitch y M. N. Clout (Edit.). *Turning the tide: the eradication of invasive species*. IUCN SSC Invasive Species Group. IUCN Gland., Switzerland and Cambridge, U.K. 249-253.

Rich, P.M., Wood, J., Vieglais, D.A., Burek, K. y Webb, N. 1998. *Hemiview manual revision number 2.1*. Delta T-Devices. 79pp.

Richardson D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., y West, C. J. 2000a. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions*, 6:93-107.

Richardson, D.M, Allsopp, N., D'Antonio, C.M., Milton, S.J. y Rejmánek, M. 2000b. Plant invasions-the role of mutualisms. *Biological Reviews*, 75: 65-93.

Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1a edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Santibañez-Andrade, G, Castillo-Argüero, S. y Martínez-Orea, Y. 2015. Evaluación del estado de conservación de la vegetación de los bosques de una cuenca heterogénea del Valle de México. *Bosque*, 36(2): 299-313.

Schiffman, P.M. 1996. Animal-Mediated dispersal and disturbance: driving forces behind alien plant naturalization. En: Luken, J.O. y J.W, Thieret (Edit.).1996. *Assessment and Management of Plant Invasions*. Springer Science+Business Media, New York, EUA, pp. 69-86.

Simberloff, D. y Von Holle, B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown?. *Biological invasions*, 1: 21-32.

Solís-Oberg, S. 2015. Banco de semillas de malezas y plantas introducidas en dos unidades ambientales del bosque de encinos (*Quercus L.*) de la cuenca del río Magdalena en el Distrito Federal. Tesis de maestría. Facultad de ciencias. UNAM, México.

Statsoft, Inc. 2007. STATISTICA (data analysis software system). Versión 8.0. www.statsoft.com.

Vidra, R., Shear, T.H. y Wentworth, T.R. 2006. Testing the paradigms of exotic species invasion in urban riparian forests. *Natural Areas Journal*, 26: 339-350.

Vitousek, P.M. y Walker, L.R. 1989. Biological invasion by *Myrica faya* in Hawaii: plant demography, nitrogen fixation, ecosystem effects. *Ecological Monographs*, 59:247-265.

Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L. y Westbrooks, R. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, 84: 468-478.

Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. y Melillo, J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277 (5325): 494-499.

Waggy, M.A. 2010. *Hedera helix*. In: Fire Effects Information System, [Online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research

Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Disponible: <http://www.fs.fed.us/database/feis/> [2016, November 2017].

Walker, L.R. y Smith, S.D. 1997. Impacts of Invasive Plants on Community and Ecosystems Properties. En: Luken, J.O. y J.W, Thieret (Edit.).1997. Assessment and Management of Plant Invasions. Springer Science+Business Media, New York, EUA, pp. 69-86.

Wilcove, D.S., Rotstein, D., Dubow, J., Phillips, A. y Losos, E. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience*, 48(8): 607-615.

Wilson, S. D. y Tilman, D. 1993. Plant competition and resource availability in response to disturbance and fertilization. *Ecology*, 74(2): 599-611.

Woods, K. 1997. Community response to plant invasions. En: Luken, J.O. y J.W, Thieret (Edit.).1997. Assessment and Management of Plant Invasions. Springer Science+Business Media, New York, EUA, pp. 56-68.

Woods, K. 1993. Effects of invasion by *Lonicera tatarica* L. on herbs and tree seedlings in four New England forests. *The American midland naturalist.*, 130: 62-74.

Anexo 1. Tabla de las especies encontradas en el estudio y sus características.

Especie	Abreviatura	Familia	Forma de crecimiento	Ciclo de vida	Forma de vida	Síndrome de dispersión	Vector de dispersión	Distribución	Origen	Maleza
<i>Abies religiosa</i>	AbiRel	Pinaceae	Árbol	Perenne	Fanerofita	Pterocoria	Anemocoria	Restringida	Nativa	No
<i>Ageratina glabrata</i>	AgeGla	Asteraceae	Arbusto	Perenne	Fanerofita	Pogonocoria	Anemocoria	Restringida	Nativa	No
<i>Asplenium monanthes</i>	AspMon	Aspleniaceae	Hierba	Perenne	Hemicriptofita	Esporocoria	Anemocoria	Pantropical	Nativa	Si
<i>Cestrum thyrsoides</i>	CesThy	Solanaceae	Arbusto	Perenne	Fanerofita	Sarcocoria	Endozoocoria	Restringida	Nativa	No
<i>Cheilanthes sinuata</i>	Che	Adiantaceae	Hierba	Perenne	Criptofita	Esporocoria	Anemocoria	S.D.	Nativa	No
<i>Cirsium</i>	Cir	Asteraceae	Hierba	Perenne	Hemicriptofita	Pogonocoria	Anemocoria	Restringida	Nativa	No
<i>Clethra mexicana</i>	CletMex	Clethraceae	Árbol	Perenne	Fanerofita	Barocoria	Barocoria	Neotropical	Nativa	No
<i>Cupressus lusitanica</i>	CupLus	Pinaceae	Árbol	Perenne	Fanerofita	Pterocoria	Anemocoria	Americana	Nativa	No
<i>Dichondra sericea</i>	Dicho	Convolvulaceae	Hierba	Perenne	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	Si
<i>Didymaea floribunda</i>	DidyFlo	Rubiaceae	Hierba	Perenne	Fanerofita	Sarcocoria	Endozoocoria	Restringida	N.D.	Si
<i>Fragaria mexicana</i>	Fraga	Rosaceae	Hierba	Perenne	Hemicriptofita	Sarcocoria	Endozoocoria	Restringida	Nativa	No
<i>Fraxinus uhdei</i>	FraUdh	Oleaceae	Árbol	Perenne	Fanerofita	Pterocoria	Anemocoria	Americana	Nativa	No
<i>Fuchsia microphylla</i>	FucMi	Onagraceae	Arbusto	Perenne	Fanerofita	Sarcocoria	Endozoocoria	Mesoameric	Nativa	No
<i>Garrya laurifolia</i>	GarLau	Garryaceae	Árbol	Perenne	Fanerofita	Sarcocoria	Endozoocoria	Mesoameric	Nativa	No
<i>Geranium seemanii</i>	GerSee	Geraniaceae	Hierba	Perenne	Hemicriptofita	Balocoria	Autocoria	Mesoameric	Nativa	Si
<i>Hedera helix</i>	HeHe	Araliaceae	Hierba	Perenne	Fanerofita	Sarcocoria	Endozoocoria	Cosmopolita	Introducida	Si
<i>Helecho 5</i>	Hel5	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	Anemocoria	S.D.	S.D.	S.D.
<i>Iresine diffusa</i>	IreDif	Amaranthaceae	Hierba	Anual	Terofita	Sacocoria	Barocoria	Americana	Nativa	Si
<i>Phanerophlebia nobilis</i>	PhaNo	Dryopteridaceae	Hierba	Perenne	S.D.	Esporocoria	Anemocoria	Mesoameric	Nativa	No
<i>Philadelphus mexicanus</i>	PhiMex	Hydrangeaceae	Arbusto	Perenne	Fanerofita	Esclerocoria	Barocoria	Restringida	Nativa	No
<i>Physalis</i>	Phys	Solanaceae	Hierba	Perenne	S.D.	Sarcocoria	Endozoocoria	S.D.	Nativa	No
<i>Plántula 1</i>	Plán1	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.
<i>Polistichum rachichlaena</i>	PolRac	Dryopteridaceae	Hierba	Perenne	Hemicriptofita	Esporocoria	Anemocoria	Mesoameric	Nativa	No
<i>Prunus serotina</i>	PruSer	Rosaceae	Árbol	Perenne	Fanerofita	Sarcocoria	Endozoocoria	Americana	Nativa	No

Especie	Abreviatura	Familia	Forma de crecimiento	Ciclo de vida	Forma de vida	Síndrome de dispersión	Vector de dispersión	Distribución	Origen	Maleza
<i>Quercus laurina</i>	QueLau	Fagaceae	Árbol	Perenne	Fanerofita	Barocoria	Sinzoocoria	Mesoamericana	Nativa	No
<i>Quercus rugosa</i>	QueRu	Fagaceae	Árbol	Perenne	Fanerofita	Barocoria	Sinzoocoria	Nearctica	Nativa	No
<i>Rosa canina</i>	Rosa	Rosaceae	Arbusto	Perenne	Fanerofita	Sarcocoria	Endozoocoria	Cosmopolita	Introducida	Si
<i>Salvia mexicana</i>	SalMex	Lamiaceae	Hierba	Perenne	Hemicriptofita	Esclerocoria	Barocoria	Restringida	Nativa	Si
<i>Salvia microphylla</i>	SalMi	Lamiaceae	Hierba	Perenne	Hemicriptofita	Esclerocoria	Barocoria	Neotropical	Nativa	No
<i>Senecio barba-johannis</i>	SeBJ	Asteraceae	Arbusto	Perenne	Fanerofita	Pogonocoria	Anemocoria	Mesoamericana	Nativa	No
<i>Smilax moranensi</i>	SmiMor	Smilacaceae	Hierba	Perenne	Hemicriptofita	Sarcocoria	Endozoocoria	Restringida	Nativa	No
<i>Solanum</i>	Sola	Solanaceae	Hierba	S.D.	S.D.	Sarcocoria	Endozoocoria	S.D.	Nativa	S.D.
Sp. 25	Sp. 25	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.
Sp. 26	Sp. 26	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.
Sp. 28	Sp. 28	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.
Sp. 29	Sp. 29	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.
Sp. 30	Sp. 30	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.
SP. 31	SP. 31	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.
Sp. 32	Sp. 32	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.
Sp. 34	Sp. 34	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.
Sp. 35	Sp. 35	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.
Sp. 36	Sp. 36	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.
Sp. 41	Sp. 41	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.	S.D.
Stevia	Stev	Asteraceae	Arbusto	Perenne	Hemicriptofita	Esclerocoria	Barocoria	Mesoamericana	Nativa	No
<i>Symphoricarpos microphyllus</i>	SymMi	Caprifoliaceae	Arbusto	Perenne	Fanerofita	Sarcocoria	Endozoocoria	Americana	Nativa	No
<i>Trisetum</i>	Trise	Poaceae	Hierba	Perenne	Hemicriptofita	Esclerocoria	Barocoria	Restringida	Nativa	No
<i>Verbesina oncophora</i>	VerOn	Asteraceae	Arbusto	Perenne	Hemicriptofita	Pterocoria	Anemocoria	Restringida	Nativa	No

Anexo 2. Tabla que resume los efectos de la presencia, ausencia y eliminación de *Hedera helix* en cada uno de los factores evaluados. Los asteriscos representan la formación de grupos estadísticamente distintos ($p < 0.05$) según las pruebas realizadas en el estudio. H= Sitios invadidos por *H. helix*; V= Sitios con ausencia de *H. helix*; ChH= Sitios donde se eliminó *H. helix*; ChV= Sitios con ausencia de *H. helix* donde se eliminó la vegetación; N= Nitrógeno; P= Fósforo; K= Potasio; M.O.= Materia orgánica, C.E.= Conductividad eléctrica; GSF= Factor de Sitio Global.

Variable	Tratamiento			
	H	V	ChH	ChV
Abundancia	*	**	* **	**
Riqueza	*	*	*	*
Diversidad (Shannon-Wiener)	*	* **	**	**
N (% total)	*	**	*	**
P (ppm)	*	**	*	**
K (meq/100g)	*	**	*	**
pH	*	*	*	*
M.O. (%)	*	*	*	*
C.E. (mmhos/cm)	*	*	*	*
G.S.F	*	*	*	*

* Grupo 1

**Grupo 2