



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

ECOLOGÍA

EFFECTO DEL CONEJO CASTELLANO (*Sylvilagus floridanus*) SOBRE LA

COMUNIDAD VEGETAL DEL PEDREGAL DE SAN ÁNGEL

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

BIÓL. YURY GLEBSKIY

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. ZENÓN CANO SANTANA

FACULTAD DE CIENCIAS UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. RURIK HERMANN LIST SÁNCHEZ

FES IZTACALA UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. HÉCTOR OCTAVIO GODÍNEZ ÁLVAREZ

DEPARTAMENTO DE CIENCIAS AMBIENTALES UAM LERMA

MÉXICO, CD. MX.

JUNIO, 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

ECOLOGÍA

EFFECTO DEL CONEJO CASTELLANO (*Sylvilagus floridanus*) SOBRE LA

COMUNIDAD VEGETAL DEL PEDREGAL DE SAN ÁNGEL

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

BIÓL. YURY GLEBSKIY

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. ZENÓN CANO SANTANA

FACULTAD DE CIENCIAS UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. RURIK HERMANN LIST SÁNCHEZ

FES IZTACALA UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. HÉCTOR OCTAVIO GODÍNEZ ÁLVAREZ

DEPARTAMENTO DE CIENCIAS AMBIENTALES UAM LERMA

MÉXICO, CD. MX.

JUNIO, 2019



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

OFICIO FCIE/DAIP/413/2019

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 **11 de marzo 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 **GLEBSKIY YURY** con número de cuenta **412017818** con la tesis titulada "**Efecto del conejo castellano (*Sylvilagus floridanus*) sobre la comunidad vegetal del Pedregal de San Ángel**", realizada bajo la dirección del **DR. ZENÓN CANO SANTANA**:

Presidente: **DRA. SILKE CRAM HEYDRICH**
Vocal: **DR. FERNANDO ALFREDO CERVANTES REZA**
Secretario: **DR. HÉCTOR OCTAVIO GODÍNEZ ÁLVAREZ**
Suplente: **DR. JOSÉ JAIME ZÚNIGA VEGA**
Suplente: **DR. LÁZARO GUEVARA LÓPEZ**

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

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU"
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 28 de mayo de 2019

DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA
COORDINADOR DEL PROGRAMA



AGNS/MMVA/ASR/mnm

Agradecimientos institucionales

Al Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM.

A CONACYT por la beca que me fue otorgada para los estudios de maestría en el periodo de Febrero de 2017 a Enero de 2019 (CVU/Becario: 817316/620249).

A PAPIIT por el apoyo a través de los proyectos: IN222816 "Ecología de *Sylvilagus floridanus* (Lagomopha: Leporidae) en la Reserva Ecológica de Ciudad Universitaria, D.F." otorgado al Dr. Zenón Cano Santana e IV200117 "Análisis ecosocial de una reserva urbana para la sustentabilidad en el campus de Ciudad Universitaria" otorgado a Luis Zambrano, Zenón Cano Santana y Alicia Castillo.

A mi asesor Dr. Zenón Cano Santana y al comité tutor: Dr. Rurik Hermann List Sánchez y Dr. Héctor Octavio Godínez Álvarez.

Agradecimientos personales

A mi alma mater la UNAM, a la que le debo toda mi educación como biólogo.

A mi asesor y maestro Zenón Cano Santana, por sus enseñanzas y apoyo.

A todos mis compañeros, por la ayuda en el trabajo de campo y muy especialmente a Juan Pablo Camacho Ruedas.

A la M. en C. Yuriana Martínez Orea por la identificación de las plantas.

A las M. en C. Argelia Díaz Rico y Beatriz Zúñiga Ruíz por proporcionar las cámaras de germinación.

A todo el equipo de trabajo de la SEREPSA, por los permisos y la ayuda prestada, especialmente a Marcela Pérez Escobedo, Guillermo Gil Alarcón y Pablo Arenas Pérez.

Al comité tutor de este proyecto: Rurik Hermann List Sánchez y Héctor Octavio Godínez Álvarez, por sus valiosos comentarios.

A todos los alumnos y profesores del Laboratorios de Interacciones y Procesos Ecológicos, especialmente al M. en C. Iván Castellanos Vargas, por su apoyo e ideas que ayudaron a mejorar este trabajo.

A mi familia, por su apoyo incondicional que me han dado durante toda mi vida.

A Daniela Aimee Parra Campos

Índice

Resumen.....	1
Abstract.....	2
I. Introducción.....	3
1.1. Efecto de los conejos sobre la vegetación.....	3
1.2. Dispersión de semillas.....	5
1.3. Germinación de semillas: almacenamiento y latencia.....	6
1.4. El conejo castellano.....	7
1.5. Los conejos del Pedregal de San Ángel.....	8
1.6. Justificación.....	9
II. OBJETIVOS E HIPOTESIS.....	10
III. Antecedentes.....	11
IV. Metodología.....	11
4.1. Sitio de estudio.....	11
4.2. Exclusiones.....	12
4.3. Germinación de semillas contenidas en pastillas fecales.....	15
4.4. Análisis de datos.....	17

V. Resultados.....	20
5.1 Comparación de cobertura de las especies dominantes.....	20
5.2 Riqueza, diversidad y similitud.....	22
5.3 Biomasa en pie.....	23
5.4. Densidad poblacional.....	24
5.5. Germinación de semillas contenidas en pastillas fecales.....	25
VI. Discusión.....	30
6.1 Biomasa en pie.....	30
6.2 Riqueza y diversidad.....	32
6.3 Conejos como dispersores.....	35
VII. Conclusiones.....	39
Literatura citada.....	40
Anexo 1.....	46
Anexo 2.....	48
Anexo 3.....	49

Resumen

Los herbívoros tienen un efecto importante sobre la comunidad vegetal como depredadores y dispersores de semillas. En este trabajo se investiga el efecto del conejo (*Sylvilagus floridanus*) sobre la vegetación en ambos papeles. Para esto, se realizaron experimentos de exclusión y de germinación de las semillas dispersadas en sus pastillas fecales. Se encontró que los conejos tienen efectos importantes y no lineales en la cobertura y biomasa de ciertas plantas (especialmente *Manfreda scabra* y *Muhlenbergia robusta*), al mismo que tiempo aumentan la riqueza de la comunidad vegetal del matorral xerófilo del pedregal de San Ángel, Ciudad de México. Los conejos dispersan pocas semillas (0.77 semillas por g de excreta seca) de 15 especies, principalmente raras, como *Jaegeria hirta* y *Physalis glutinosa*. Se propone que los conejos podrían ser importantes para la dispersión de estas plantas.

Abstract

Herbivorous animals have important effects on the vegetal communities, both, as consumers and seed dispersers. In this work, the effect of both roles of the cottontail rabbit (*Sylvilagus floridanus*) on the vegetation is studied. For this, were conducted experiments of cottontail exclusion, and germination of seeds dispersed in their fecal pellets. Finding that cottontail have important and non-linear effects on the cover and biomass of several species (specially *Manfreda scabra* and *Muhlenbergia robusta*) at the same time they increase vegetal community richness in the Pedregal de San Ángel xeric scrub. Cottontails disperse few seeds (0.77 seeds per g of dry fecal matter) of 15 species, mainly rare ones, e.g. *Jaegeria hirta* and *Physalis glutinosa*. We propose that that cottontail could be important for the dispersion of those plants.

I. INTRODUCCIÓN

1.1 Efecto de los conejos sobre la vegetación

En la interacción entre animales y plantas dos de los efectos más importantes son la herbivoría (dañino para la planta) y la dispersión de las semillas (benéfico para la planta). Estas dos interacciones pueden darse de manera simultánea y ayudan a moldear las comunidades vegetales (Malo y Suárez 1995, Turkington 2009). En el caso de la interacción de los herbívoros con las plantas este efecto generalmente consiste en la disminución de la productividad primaria de las plantas y el cambio en la composición de especies por efecto de un consumidor; aunque pueden existir otros efectos indirectos por la eliminación de la competencia o la estimulación de las plantas por el herbívoro (Turkington 2009).

Existe una gran variación de los efectos de los herbívoros sobre la vegetación (Turkington 2009), pues éstos varían dependiendo del tamaño del herbívoro (Goheen et al. 2004) y el nivel al que se estudia el sistema, y existen efectos directos (como el consumo de materia) e indirectos (como el ciclaje de nutrientes; Olofsson 2007, 2008). De manera general, se ha visto que las actividades de los conejos (Mammalia, Lagomorpha) disminuyen la biomasa aérea (Foran et al. 1985) y cambian la composición vegetal (Gillham 1955). Se ha reportado que en sitios de abundancia intermedia de conejos, aumenta la riqueza de especies vegetales (Zeevalking y Fresco 1977, Olofsson et al. 2008), esto probablemente debido al efecto de disturbio intermedio que causa el conejo en la vegetación. No obstante, estos efectos presentan variaciones; por ejemplo, Olofsson y

colaboradores (2007) encontraron que la biomasa aérea disminuye en los sitios libres de la acción de los conejos durante los primeros años de exclusión. También se reporta que los cambios en la vegetación pueden ser diferentes a corto y largo plazo (Gibbens et al. 1993, Olofsson et al. 2007). Por lo tanto, a pesar de que el efecto de los herbívoros ha sido relativamente bien estudiado para algunas especies (p. ej., *Oryctolagus cuniculus*), actualmente no podemos predecir el efecto que tendrá la ausencia o presencia de algún herbívoro en un ecosistema particular.

Existen dos formas principales de medir el efecto de los herbívoros: aumentando la cantidad de éstos o reduciéndola en experimentos controlados; sin embargo, el aumento de la cantidad de herbívoros en un sistema es complicado, por lo que es poco frecuente que se realicen este tipo de experimentos, por lo que resulta más sencillo reducir las poblaciones de herbívoros (Turkington 2009). Las formas más comunes de reducir una población son eliminando a los herbívoros, por ejemplo, con la introducción de un depredador (Carpenter et al. 1985, Turkington 2009), capturando o eliminando individuos de la población, o colocando exclusiones físicas (generalmente un tipo de cerca que impida el paso del herbívoro a un área determinada; Gibbens et al. 1993, Olofsson et al. 2007, Turkington 2009). Este último método tiene la ventaja de que se puede monitorear simultáneamente la vegetación con la presencia del herbívoro y sin éste, y también es el método más fácil de realizar y con menores consecuencias para el ecosistema estudiado, por lo cual es el más utilizado (Gibbens et al. 1993, Olofsson et al. 2007, Turkington 2009).

1.2 Dispersión de semillas

Otra forma en que afectan los mamíferos a la vegetación es la dispersión de semillas, que es el proceso mediante el cual las semillas se transportan a un lugar distinto al de la planta madre. Este proceso es esencial para las plantas, ya que permite el movimiento de éstas y define el lugar donde se va a establecer y desarrollar el nuevo individuo (Hernández-Gómez 2018). Se ha sugerido que la dispersión de semillas, al ser muy importante para las plantas, puede afectar la estructura de las comunidades de hierbas (Malo y Suárez 1995).

Los animales contribuyen de manera importante a la dispersión de semillas a través del mecanismo conocido como zoocoria, proceso mediante el cual moldean las comunidades vegetales (Markl et al. 2012) al movilizar a las semillas a sitios específicos donde éstas pueden o no encontrar sitios aptos para su desarrollo (Hernández-Gómez 2018). La zoocoria se divide en *exozoocoria* que consiste en el transporte de las semillas en la piel o pelaje, y la *endozoocoria* que ocurre a través de su consumo y posterior deposición en las heces (Malo y Suárez 1995, Izhaki y Ne'eman 1997). Este último mecanismo puede ser importante para una gran cantidad de especies de plantas y es más común en las áreas con alta disponibilidad de agua (Wikander 1984). A pesar de esto, en las zonas desérticas y de matorral se presentan plantas que son dispersadas por animales (Hernández-Gómez 2018), por ejemplo, las plantas del género *Opuntia*, cuyas semillas germinan en laboratorio solamente después de un tratamiento con ácidos fuertes, lo cual en la naturaleza solo se puede encontrar en el tracto digestivo de los animales que los consumen (Olvera-Carrillo et al. 2003).

Se ha reportado que los lagomorfos (particularmente los conejos) no son dispersores especialmente buenos (Malo y Suárez 1995), lo cual probablemente se deba a que por su tamaño no pueden ingerir semillas grandes y a que reingieren las heces (Heisinger 1962), lo cual podría afectar la supervivencia de éstas. A pesar de esto, pueden tener un efecto de importancia como dispersores y afectar la composición de las comunidades vegetales debido a sus altas densidades poblacionales y la gran producción de excrementos (Delibes-Mateos et al. 2008).

1.3 Germinación de semillas: almacenamiento y latencia

Al estudiar a las semillas en esencial considerar la latencia que es la característica de las semillas que no permite que éstas germinen al momento de encontrar condiciones adecuadas para ello, sino que se requiere de algún proceso ambiental o interno para permitir la germinación. Esto resulta muy importante para las plantas especialmente en ambientes hostiles para evitar germinar en condiciones subóptimas u óptimas pero que no durarán lo suficiente para el desarrollo de la planta (Baskin y Baskin 2014).

En ambientes secos y estacionales la mayoría de las semillas no germinan directamente al encontrarse en condiciones óptimas para que esto ocurra, sino que requieren de algún factor ambiental (p. ej., altas temperaturas) que rompa la latencia (Baskin y Baskin 2014). Un factor importante para la germinación es el almacenamiento, ya que las condiciones que se presenten durante este tiempo, como la temperatura, pueden afectar a las semillas, o bien, ayudar a romper la latencia (Olvera-Carillo et al. 2003). Por lo

anterior, las mismas semillas almacenadas en diferentes condiciones pueden tener porcentajes muy diferentes de germinación.

Los animales que dispersan las semillas pueden afectar significativamente la germinación de éstas. Pueden tener un efecto negativo dañando las semillas (Cosyns et al. 2005), un efecto neutro (Izhaki y Ne'eman 1997) o un efecto positivo, al ayudar a romper la latencia de las semillas dispersadas (Olvera-Carillo et al. 2003).

1.4 El conejo castellano

El conejo castellano, *Sylvilagus floridanus* (J. A. Allen 1890), se compone de 35 subespecies, entre las que se encuentra *S. f. orizabae* (Merriam 1893), que es la subespecie analizada en este estudio (Chapman et al. 1980, Hortelano-Moncada et al. 2009). La fórmula dentaria de este conejo es I 2/1, P 3/2, M 3/3 con un total de 28. El color del conejo es de pardo a grisáceo y el vientre y la base de la cola son blancos (lo que le da su nombre común en inglés: *cottontail*); el adulto mide 33.5 a 48.5 cm de largo y pesa de 0.9 a 1.8 kg, dependiendo de la región donde se encuentre (Chapman et al. 1980, Lorenzo y Cervantes 2005). Es la especie de mayor fecundidad del género, pues en condiciones ideales pueden tener hasta 35 gazapos por año, y la época reproductiva ocurre cuando se dan las condiciones ambientales favorables, en términos de temperatura y disponibilidad de alimento, las cuales en algunos sitios pueden presentarse todo el año (Chapman et al. 1980, Lorenzo y Cervantes 2005, Dorantes 2017). Es una especie muy común y de amplia distribución que va desde el este de Norteamérica y prácticamente todo el territorio mexicano hasta el norte de Venezuela (Chapman et al. 1980). Se presenta en muchos

ecosistemas incluyendo bosques tropicales, bosques templados, matorrales xerófilos y áreas perturbadas por la agricultura y actividades humanas y en altitudes desde 0 hasta los 3200 m (Lorenzo y Cervantes 2005).

Este herbívoro estricto se alimenta de una gran variedad de plantas y de prácticamente todas sus partes, que incluye hojas, tallos, raíces y frutos (Chapman et al. 1980, Hudson et al. 2005). Al mismo tiempo, este animal constituye una presa para muchos carnívoros de medianos a grandes, como los zorros, coyotes, perros y aves rapaces (Chapman et al. 1980, Lorenzo y Cervantes 2005, Granados-Pérez 2008). Gracias a su gran abundancia resulta ser muy importante para las redes tróficas (Glebskiy 2016).

1.5 Los conejos del Pedregal de San Ángel

En la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Cd. Mx. (REPSA) solamente se ha registrado una especie de lagomorfo: el conejo castellano *Sylvilagus floridanus orizabae* (Hortelano-Moncada et al. 2009). Este conejo ha sido poco estudiado dentro de esta reserva, pero se sabe que tiene una gran importancia como consumidor primario, pues ingiere hasta el 5.4% de la productividad primaria neta aérea del ecosistema, pero ésta puede ser de hasta 18% en sitios de alta abundancia de conejos (Cano-Santana 1994a, Glebskiy 2016, Dorantes 2017). No se conoce con exactitud la dieta del conejo, pero se ha visto que consume *Manfreda scabra* y algunas especies de la familia Poaceae (Eguiarte y Búrquez 1987, N. Rivera-Sánchez, com. pers.). Tampoco existe mucha información sobre la depredación de los conejos en este sistema. Solamente se ha reportado que los perros ferales los consumen (Granados-Pérez 2008), pero no hay trabajos específicos sobre este

tema. También se ha visto que la distribución del conejo no es uniforme dentro de la REPSA, por lo que su abundancia disminuye por la presencia de perros, la rugosidad del terreno (Glebskiy et al. 2018a) y al encontrarse cerca del borde (S.A. Montes, com. pers.). También se sabe que la población varía entre años (Glebskiy et al. 2018b). Al mismo tiempo, Dorantes (2017) reporta que las heces de esta especie pueden almacenar semillas capaces de germinar, lo que indica que podría tener importancia como dispersor.

1.6 Justificación

El conejo castellano presenta una amplia distribución y alta abundancia (Chapman et al. 1980), por lo que se piensa que éste afecta de forma importante la vegetación, por ejemplo la biomasa (Cano-Santana 1994a, Glebskiy 2016, Dorantes 2017); sin embargo, no se han hecho estudios para determinar cómo afectan sus actividades a la composición, abundancia de especies y biomasa en pie de las plantas. Tampoco se sabe si esta especie de conejo tiene importancia como dispersor de semillas a través de sus heces, y si es así, qué especies dispersa. El potencial dispersor de este lagomorfo podría ser alto, dado que en la REPSA su población llega a depositar hasta 3 063 excretas $\text{ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$ (Glebskiy 2016). Por lo tanto, existe un vacío en el conocimiento del efecto de esta especie que tiene potencial para ser importante para la vegetación y afectar una gran cantidad de ecosistemas.

A pesar de que se ha estudiado el efecto del forrajeo de los lagomorfos sobre la vegetación (Gibbens et al. 1993, Olofsson et al. 2007, Turkington 2009), así como su papel en la dispersión (Malo y Suarez 1995, Izhaki y Ne'eman 1997, Delibes-Mateos et al. 2008), no se han evaluado estos dos factores juntos para tener un panorama más completo de su

importancia en la vegetación. Y los estudios sobre el efecto de *S. floridanus* en particular son muy escasos.

II. OBJETIVOS E HIPOTESIS

El objetivo general de este trabajo es conocer la influencia que tiene el conejo castellano sobre la comunidad vegetal como herbívoro y dispersor de semillas. Los objetivos particulares, derivados del anterior, son los siguientes:

1. Evaluar el efecto que tiene la exclusión del conejo sobre la composición, riqueza, diversidad y biomasa aérea de la comunidad vegetal, así como la cobertura de especies individuales.
2. Determinar la abundancia y diversidad de semillas viables que dispersan los conejos a través de sus heces.

La hipótesis del trabajo es que los conejos tiene un efecto sobre la vegetación como consumidores y dispersores de semillas. Las predicciones particulares son:

1. En los sitios donde no esté presente el conejo habrá mayor biomasa aérea en pie (debido a que no habrá consumo de plantas por este).
2. Habrá diferencias en la composición, riqueza y diversidad de la comunidad vegetal entre los sitios de exclusión de conejos y los sitios control, siendo los sitios con conejos los que tendrán mayor riqueza y diversidad.
3. Habrá diferencias entre los sitios control y exclusión en las coberturas de algunas especies vegetales, aumentando la cobertura de las especies que son alimento del conejo dentro de las exclusiones.

4. El conejo dispersa semillas a través de sus heces, pero con una frecuencia baja y para pocas especies vegetales (basado en Delibes-Mateos et al. 2008).

III. ANTECEDENTES

Hasta este estudio no existían trabajos que estudiaran el efecto que tiene el conejo sobre la vegetación, aunque varios autores han sugerido que el conejo afecta significativamente a las comunidades de plantas. Eguiarte y Búrquez (1987) notan que el conejo afecta a *Manfreda scabra* comiéndose sus estructuras reproductivas, Cano-Santana (1994a) hipotetiza que el conejo debe de ser un importante eslabón trófico del ecosistema y consumidor de *M. scabra* y *Muhlenbergia robusta*. Más recientemente, Glebskiy (2016) y Dorantes (2017) muestran que el conejo es un gran consumidor de biomasa y dispersa semillas dentro de sus heces. Todo esto sugiere que el conejo tiene un gran potencial para modificar las comunidades vegetales, pero esto no ha sido probado.

IV. METODOLOGÍA

4.1 Sitio de estudio

Este estudio se llevó a cabo en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA), Cd. Mx., que se encuentra sobre un campo de lava producto de la erupción del volcán Xitle, ocurrida en el año 280 ± 35 d.n.e. (Siebe 2000). La reserva se compone de tres áreas núcleo y 13 áreas de amortiguamiento sumando en total 237 hectáreas, y está altamente

fragmentada y aislada de otras áreas naturales, debido a que se encuentra dentro de la zona urbana de la Ciudad de México (Zambrano et al. 2016). La REPSA se encuentra a una elevación de 2310 m y tiene una precipitación media anual de 815 mm y temperatura de 17.1°C (rango: 5.6-27.7°C; SMN 2014). El clima es templado con lluvias en verano (Rzedowski 1954).

El sitio se caracteriza por la dominancia de una vegetación del tipo matorral xerófilo, una estacionalidad marcada (Rzedowski 1954) y suelos someros con baja capacidad de retener humedad y aportar nutrientes (Siebe et al. 2016). La biomasa varía considerablemente dependiendo de la estación, siendo la época de lluvias donde se da un aumento importante de ésta (Cano-Santana 1994b). El estrato herbáceo es dominado por *Muhlenbergia robusta*, *Dahlia coccinea* y *Manfreda scabra*, y esta última constituye un alimento importante para el conejo (Glebskiy 2016).

Los conejos dentro de la REPSA se encuentran en las tres zonas núcleo y en la zona de amortiguamiento A8 (Dorantes 2017), pero todos los muestreos de este estudio se realizaron en la zona núcleo poniente, debido a que esta zona es la de mayor extensión y la que registra la más alta densidad de conejos dentro de la REPSA (Glebskiy 2016, Dorantes 2017).

4.2 Exclusiones

Se aplicó un diseño pareado para comparar los rasgos de la comunidad vegetal entre sitios con exclusión de conejos y sitios control (a donde los conejos tenían acceso). Para este fin, se seleccionaron cinco sitios dentro de un área relativamente plana y abierta de la zona

núcleo poniente con gran abundancia de conejos (Glebskiy 2016). En cada uno de los sitios se trazaron dos cuadros adyacentes de 10×10 m, de tal forma que estuvieran en una misma zona y la vegetación fuera parecida. En febrero de 2017, en uno de los cuadros de cada sitio se colocaron exclusiones usando malla ciclónica con apertura de 6.5 por 3.5 cm y 150 cm de alto para evitar la entrada de los conejos. Las exclusiones fueron efectivas, ya que no se registraron pastillas fecales frescas de conejos dentro de las áreas de exclusión, mientras que en los sitios control éstas se encontraron en abundancia.

Con el fin de registrar la biomasa seca aérea, en cada uno de los cuadros se seleccionaron al azar cuatro subcuadros de 50×50 cm en los cuales se registró la biomasa en pie colectando las plantas del estrato herbáceo cortándolas a ras del suelo. Las colectas se hicieron a principios de septiembre de 2016 (antes de la instalación de la exclusión) y en los años 2017 y 2018 (ya instalada la malla), ya que es época de mayor biomasa aérea de las plantas (Cano-Santana 1994b). Se colectaron los tejidos aéreos de las plantas enraizadas en el suelo dentro del subcuadro, a excepción de las especies trepadoras, de las cuales se colectaron todas las partes aéreas que estuvieran dentro del subcuadro sin importar en dónde se ubicaran sus raíces. Las plantas se separaron en siete categorías: 1) *Muhlenbergia robusta*, 2) *Dahlia coccinea*, 3) *Manfreda scabra*, 4) *Echeveria gibbiflora*, 5) plantas trepadoras, 6) helechos y 7) otras plantas. Las muestras se colectaron en bolsas de papel y se secaron a peso constante a $105\text{ }^{\circ}\text{C}$. Se analizaron los cambios en la biomasa de cada una de las categorías y la total (esto es, la suma de biomasa seca de todas las categorías de plantas).

La cobertura de las diferentes especies vegetales y el sustrato basáltico sin cobertura vegetal en cada cuadro control y experimental se midió trazando cuatro líneas de Canfield

(1941) de 10 m por cada cuadro, separadas entre sí 2 m, para tener en total 40 m de línea por cuadro (ver Figura 4.1). Se registró la cobertura lineal de todas las especies vegetales en cada tramo de 1 metro (esto para determinar la composición de la comunidad así como las variaciones en las coberturas de especies particulares). Este muestreo se hizo anualmente en el mes de agosto de 2016 a 2018.

Para determinar la abundancia de conejos en los cuadros seleccionados a antes de colocar las exclusiones (Febrero 2017) se contaron las heces en 20 cuadros de 25×25 cm a lo largo de un transecto de 10×6 m por cuadro, dentro del cual se dispusieron los cuadros

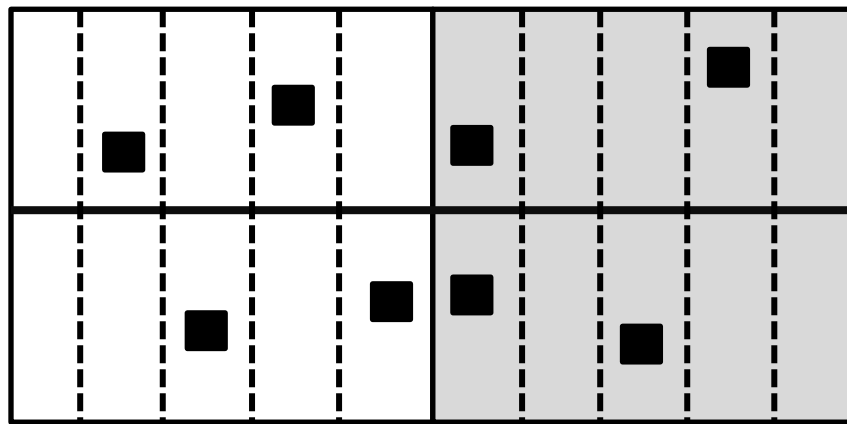


Figura 4.1: La alineación de las parcelas pareadas y los transectos de muestreo. El cuadro blanco representa el área control con conejos, el gris el área de exclusión. La línea sólida representa el transecto usado para cuantificar la abundancia de conejos, las líneas discontinuas las líneas de Canfield y los cuadros negros las áreas donde se colecta la biomasa aérea. Se realizaron cinco pares de cuadros iguales a éste.

de manera sistemática colocando grupos de dos cuadros a distancia de 1 y 3 m de la línea principal de forma alternada (un grupo de lado izquierdo otro del lado derecho) de la misma manera que se hizo en el trabajo de Glebskiy (2016). Se calculó la densidad de conejos y el aporte de materia orgánica a través de sus heces con las fórmulas de Glebskiy (2016).

4.3 Germinación de semillas contenidas en pastillas fecales

Debido a que las condiciones óptimas de germinación y los tiempos de dispersión de semillas pueden ser variados (Malo y Suárez 1995, Baskin y Baskin 2014) se probaron varias condiciones para la germinación. Las pastillas fecales dentro de la REPSA se pueden encontrar tanto sobre el suelo como sobre la roca y estar enteras o rotas (disgregadas) por intemperismo y pisoteo (Experimento 1), lo cual puede afectar la germinación. Otros factores que pueden determinar la cantidad de las semillas y su viabilidad son la época de colecta y la forma de almacenamiento (Experimento 2). Por lo anterior, se hicieron dos experimentos para elaborar una metodología que permitiera determinar la dispersión de semillas y probar las distintas condiciones a las que pueden encontrarse las semillas dispersadas.

Para este fin, se colectaron pastillas fecales de conejo frescas en cuatro sitios separados por más de 100 m dentro de la zona núcleo poniente, para captar mayor variabilidad de la dieta de los conejos. La colecta se realizó el 28 y 30 de octubre del 2016, ya que es la época donde hay mayor cantidad de semillas del estrato herbáceo en la reserva (César-García 2002). Se colectaron 15 000 pastillas fecales de las cuales 4 000 fueron usadas para el Experimento 1, 4 500 fueron almacenadas en condiciones de laboratorio (las pastillas secas se depositaron en bolsas de papel las cuales a su vez se guardaron en bolsas de plástico selladas herméticamente) y guardadas en un lugar fresco y seco. El resto de las pastillas (6 500) se almacenaron en el campo en una zona libre de conejos para evitar la adición de pastillas recientes. Éstas fueron depositadas directamente sobre la roca en un parche abierto y mantenidas allí desde octubre de 2016 hasta mayo de 2017 (durante toda la temporada seca).

4.3.1. Experimento 1. Contenido de semillas viables en heces disgregadas y enteras: el papel del sustrato. Con el fin de conocer el contenido y la germinación de semillas viables en heces disgregadas y enteras del conejo castellano con y sin disponibilidad de suelo, se hizo lo siguiente. Inmediatamente después de la colecta de heces, en noviembre de 2016, éstas se depositaron en cuatro condiciones (tratamientos): 1) pastillas fecales enteras con tierra esterilizada, 2) pastillas disgregadas con tierra esterilizada 3) pastillas enteras sin tierra y 4) pastillas disgregadas sin tierra. Para ello, se sembraron 10 charolas (de 12 cm de largo por 10 cm de ancho y 5 cm de profundidad con 200-300 g de tierra esterilizada) con 100 pastillas por tratamiento. Éstas se colocaron en una cámara de germinación con fotoperiodo 12/12 y temperatura de 25°C. Se regaron cada 3 días y se aplicó fungicida cuando se registró crecimiento de hongos. Se registró la germinación y la muerte de las plántulas. Debido a la muerte prematura de las plántulas, en esta fase del experimento no se pudieron identificar las especies. La germinación se registró como la aparición de tejido aéreo fotosintético.

4.3.2. Experimento 2. Contenido de semillas viables en heces almacenadas en campo y laboratorio y heces colectadas recientemente. Con el fin de conocer el contenido y la germinación en condiciones de laboratorio y campo de semillas viables contenidas naturalmente en heces colectadas en octubre de 2016 y almacenadas 7 meses en condiciones de laboratorio y de campo en comparación con heces colectadas en mayo de 2017 sin almacenar, se hizo lo siguiente. Al inicio de la época de lluvias, en mayo de 2017, se colectaron 2 000 pastillas fecales frescas del 17 al 22 de mayo de 2017 de cuatro sitios distintos y se recogieron las pastillas fecales almacenadas en el campo el 23 de mayo de 2017. De esta forma, hubo tres tipos de pastillas fecales: 1) las colectadas a final de la

época de lluvias (octubre) y almacenadas 7 meses en el campo, 2) las colectadas a final de la época de lluvias y almacenadas 7 meses en laboratorio, y 3) las colectadas a principios de la época de lluvias sin experimentar almacenaje. Estas pastillas fueron sembradas de forma disgregada y con tierra esterilizada en dos condiciones diferentes: 1) en cámaras de germinación con fotoperiodo 12/12 y temperatura de 25°C y regadas cada 3 días (se utilizaron charolas de 12 cm de largo por 10 cm de ancho y 5 cm de profundidad con 200-300 g de tierra esterilizada), y 2) en condiciones de campo en frascos (de 11 cm de diámetro y 14 cm de profundidad con 200-300 g de tierra esterilizada) cerrados con tela de malla de 0.04 mm de apertura para evitar la entrada de nuevas semillas, lo cual dio un total de seis tratamientos. Debido a que el tratamiento de germinación con el uso de pastillas disgregadas sembradas en tierra esterilizada del Experimento 1 fue el más exitoso, ésta fue la forma que se sembraron los contenidos de las pastillas fecales en este experimento. Se cuantificó el número de semillas germinadas en cada tratamiento permitiendo hasta donde fuera posible el desarrollo de las plántulas, así como la especie de cada ejemplar, para lo cual se usó la guía de Castillo-Argüero et al. (2007) y los ejemplares de herbario proporcionados por Y. Martínez-Orea.

4.4 Análisis de datos

4.4.1. Línea de Canfield. Se calculó el cambio de las coberturas absolutas (ΔCob ; en cm) de las especies vegetales dominantes (eso es, aquéllas que en alguno de los muestreos tuvieron una cobertura absoluta mayor a los 10 m) de la siguiente manera: $\Delta Cob_{2017-2016} = Cob_{2017} - Cob_{2016}$ y $\Delta Cob_{2018-2016} = Cob_{2018} - Cob_{2016}$, las cuales se calculan tanto para la parcela

control como la de exclusión donde Cob_t es la cobertura absoluta de una especie particular en el año t . Tanto $\Delta Cob_{2017-2016}$ como $\Delta Cob_{2018-2016}$ de cada especie vegetal dominante se compararon entre sitios control y exclusión con una prueba de t pareada y una prueba de Wilcoxon para los casos donde los datos no tuvieran una distribución normal (según la prueba de Shapiro-Wilk).

4.4.2. Riqueza y diversidad. Para medir los parámetros a nivel de comunidad se cuantificó la riqueza de especies observada en cada parcela (cinco exclusiones y cinco controles) y se calculó la riqueza estimada usando el índice de Chao 2 y la diversidad con el índice de Shannon-Wiener (Moreno 2001) en cada uno de los 10 cuadros (diversidad α) durante los tres años de muestreo. También se calcularon las diversidades β y γ siendo γ la diversidad de todos los sitios exclusión o control de cada año y β como diversidad γ entre el promedio de las diversidades α . Para comparar entre estos valores se calculó el cambio en la riqueza (ΔRiq) y diversidad para cada uno de los estimadores ($\Delta Riq_{2017-2016} = Riq_{2017} - Riq_{2016}$) y se realizó una prueba de Wilcoxon y además, para los casos donde los datos cumplieran el supuesto de normalidad (según Shapiro-Wilk), la prueba de t pareada. En el caso del estimador de Chao 2 se utilizó el intervalo de confianza al 95 % para comparar la riqueza entre los pares de parcelas individuales considerando que había diferencia significativa entre los sitios si los valores de riqueza \pm intervalo de confianza al 95% no se solapaban.

También se construyó un dendrograma de Bray-Curtis para cada año usando los datos de cobertura de todas las especies para cada sitio. Esto para determinar si los sitios de exclusión y control forman dos grupos separados de acuerdo a su comunidad vegetal.

4.4.3. *Biomasa aérea seca.* Debido a que en cada parcela de estudio se tomaron pocas muestras de biomasa (cuatro cuadrantes con un área total de 1 m²), esto con el fin reducir el impacto del propio estudio sobre la vegetación, en los análisis se agruparon todos los cuadros dentro de dos categorías exclusión y control. Después, estos datos se analizaron con una prueba de *U* debido a que los datos no presentaban una distribución normal según el criterio de Shapiro-Wilk, y se consideró que si en una categoría no tenía diferencias significativas entre los sitios control y las exclusiones antes de colocar la malla y estas diferencias aparecen posteriormente esto se debe al efecto de la ausencia de conejos.

4.4.4. *Número de plántulas germinadas.* Para determinar si existen diferencias de cantidad de plántulas germinadas de los tratamientos de los Experimentos 1 y 2 de germinación se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis y en caso de haber diferencias significativas la prueba de Dunn (Dinno 2016).

Se comparó la riqueza de grupos tanto observada como estimada (Chao 2) para cada tratamiento y para todos los experimentos de germinación en total. En este caso, se cuantificó el número de especies y no de grupos ya que en el grupo Poaceae que no se pudo determinar con suficiente resolución las tres especies que conforman este grupo aparecen al menos tres veces lo que permite aplicar la prueba de Chao 2.

V. RESULTADOS

5.1 Comparación de cobertura de las especies dominantes

Se encontraron diferencias significativas entre tipos de sitio (exclusión y control) en la cobertura de seis de las 21 especies dominantes. Se dio un incremento de la cobertura absoluta de *Muhlenbergia robusta*, *Manfreda scabra* y *Rhynchelytrum repens* en los sitios sin conejos en comparación a los sitios con conejos en los años 2017 y 2018, así como de *Phaseolus* spp. en el 2017. En contraste, el incremento de la cobertura absoluta de *Commelina coelestis* (ambos años) y *Bouvardia terniflora* (2018) fue significativamente mayor en las parcelas con conejo que en las sin conejo (Tabla 5.1).

Tabla 5.1. Cambio de las coberturas absolutas de las especies vegetales dominantes y el sustrato desnudo (cm \pm d.e.) en parcelas con exclusiones y parcelas adyacentes control abiertas a las actividades de los conejos. Datos promedio de 5 parcelas. En la columna *P* se muestra el valor de este parámetro para la prueba de *t* pareada (valor superior) y para la prueba de Wilcoxon (valor inferior). En caso de que los datos no cumplieran con el criterio de normalidad no se hizo la prueba de *t*. Los valores de Wilcoxon sólo se utilizaron cuando no fue posible realizar la prueba de *t*.

	$\Delta Cob_{2017-2016}$			$\Delta Cob_{2018-2016}$		
	Exclusión	Control		Exclusión	Control	
Especie	Promedio	Promedio	<i>P</i>	Promedio	Promedio	<i>P</i>
<i>Muhlenbergia robusta</i>	229.6 \pm 166.5	-71 \pm 124.1	0.027* 0.063	352.8 \pm 225.5	-153 \pm 344.8	0.043* 0.063
<i>Dahlia coccinea</i>	-55.2 \pm 238.3	40 \pm 131.9	NA 0.219	-81.6 \pm 179.2	197 \pm 376.7	NA 0.0938
<i>Manfreda scabra</i>	129.4 \pm 154.6	11 \pm 86.5	0.040* 0.063	235.6 \pm 160.7	28 \pm 103.7	0.048* 0.063
Basalto	-119.6 \pm 213.1	-267 \pm 179.3	0.244 0.313	-222.6 \pm 131.3	-68 \pm 183.5	0.173 0.156

Tabla 5.1. (Continúa).

Especie	$\Delta Cob_{2017-2016}$			$\Delta Cob_{2018-2016}$		
	Exclusión	Control		Exclusión	Control	
	Promedio	Promedio	<i>P</i>	Promedio	Promedio	<i>P</i>
<i>Echeveria gibbiflora</i>	90.2 ± 160.6	88 ± 76.5	0.491 0.313	-79.6 ± 231.6	-37 ± 133.1	0.287 0.313
<i>Cheilanthes bonariensis</i>	50.2 ± 67.6	71 ± 105	0.346 0.406	-76.4 ± 111.4	35 ± 160.6	0.151 0.156
<i>Cissus sicyoides</i>	152.6 ± 248.4	91 ± 116.4	0.232 0.406	73.8 ± 133	43 ± 65.4	0.251 0.313
<i>Verbesina virgata</i>	189.6 ± 100.8	83 ± 68.5	0.129 0.156	-3.4 ± 177.8	-13 ± 66.7	0.463 0.5
<i>Dioscorea galeottiana</i>	-111 ± 129	-85 ± 83.3	0.337 0.5	266.6 ± 65.5	256 ± 168.4	0.457 0.5
<i>Commelina coelestis</i>	-77.2 ± 25.2	-41 ± 27.8	0.025* 0.063	-23 ± 56.2	32 ± 22.9	0.043* 0.063
<i>Phlebodium areolatum</i>	2.2 ± 107.9	-4 ± 107.7	0.454 0.5	50.4 ± 133.8	-51 ± 100	0.14 0.156
<i>Buddleja cordata</i>	115 ± 155	19 ± 51.9	NA 0.156	69 ± 116.2	-20 ± 151.1	NA 0.313
<i>Phaseolus</i> spp.	247.6 ± 176.3	13 ± 113.1	0.035* 0.031*	126 ± 152.3	20 ± 83.1	0.052 0.063
<i>Lagascea rubra</i>	-75.8 ± 283.2	-150 ± 232.7	NA 0.406	-66.4 ± 148.3	-98 ± 114	NA 0.625
<i>Baccharis sordescens</i>	-11.8 ± 157	-26 ± 57.3	0.438 0.406	-42.6 ± 123.6	-62 ± 76.7	0.41 0.406
<i>Eupatorium petiolare</i>	118.6 ± 205.6	137 ± 87	NA 0.5	20 ± 127.2	119 ± 69.5	0.097 0.063
<i>Bouvardia terniflora</i>	-37.4 ± 77.3	45 ± 55.4	0.097 0.156	13.4 ± 95.3	133 ± 98.8	NA 0.031*
Sp. 30	72 ± 144	-13 ± 26	NA 0.5	-44.4 ± 88.8	19 ± 38	NA 0.5
<i>Rhynchelytrum repens</i>	360.6 ± 110.2	116 ± 73.4	0.019* 0.031*	378.2 ± 198.5	91 ± 80.5	0.023* 0.031*
Sp. 20	117.8 ± 302.2	167 ± 204.8	NA 0.375	-6 ± 12	-4 ± 8	NA 0.5
<i>Wigandia urens</i>	37.8 ± 103.8	-18.0 ± 44.6	0.243 0.375	20.0 ± 65.4	-6 ± 72.5	0.349 0.438

*Diferencias significativas con $P < 0.05$.

NA: no aplica el análisis de *t* debido a que los datos no cumplen el criterio de normalidad

5.2 Riqueza, diversidad y similitud

No se encontraron diferencias significativas en la riqueza α observada ($P_{2017-2016} = 0.217$, $P_{2018-2016} = 0.07192$), estimada ($P_{2017-2016} = 0.1357$, $P_{2018-2016} = 0.3271$) ni en la diversidad de Shannon-Wiener ($P_{2017-2016} = 0.4729$, $P_{2018-2016} = 0.0625$), pero se ve una disminución en la riqueza γ observada y estimada en los sitios de exclusión en 2017, regresando a ser igual en el muestreo de 2018 (Tabla 5.2). También se puede ver que la riqueza disminuye en tres de los sitios exclusión en el muestreo del 2018 pero dos de los sitios no siguen este patrón.

En los dendrogramas se registraron cambios en la forma del árbol y las relaciones entre los sitios pero no se detecta un patrón ni forman grupos bien definidos que muestren diferencias entre los sitios de exclusión y controles (Figura 5.1).

Tabla 5.2. Riqueza observada y calculada con Chao 2 (más/menos intervalo de confianza del 95 %) y diversidad de Shannon-Wiener por sitio y año de estudio y año, así como la observada de manera global (γ) en parcelas con exclusión y control que permitía las actividades de los conejos castellanos. La diversidad β se calcula como $(\text{diversidad } \gamma)/(\text{diversidad } \alpha \text{ promedio})$. Los sitios donde hay diferencias significativas están marcados con negritas (las riquezas con su error estándar no se solapan).

Sitio	2016			2017			2018		
	Observada	Chao2	Shannon	Observada	Chao2	Shannon	Observada	Chao2	Shannon
1Excl (α)	29	34.3±2.6	2.232	30	32.5±1.6	2.441	30	66 ± 14.4	2.298
1Ctrl (α)	26	32.1±3.1	2.402	27	29±1.5	2.513	30	34.5 ± 2.5	2.588
2Excl (α)	32	36.9±2.6	2.505	31	35.5±2.5	2.62	37	42.3 ± 2.6	2.573
2Ctrl (α)	29	35.4±3.1	2.458	27	45±10.2	2.54	34	44 ± 5.2	2.58
3Excl (α)	29	30.3±1.1	2.281	29	42.5±5.9	2.409	23	27.5 ± 2.5	2.368
3Ctrl (α)	27	29.1±1.4	2.496	31	71.5±20.2	2.636	33	53.3 ± 9	2.547
4Excl (α)	30	31.6±1.2	2.468	30	38.2±4.1	2.621	29	30.1 ± 1	2.518
4Ctrl (α)	37	49.1±4.5	2.619	34	44±4.2	2.534	35	37.6 ± 1.6	2.709
5Excl (α)	35	49.1±5.1	2.6	34	44.1±4.4	2.561	34	35.6 ± 1.1	2.531
5Ctrl (α)	28	38.1±4.4	2.223	37	51.4±5.5	2.579	40	62.5 ± 7.6	2.56
Excl (γ)	60	74±5	2.639	53	57.1±2.2	2.744	58	74 ± 5.3	2.615
Ctrl (γ)	59	71.5±4.3	2.74	60	79.6±6.8	2.827	64	74.1 ± 4	2.833
Excl (β)	1.935	2.031		1.721	1.481		1.895	1.836	
Ctrl (β)	2.007	1.945		1.923	1.652		1.860	1.598	

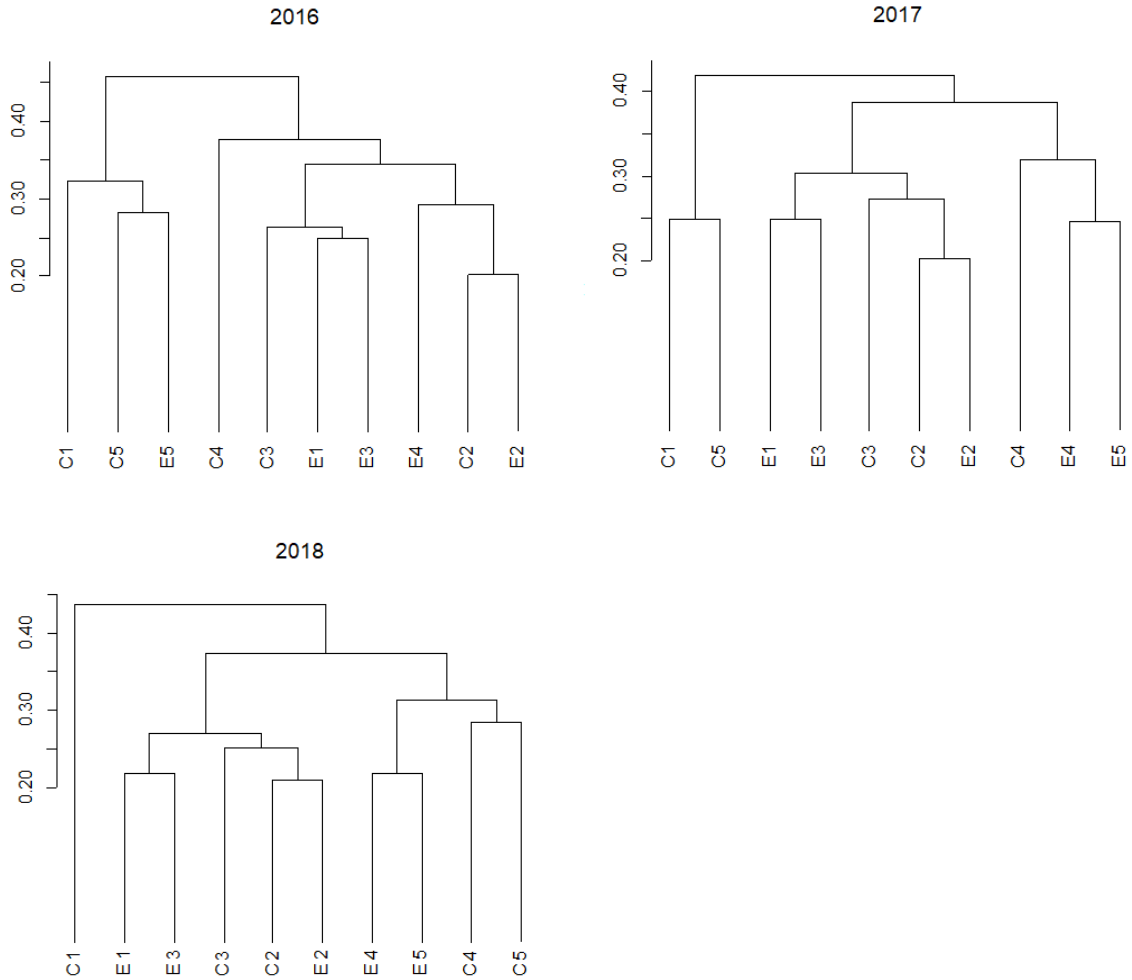


Figura 5.1. Dendrogramas de similitud de Bray-Curtis entre las comunidades vegetales de parcelas control con acceso a las actividades de conejos y parcelas con exclusiones en 2016 (antes de las exclusiones), 2017 (5 meses después de la colocación de exclusiones) y 2018 (17 meses de exclusión) en el Pedregal de San Ángel.

5.3 Biomasa en pie

No se encontraron diferencias significativas en la biomasa aérea total durante los tres años de estudio (Tabla 5.3). Analizando las siete categorías de plantas, de manera individual se vio que antes de colocar las exclusiones existían diferencias en la biomasa de las trepadoras las cuales no se deben a la acción del conejo. En el primer año de exclusión (2017) la

biomasa aérea de *Manfreda scabra* fue significativamente más alta en las parcelas con exclusión que en las control, pero esto no sucede al segundo año (2018). También se puede ver que durante el segundo año de exclusión (2018) la biomasa aérea de *Muhlenbergia robusta* es más alta en las parcelas con exclusión que en las control, en tanto que la biomasa de *Echeveria gibbiflora* sigue un patrón inverso (en este caso la diferencia se debe a la desaparición de individuos pequeños).

Tabla 5.3. Biomasa seca aérea ($\text{g/m}^2 \pm \text{d.e.}$) total y de cada componente de la vegetación en parcelas con exclusiones (E) y parcelas adyacentes control (C) sin exclusión donde pueden llevar a cabo sus actividades los conejos. La prueba aplicada fue la de *U* de Mann-Whitney. Datos promedio de las 5 parcelas (total de 20 réplicas).

Grupo		2016		2017		2018	
		Biomasa	<i>P</i>	Biomasa	<i>P</i>	Biomasa	<i>P</i>
<i>Muhlenbergia robusta</i>	E	239.9 ± 209.4	0.379	137 ± 89.7	0.350	198.9 ± 80.1	0.020*
	C	322.6 ± 174.1		88.5 ± 29.4		61.5 ± 41.3	
<i>Dahlia coccinea</i>	E	48.7 ± 50.5	0.161	26.5 ± 19.3	0.489	45.3 ± 37.9	0.201
	C	18.7 ± 15.4		23.9 ± 26.1		33 ± 42.7	
<i>Manfreda scabra</i>	E	33.6 ± 40.2	0.129	27.1 ± 45.5	0.013*	35.5 ± 39	0.459
	C	12.7 ± 3.9		1.2 ± 2.3		38.5 ± 58.3	
<i>Echeveria gibbiflora</i>	E	18.2 ± 23.1	0.263	71.1 ± 70.2	0.358	28.6 ± 37.8	0.01*
	C	21.3 ± 17.6		27.5 ± 19.7		47.4 ± 27.4	
Trepadoras	E	34.4 ± 30.1	0.008*	11 ± 6.1	0.314	18.2 ± 2.6	0.236
	C	6.4 ± 2.2		17.2 ± 15.7		19.3 ± 11.6	
Helechos	E	33.2 ± 38.9	0.781	29.5 ± 20.2	0.315	14.1 ± 15	0.241
	C	6 ± 6.8		32.9 ± 48.9		26.1 ± 23.7	
Otras	E	21.5 ± 12.4	0.101	16.5 ± 12.9	0.096	23.4 ± 18.4	0.377
	C	12.9 ± 6.7		7 ± 4.3		13.8 ± 11.2	
Total	E	429.5 ± 219.5	0.121	318.7 ± 150.7	0.067	363.9 ± 127.8	0.106
	C	400.6 ± 178.3		198.1 ± 68.8		239.6 ± 78.7	

* Presenta diferencias significativas con $P < 0.05$

5.4. Densidad poblacional

En la zona de estudio se registró, en febrero de 2017 (justo antes de la colocación de las esclusas), una densidad de heces de $144.1 \pm \text{d.e. } 60.3$ y 182.9 ± 88.4 heces/ m^2 , lo que sugiere una densidad de conejos de 18.8 ± 7.9 y 23.9 ± 11.5 por ha, así como un aporte de

materia orgánica al suelo de 27.6 ± 11.6 y 35.1 ± 16.9 g m⁻² año⁻¹ (calculado con base a las fórmulas de Glebskiy 2016), en las parcelas control y exclusión, respectivamente. Se encontró que la población de conejos en los sitios de estudio es alta (ver Tabla 5.4) en comparación a la población general de la REPSA que llega a 8.8 ind/ha (Glebskiy 2016).

Tabla 5.4. Se muestra la densidad de excretas por m², la densidad poblacional en cada sitio en conejos por hectárea y el aporte de materia orgánica al suelo a través de las heces expresado como g de excreta por m² por año.

Sitio	Excretas por m ²		Conejos por hectárea		Aporte de heces (g/m/año)	
	Exclusión	Control	Exclusión	Control	Exclusión	Control
1	218.4	56.8	29.9	7.8	43.9	11.4
2	308	104.8	39.6	13.5	58.2	19.8
3	160.8	168.8	20.3	21.3	29.9	31.4
4	191.2	155.2	24.8	20.2	36.5	29.6
5	36	235.2	4.8	31.3	7.0	45.9
Promedio*	182.9 ± 88.4	144.1 ± 60.3	23.9 ± 11.5	18.8 ± 7.9	35.1 ± 16.9	27.6 ± 11.6

*Promedio ± desviación estándar

5.5. Germinación de semillas contenidas en pastillas fecales

5.5.1. *Experimento 1.* Hubo diferencias significativas en el número de semillas germinadas entre tratamientos (prueba Kruskal-Wallis y Dunn; $P < 0.05$; Figura 5.2). El número de semillas germinadas con pastillas fecales depositadas (tanto disgregadas como enteras) en tierra esterilizada fue significativamente más alto ($1.4 \pm$ d.e. 1.3 y 1.0 ± 0.8 semillas germinadas/100 pastillas, respectivamente) que en las pastillas depositadas en los contenedores sin tierra ($0.1 \pm$ d.e. 0.3 semillas germinadas/100 pastillas en ambos tratamientos). El crecimiento de las plántulas de los cuatro tratamientos fue incipiente y la mayoría de éstas murió de forma prematura probablemente debido a la gran cantidad de hongos que crecían sobre las pastillas fecales.

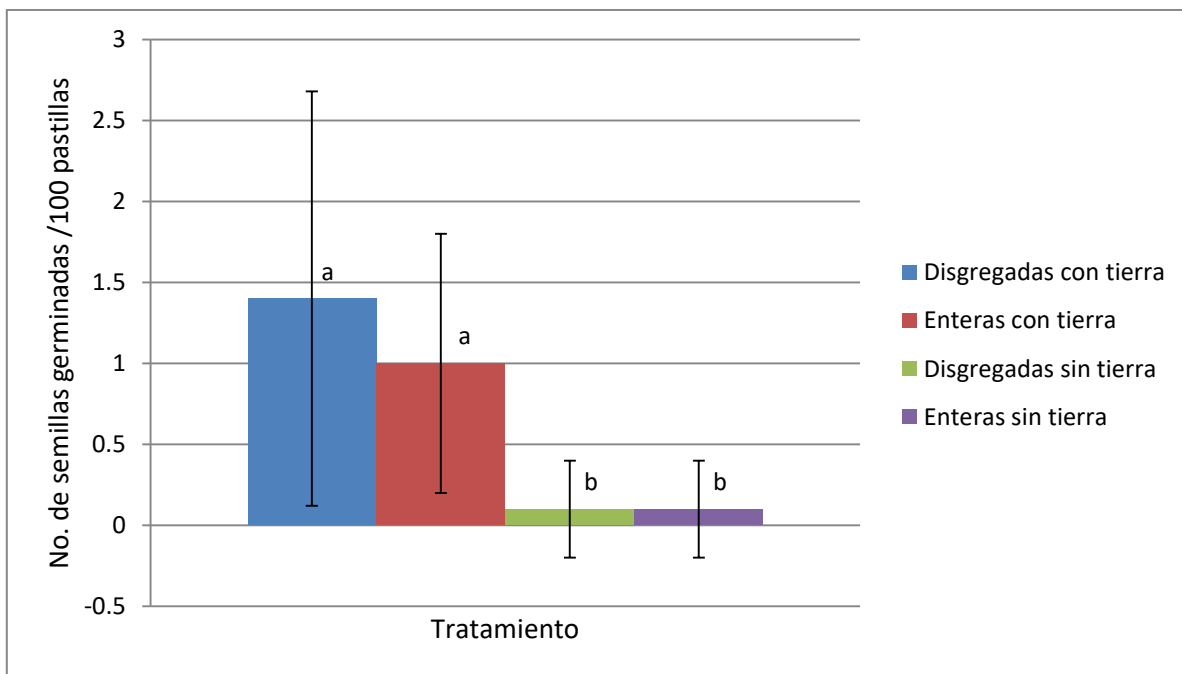


Figura 5.2. Número de plántulas germinadas (No./100 pastillas fecales \pm d.e) en un diseño de 2 tipos de pastillas fecales (disgregadas y enteras) \times 2 sustratos (con y sin tierra) al término de 71 días. Letras diferentes denotan diferencias significativas con $P < 0.05$ (prueba de Dunn). $N = 10$.

En este experimento se registraron cuatro morfoespecies de plantas, pero debido a que morían tempranamente, ninguna pudo ser identificada.

Dados estos resultados, se consideró que el mejor tratamiento para los experimentos posteriores es el de pastillas disgregadas con sustrato de tierra esterilizada, ya que fue el tratamiento con mayor número de semillas germinadas (0.12 semillas por g de excreta seca), aunque no significativamente mayor al de pastillas enteras con tierra.

5.5.2. *Experimento 2.* Hubo diferencias significativas en el número de semillas germinadas entre tratamientos (prueba de Kruskal-Wallis y Dunn; $P < 0.05$; Figura 5.3). Se registró una mayor cantidad de semillas germinadas en las heces colectadas en octubre de 2016 y almacenadas en el campo (OAC), tanto si se ponen las semillas contenidas en las heces a

germinar en condiciones de campo (OAC-GC; $8.8 \pm \text{d.e. } 3.6$ semillas germinadas/100 pastillas), como en una cámara de germinación en condiciones de laboratorio (OAC-GL; 5.5 ± 2.7 semillas germinadas/100 pastillas), que en todos los demás tratamientos (Figura 5.3). El número de semillas germinadas es 3.5 veces más alta si se almacenan las heces en campo que si se ponen a germinar de inmediato.

En este estudio se registraron en total 17 especies de plantas dispersadas por los conejos castellanos, incluyendo el helecho (*Asplenium praemorsum*) y un musgo no identificado (Tabla 5.5). Debido a que no fue posible distinguir entre las especies de pastos en el estadio de plántula y algunas murieron antes de ser diferenciables, éstos se agruparon en Poaceae. El grupo contiene tres especies: *Aegopogon tenellus*, *Eragrostis mexicana* y *Chloris gayana* (las cuales se identificaron hasta el estado adulto).

En los experimentos de germinación en campo no se cuantificaron los musgos y helechos, ya que sus esporas podrían atravesar la malla que cubría las charolas de germinación y los registros podrían ser adiciones posteriores.

Para traducir estos datos a número de semillas por gramo de excreta se consideró que el peso de un pastilla fecal es de 0.115 g (Glebskiy 2016), por lo que se calculó que los conejos dispersan entre 0.13 y 0.77 semillas por g de excreta seca, dependiendo del tratamiento. Es importante considerar que este dato no es preciso, ya que se observó que un año después del experimento germinaron nuevas plántulas de *Opuntia tomentosa*, pero debido a que la mayor parte de las charolas fue desechada y solamente se conservaron las que tenían plantas útiles para un proyecto de restauración, no se pudo determinar exactamente cuántas semillas germinarían a largo plazo.

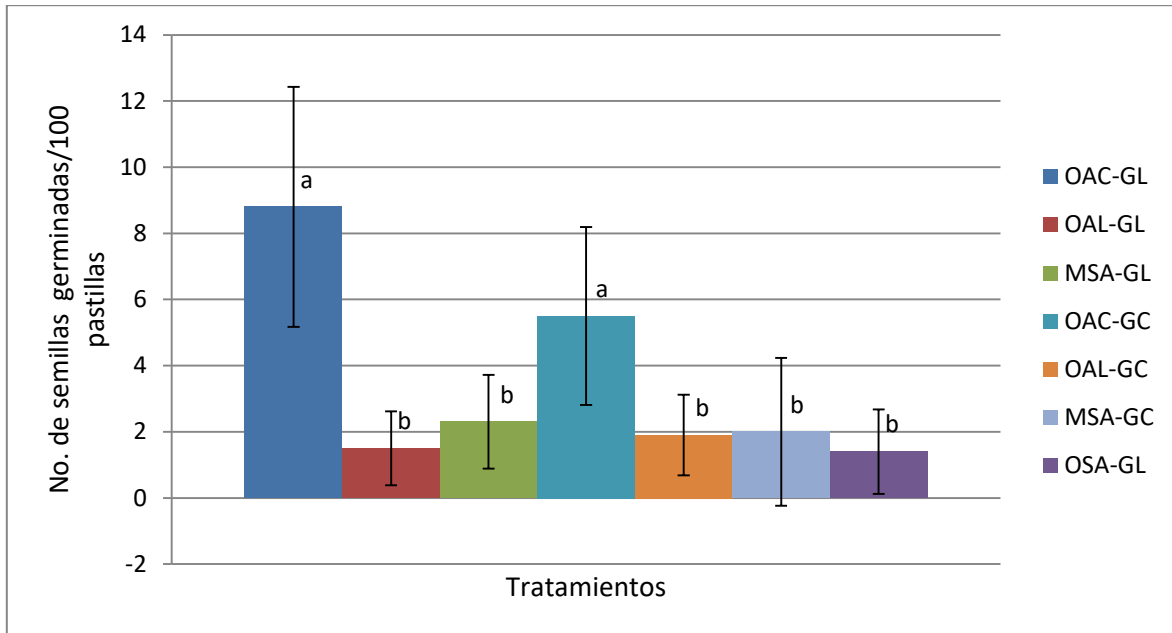


Figura 5.3. Número de semillas germinadas/100 pastillas fecales de conejo castellano (\pm d.e.) ($N = 10$ repeticiones) al término de 62 días. Fecha de colecta: O y M, colectadas en octubre de 2016 y mayo de 2017, respectivamente. Modo de almacenaje de semillas: AC, AL y SA: almacenadas en campo, en laboratorio y sin almacenar, respectivamente (las pastillas no almacenadas se sembraban inmediatamente). Condiciones de germinación: GL y GC, en condiciones de laboratorio (en cámara de germinación) y de campo, respectivamente. Letras diferentes denotan diferencias significativas con $P < 0.05$ (prueba de Kruskal-Wallis y Dunn).

Tabla 5.5. Número de semillas germinadas de cada especie en 1000 pastillas fecales por tratamiento al término de 62 días. S.: semillas, Cam.: pastillas almacenadas en condiciones de campo, Lab.: pastillas almacenadas en condiciones de laboratorio, Sin: pastillas colectadas en mayo 2017 y puestas a germinar sin almacenamiento, no id.: no identificada. La riqueza se calcula de acuerdo con el número de grupos observados, excepto en el total, donde se ofrece el dato a nivel de especie y el número de semillas en 6,000 pastillas fecales. El significado de las claves del tratamiento se muestran en la Figura 4.3.

		Germinación en laboratorio			Germinación en campo		
		Semillas de octubre	de Lab.	S. de mayo	Semillas de octubre	de Lab.	S. de mayo
Especie (Familia)	Total	Cam.	Lab.	Sin	Cam.	Lab.	Sin
Clave del tratamiento		OAC-GL	OAL-GL	MSA-GL	OAC-GC	OAL-GC	MSA-GC
Poaceae ¹	76	29	9	5	25	7	1
<i>Opuntia tomentosa</i>	57	13	1	14	12	0	17
<i>Physalis glutinosa</i> (Solanaceae)	36	15	2	2	8	7	2
<i>Jaegeria hirta</i>	28	17	1	0	8	2	0
<i>Drymaria laxiflora</i> (Carvophyllaceae)	8	6	0	1	1	0	0
<i>Crusea longiflora</i> (Rubiaceae)	5	5	0	0	0	0	0
<i>Jaltomata procumbens</i> (Solanaceae)	4	1	1	0	1	1	0
Morfoespecie 1 no id.	1	0	0	0	0	1	0
<i>Galinsoga parviflora</i> (Asteraceae)	1	1	0	0	0	0	0
<i>Evolvulus alsinoides</i> (Convolvulaceae)	1	1	0	0	0	0	0
<i>Bidens bigelovii</i>	1	0	0	0	0	1	0
<i>Solanum bulbocastanum</i> (Solanaceae)	1	0	1	0	0	0	0

Tabla 5.5 (Continúa)

		Germinación en laboratorio			Germinación en campo		
		Semillas de octubre		S. de mayo	Semillas de octubre		S. de mayo
Especie (Familia)	Total	Cam.	Lab.	Sin	Cam.	Lab.	Sin
<i>Buddleja cordata</i> (Scrophulariaceae)	1	0	0	1	0	0	0
No. total de semillas germinadas	220	88	15	23	55	19	20
No. de pastillas revisadas	6000	1000	1000	1000	1000	1000	1000
Riqueza observada	15	9	6	5	6	6	3
Riqueza estimada (Chao2)	29.8 ±13.4	11.7 ±4.1	10.6 ±4.8	10.1 ±6.5	7.9 ±2.0	11.1 ±6.5	3.5 ±1.2

¹Incluye las especies: *Aegopogon tenellus*, *Eragrostis mexicana* y *Chloris gayana* (esta última es la única especie exótica registrada).

VI. DISCUSIÓN

6.1 Biomasa en pie

Contrario a la hipótesis inicial, la biomasa total no cambió al colocar las exclusiones durante los dos años de exclusión (Tabla 5.3). Esto se podría deber a que la población general de conejos en el pedregal durante el tiempo del estudio fue baja (3.32, 2.36 y 4.10 conejos ha⁻¹ en toda la REPSA en los años 2016, 2017 y 2018, respectivamente; Glebskiy et al. 2018b), mientras que en años previos se han reportado densidades de hasta 8.8 conejos (Glebskiy 2016). También esto se podría deber a que las plantas consumidas son sustituidas por otras no apetecibles para los conejos.

La biomasa de *Muhlenbergia robusta* disminuyó al segundo año de muestreo debido al aumento en la población de conejos que pasó de ser 2.4 ind/ha a 4.1 ind/ha entre 2016 y 2017 (Glebskiy et al. 2018b). Hudson et al. (2005), al estudiar a esta especie de conejos en Tlaxcala, México, encuentran que *Muhlenbergia* no es un alimento preferido del conejo castellano (probablemente debido a la gran cantidad de sílice en las hojas), por lo tanto, hay dos opciones de uso de la planta por el conejo: (1) consumir las hojas jóvenes que son más blandas o (2) utilizar la planta para forrar sus madrigueras (A. Miranda-Mondragón, com. pers.).

La biomasa aérea de *Echeveria gibbiflora* aumentó en los sitios control, en especial las plantas de tamaño pequeño. Esto se explica porque esta planta es poco apetecible y no es consumida por los conejos, pero no puede competir contra *M. robusta* por el espacio y la luz solar, por lo cual, los conejos podrían favorecer a esta especie de manera indirecta, aunque es necesario hacer más estudios al respecto.

El caso más interesante es la *Manfreda scabra*, que es alimento importante del conejo (Eguiarte y Búrquez 1987), la cual disminuyó significativamente su biomasa en los sitios control en el primer muestreo post-exclusión pero aumentó al año siguiente. Esta disminución se explica por la acción alimentaria de los conejos, pero esta tendencia no se continuó. Esto se puede deber a que *M. scabra* que es una planta perenne (aunque no perennifolia) que se mantiene gracias a las reservas acumuladas en estructuras subterráneas (Solano et al. 2017), por lo que, al ser consumida en un año podría asignar mayor energía a la producción de defensas, o bien, las plantas que fueron dañadas durante 2017 no pudieron reproducirse, lo cual les permitió acumular energía en las raíces, la cual fue aprovechada al año siguiente para tener un mayor crecimiento, y así poder reproducirse. A pesar de que

esta estrategia de acumular energía en la raíz es probable, se ha visto que en años de altos tamaños poblacionales de conejos éstos podrían causar más daño a la planta, pues se ha registrado que en la temporada seca escarban y consumen sus raíces (obs. pers.).

Se ha visto que los efectos de las exclusiones pueden darse tanto de forma inmediata (1-2 años), como después de 30 años (Gibbens et al. 1993, Olofsson et al. 2007), por lo que es probable que existan otros efectos de las exclusiones sobre la biomasa total y sobre otras especies que podrían aparecer posteriormente.

En este estudio las diferencias tanto en biomasa como en cobertura, riqueza y diversidad se toman al comparar las exclusiones con los sitios control lo que excluye la influencia de las condiciones ambientales. La efectividad de este método se comprobó prácticamente por el comportamiento de la cobertura de la especie no identificada 20, una planta poco común en los años 2016 y 2018 pero en el año 2017, probablemente por condiciones ambientales, su cobertura aumentó considerablemente pero debido a que las condiciones climáticas afectan de manera igual los sitios exclusión y control, y el aumento se dio en ambos y no se vieron diferencias en la cobertura de esta planta entre los sitios. Por lo tanto, los efectos significativos de este estudio son atribuibles a las exclusiones y no al ambiente.

6.2 Riqueza y diversidad

En el primer año de exclusión no se pudo ver tendencias claras en la riqueza α de los sitios, pero la riqueza γ , tanto observada como calculada, disminuyó en los sitios de exclusión. En el segundo año de exclusión la riqueza α disminuyó en tres de los sitios exclusión pero, de

forma contrastante, la riqueza γ de las exclusiones aumentó llegando a ser igual a la control. Este resultado contrastante se debió a dos sitios (1 y 2) que no disminuyeron su riqueza α (incluso el sitio 1 aumento su riqueza), y al eliminar estos sitios del análisis se puede ver que la riqueza γ es significativamente menor en las zonas exclusión (Chao2: Excl = 46.1 ± 2.2 , Ctrl = 69.0 ± 4.4 , Observada: Excl = 42, Ctrl = 57). Esto significa que la comunidad de plantas en los sitios 1 y 2 fue afectada de manera diferencial por las exclusiones, lo cual se podría explicar por la teoría del disturbio intermedio (Connell 1978). Esta teoría sugiere que en un sitio sin disturbio la riqueza es baja ya que pocas especies dominantes acaparan todos los recursos mientras que al existir disturbio este afecta a las especies dominantes lo que da oportunidad a otras especies de ocupar el sitio. En este caso los sitios exclusión 1 y 2 son los que tenían mayor abundancia de conejos antes de empezar el estudio (ver Tabla 5.4), por lo que se podría considerar que los sitios 3, 4 y 5 tenían un disturbio intermedio que evitaba la dominancia de las especies competitivas, y al desaparecer éste, la riqueza disminuyó. En contraste, en los sitios 1 y 2, que tenían un disturbio fuerte por la mayor abundancia de conejos, lo cual afectaría negativamente la riqueza. Esto es consistente con los estudios de Bowers (1993) que menciona que la herbivoría intermedia favorece la riqueza. En especial, Zeevalking y Fresco (1977) notaron que la mayor riqueza de especies se encuentra en sitios con cantidades intermedias de pastillas fecales de conejos. Aunque es claro que este estudio no fue diseñado para probar la teoría del disturbio intermedio por los conejos, y no demuestra contundentemente que la densidad de conejos es la responsable de las diferentes respuestas de los sitios, se sugiere la posibilidad de que ocurra este efecto y sienta la necesidad de realizar estudios posteriores sobre este aspecto. Aquí se propone que la respuesta de riqueza de especies a la exclusión puede variar entre parcelas, a pesar de que

se tiende a considerar que el efecto por la ausencia o presencia de una especie va a ser homogéneo en el ecosistema (Olofsson et al. 2007)

De las 21 especies dominantes, seis presentaron cambios significativos en su cobertura absoluta (ver Tabla 5.1 y Anexo 3). De éstas, las cinco especies herbáceas presentaron cambios al primer año y solamente el arbusto *Bouvardia terniflora* tardó dos años en responder, lo cual muy probablemente se debe a su ciclo de vida más largo, pues esta planta aumentó su cobertura en los sitios control (con conejos) posiblemente debido a la reducción de las especies competidoras dominantes. Los dos pastos dominantes (*M. robusta* y *R. repens*) tuvieron menor cobertura en los sitios control que los exclusión debido probablemente al consumo por los conejos; no obstante, al consumirlas no dispersan sus semillas (ver Tabla 5.5), por lo que el efecto del conejo sobre estas plantas es completamente negativo. La cobertura y biomasa de *M. scabra* aumentó en los sitios exclusión debido a que ésta es un alimento importante y preferido por el conejo (Eguiarte y Búrquez 1987). Esto contrasta con los resultados de biomasa, donde esta disminuye en los sitios control en el primer año y se recupera al siguiente. Esto se debe a que en *M. scabra*, que es una planta con forma de roseta con estructuras reproductivas grandes (Eguiarte y Búrquez 1987), la biomasa puede depender significativamente de las estructuras reproductivas y de las hojas que se encuentran en el medio de la roseta, mientras que la cobertura depende principalmente de las hojas más externas de la planta.

La cobertura de *C. coelestis* aumentó en los sitios control probablemente por la eliminación de la competencia de *M. robusta*. La otra planta que sufrió cambios significativos fue *Phaseolus* spp., que aumentó su cobertura en los sitios exclusión al primer año, pero posteriormente regresó a su población original. Esto se podría deber al

efecto de la reja de exclusión, pues *Phaseolus* es una planta trepadora, por lo que, al ser colocada la reja, le facilita el crecimiento; sin embargo, al año siguiente gran parte de la reja estaba cubierta con otras plantas, por lo cual desapareció la ventaja que proporcionaba la reja a las trepadoras.

A diferencia de lo que se esperaba, los dendrogramas muestran cambio entre años, pero no se pueden trazar claramente grupos de sitios control y exclusiones, lo que significa que en los primeros dos años del experimento la estructura de la comunidad vegetal es, en general, parecida entre los tratamientos o se podría deber a que los sitios tienen respuestas distintas a la desaparición de los conejos, tal como se vio con la riqueza de especies. Otra vez, esto se podría deber a que los cambios en los experimentos de exclusión pueden requerir mucho tiempo (Gibbens et al. 1993, Olofsson et al. 2007) o incluso las respuestas pueden ser contrarias a corto y largo plazo (Olofsson et al. 2007). Se requiere más tiempo de monitoreo para determinar si se diferencian sitios con y sin conejos.

6.3 Conejos como dispersores

Los experimentos de germinación de pastillas fecales sin tierra muestran que las excretas de conejo no son un buen sustrato para la germinación de las semillas contenidas en éstas, probablemente debido a que fue difícil mantener el sustrato hidratado uniformemente durante el experimento (lo cual sugiere que en el campo la hidratación de las excretas sobre sustrato rocoso tampoco es idónea). De esta manera, las excretas combinadas con tierra son el mejor sustrato para la germinación e incluso pueden aumentar la tasa de germinación de algunas plantas (ver Anexo 2).

El tratamiento con mayor número de semillas germinadas fue el de las semillas colectadas en octubre y almacenadas en el campo. Esto se debe a que esta es la época donde hay una mayor cantidad de semillas en el campo (César-García 2002), por lo que se espera que haya un mayor consumo de éstas por parte de los conejos.

También se encontró que hubo una germinación significativamente más alta de las semillas contenidas en las pastillas almacenadas en campo que en las que se almacenaron en el laboratorio y las germinadas directamente después de la colecta, tanto en octubre como en mayo. Esto sugiere que las semillas tienen un estado de latencia que se rompe al estar en condiciones de campo. Esto es consistente con lo reportado por Baskin y Baskin (2014), quienes encuentran que hasta el 90% de las semillas de zonas de matorral exhiben algún tipo de latencia.

Con lo anterior se puede concluir que las condiciones adecuadas para la germinación de las semillas son aquéllas que se encuentran en el campo, ya que se encontró que la germinación en campo no difirió del obtenido en condiciones controladas de laboratorio en las cámaras de germinación y las condiciones de almacenamiento en el campo permiten romper la latencia.

Las pastillas colectadas en mayo, a principios de la época de lluvias, no presentaron una cantidad alta de semillas germinadas debido a tres razones posibles: (1) en esa temporada la producción de semillas es más baja (César-García 2002), (2) las especies que producen semillas en esa época son diferentes (César García 2002), y pueden tener otro comportamiento de germinación, y (3) las semillas contenidas en las heces colectadas en

mayo se encuentran en estado de latencia. Esto requiere de la realización de estudios posteriores.

La mayor cantidad de semillas que se encontró en este estudio fue de 0.77 semillas por g de peso seco (gps) de excreta, lo cual está muy por debajo de las 6.5 semillas/gps que registran Malo y Suarez (1995) en heces de conejos y las 5.05 semillas/gps que dispersan los tlacuaches y cacomixtles dentro de la REPSA (ver Anexo 1). A pesar de esto, se puede considerar que los conejos tienen importancia como dispersores de semillas, ya que producen alrededor de 350 pastillas fecales por individuo por día (Cochran y Stains 1961), lo cual equivale a $40.25 \text{ g ind}^{-1} \text{ día}^{-1}$ o $30.8 \text{ semillas ind}^{-1} \text{ día}^{-1}$ durante la época de finales de lluvias, cuando las semillas son abundantes, lo cual no es despreciable.

Por otra parte, se encontró que el almacenamiento en campo fue útil para romper la latencia pero no fue suficiente para todas las semillas, ya que en primavera del año 2018 (1 año posterior al experimento de germinación) se observó germinación de nuevas plántulas de *Opuntia tomentosa*. Esto se debe a que esta especie presenta una latencia profunda, la cual es tanto física como fisiológica (Olvera-Carrillo et al. 2003), siendo así que algunas semillas requirieron dos años y el paso por el tracto digestivo del conejo para romper su latencia. Esto sugiere que el número real de semillas dispersadas es mayor al señalado y, que se requieren de más de un año para poder observar la germinación de todas las semillas dispersadas.

En este estudio se logró registrar que el conejo castellano dispersa al menos 15 especies de plantas vasculares y que el estimador de Chao 2 predice que este número llega al doble (30 especies), que correspondería al 8.8% de la riqueza vegetal (de plantas

vasculares) registrada en la REPSA (Lot y Camarena 2009). Es probable que ciertas semillas sean digeridas y no lleguen a ser dispersadas, como es el caso de las de *Muhlenbergia robusta*, que es la planta más común de la reserva (Cano-Santana 1994a, b). Durante la época de colecta, sus semillas cubrían prácticamente todas las plantas y el suelo haciendo imposible que los conejos no las consumieran, pero ninguna llegó a germinar.

En cuanto a la identidad de las semillas, es notorio que las especies dispersadas no son las más comunes, las únicas especies que se consideran como comunes son *Opuntia tomentosa* y *B. cordata* (Cano-Santana 1994b), mientras que *P. glutinosa* y *J. hirta* que fueron comunes en las excretas se podrían considerar como raras dentro de la REPSA, pues no se encontraron registradas en las líneas de Canfield trazadas para este estudio. El mismo patrón se puede observar en la familia Poaceae, donde no están representadas los pastos más comunes como *Muhlenbergia robusta* y *Rhynchelytrum repens* (Cano-Santana 1994a, b, Glebskiy 2016). Esto se debe a que no todas las semillas pueden sobrevivir al paso por el tracto digestivo del conejo y a que estos, a pesar de ser generalistas, tienen cierta selectividad en su alimentación (Hudson et al. 2005). Esto implica que para las poblaciones de estas plantas la dispersión por los conejos puede ser un medio importante y al mismo tiempo es probable que sean alimento preferido del conejo.

VII. CONCLUSIONES

Se vio que el efecto de los conejos sobre la comunidad vegetal es complejo y que afectan diversos caracteres como cobertura absoluta, la riqueza y la biomasa aérea. La reacción de las hierbas a la exclusión de conejos fue rápida ya que se ven cambios en el primer año de muestreo, mientras que en los arbustos aparecen a partir del segundo año (*B. terniflora*), pudiendo incrementarse los cambios en el estrato arbustivo y arbóreo a largo plazo.

Una observación importante de este trabajo es la reacción diferenciada de la riqueza en los sitios de estudio, la cual sugiere que la ausencia de conejos puede tener efectos diferenciales dependiendo del microambiente.

Los conejos dispersan 0.77 semillas por g de al menos 17 especies, aunque puede llegar a ser de 32, y ayudan a la dispersión de especies raras, con lo cual podrían contribuir a aumentar la riqueza, principalmente nativa, del ecosistema.

En general se podría concluir que el principal efecto de los conejos es el aumento de la riqueza de la comunidad vegetal tanto por la eliminación de plantas dominantes como por la dispersión de especies raras.

LITERATURA CITADA

- Aranda Sánchez, J. M. 2012. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. 1ª edición. CONABIO, México.
- Baskin, C. C. y Baskin, J. M. 2014. Seeds ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. 2ª edición. Elsevier, San Diego, EE.UU.
- Bowers, M. A. 1993. Influence of herbivorous mammals on an old-field plant community: years 1-4 after disturbance. *Oikos*, 67(1), 129-141.
- Canfield, R. H. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry*, 39(4), 388-394.
- Cano-Santana, Z. 1994a. La Reserva Ecológica del Pedregal como ecosistema: estructura trófica. En: Rojo A. (Comp.). Reserva Ecológica "El Pedregal" de San Ángel: ecología, historia natural y manejo. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 149-158.
- Cano-Santana, Z. 1994b. Flujo de energía a través de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Acrididae) y productividad primaria neta en una comunidad xerófila. Tesis doctoral. Unidad Académica de los Ciclos Profesional y de Posgrado, Colegio de Ciencias y Humanidades y Centro de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Carpenter, S. R., Kitchell, J. F. y Hodgson, J. R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience*, 35(10), 634-639.
- Castillo-Argüero, S., Martínez-Orea, Y., Romero-Romero, M. A., Guadarrama-Chávez, P., Núñez-Castillo, O., Sánchez-Gallén, I. y Meave, J. A. 2007. La reserva ecológica del Pedregal de San Ángel: Aspectos florísticos y ecológicos. Coordinación de la Investigación Científica, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- César-García, S. F. 2002. Análisis de algunos factores que afectan la fenología reproductiva de la comunidad vegetal de la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. (México).

Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Chapman J. A., Hockman, J. G. y Ojeda, C. M. M. 1980. *Sylvilagus floridanus*. *Mammalian Species*, 136: 1-8.

Cochran, G. y Stains, H. 1961. Deposition and decomposition of fecal pellets by cottontails. *The Journal of Wildlife Management*, 25 (4): 432-435.

Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199 (4335), 1302-1310.

Cosyns, E., Delporte, A., Lens, L., y Hoffmann, M. 2005. Germination success of temperate grassland species after passage through ungulate and rabbit guts. *Journal of Ecology*, 93 (2), 353-361.

Delibes-Mateos, M., Delibes, M., Ferreras, P., y Villafuerte, R. 2008. Key role of European rabbits in the conservation of the Western Mediterranean basin hotspot. *Conservation Biology*, 22 (5), 1106-1117.

Dinno, A. 2016. dunn.test: Dunn's test of multiple comparisons using rank sums. R package version 1.3.2. Disponible en: <<https://CRAN.R-project.org/package=dunn.test>>.

Dorantes, D. 2017. Distribución y abundancia del conejo castellano, *Sylvilagus floridanus* (Lagomorpha), en la Reserva del Pedregal de San Ángel, Cd. Mx., México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Eguiarte, L. y Búrquez, A. 1987. Reproductive ecology of *Manfreda brachystachya*, an iteroparous species of Agavaceae. *The Southwestern Naturalist*, 32 (2): 169-178.

Foran, B. D., Low, W. A. y Strong, B. W. 1985. The response of rabbit population and vegetation to rabbit control on a calcareous shrubby grassland in central Australia. *Australian Wildlife Research*, 12: 137-247.

- Gibbens, R.P., Havstad, K. M., Billheimer, D. D. y Herbel, C. H. 1993. Creosotbush vegetation after 50 years of lagomorph exclusion. *Oecologia*, 94: 210-217.
- Gillham, M. E. 1955. Ecology of the Pembrokeshire islands: III. The effect of grazing on the vegetation. *The Journal of Ecology*, 172-206.
- Goheen, J. R., Keesing, F., Allan, B. F., Ogada, D. y Ostfeld, R. S. 2004. Net effects of large mammals on *Acacia* seedling survival in an African savanna. *Ecology*, 85 (6), 1555-1561.
- Glebskiy, Y. 2016. Factores que afectan la distribución y abundancia del conejo castellano (*Sylvilagus floridanus*) en la Reserva del Pedregal de San Ángel, D.F. (México). Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.
- Glebskiy, Y., Castellanos-Vargas, I., Dorantes-Villalobos, D., y Cano-Santana, Z. 2018a. Role of predators, terrain ruggedness, and plant composition for the abundance of the Eastern Cottontail rabbit (*Sylvilagus floridanus*). *The Southwestern Naturalist*, 63 (1): 59-64.
- Glebskiy, Y., Dorantes-Villalobos, D., y Cano-Santana, Z. 2018b. Dinámica poblacional y consumo de vegetación del conejo castellano (*Sylvilagus floridanus*) en un matorral xerófilo de la ciudad de México. En Sosa Escalante, J. E., (Presidencia), XIV Congreso Nacional de Mastozoología, Mérida, Yucatán, México.
- Granados-Pérez, Y. 2008. Ecología de mamíferos silvestres y ferales de la Reserva Ecológica “El Pedregal”: hacia una propuesta de manejo. Tesis de maestría. Posgrado de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Heisinger, J. F. 1962. Periodicity of reingestion in the cottontail. *American Midland Naturalist*, 67 (2). 441-448.

- Hernández-Gómez, A. 2018. Destino de las semillas de *Bursera cuneata* en la REPSA, Ciudad de México. Tesis de licenciatura. Facultad de estudios superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Hortelano Moncada, Y., Cervantes, F. A. y Trejo, A. 2009. Mamíferos silvestres. En: Lot, A., Cano-Santana, Z. (eds.). Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 277-293.
- Hudson, R., Rodríguez-Martínez, L., Distel, H., Cordero, C., Altbäcker, V. y Martínez-Gómez, M. 2005. A comparison between vegetation and diets records from wet and dry season in the cottontail rabbit *Sylvilagus floridanus* Ixtacuixtla, central Mexico. *Acta Theriologica* 50 (3): 377-389.
- Izhaki, I. y Ne'eman, G. 1997. Hares (*Lepus* spp.) as seed dispersers of *Retama raetam* (Fabaceae) in a sandy landscape. *Journal of Arid Environment*, 37: 343-354.
- Lorenzo, C. y Cervantes, F. A. 2005. Conejo *Sylvilagus floridanus* (J. A. Allen, 1890). Págs. 843-845. En Ceballos, G. y Olivia, G. (eds.). Los mamíferos silvestres de México. CONABIO, México.
- Lot, A. y Camarena, P. 2009. El Pedregal de San Ángel de la Ciudad México: reserva ecológica urbana de la universidad nacional. En: Lot, A., Cano-Santana, Z. (eds.). Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Universidad Nacional Autónoma de México, México, pp. 19-25.
- Malo, J.E. y Suárez, F. 1995. Herbivorous mammals as seed dispersers in a Mediterranean dehesa. *Oecologia*, 104: 246-255.
- Markl, J.S., Schleuning, M., Forget, P.M., Jordano, P., Lambert, J.E., Traveset, A., Wright, S.J. y Böhning-Gaese, K., 2012. Meta-analysis of the effects of human disturbance on seed dispersal by animals. *Conservation Biology*, 26 (6), 1072-1081.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA. Zaragoza. 1^{era} edición.

- Olofsson, J., Mazancourt, C. y Crawley M. J. 2007. Contrasting effect of rabbit exclusion on nutrient availability and primary production in grassland at different time scales. *Oecologia*, 150: 582-589.
- Olofsson, J., De Mazancourt, C. y Crawley, M. J. 2008. Spatial heterogeneity and plant species richness at different spatial scales under rabbit grazing. *Oecologia*, 156 (4), 825-834.
- Olvera-Carrillo, Y., Márquez-Guzmán, J., Barradas, V. L., Sánchez-Coronado, M. E. y Orozco-Segovia, A. 2003. Germination of the hard seed coated *Opuntia tomentosa* S.D., a cacti from the México valley. *Journal of Arid Environments*, 55. 29-42.
- Rzedowski, J. 1954. Vegetación del Pedregal de San Ángel. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas IPN México*, 8 (1-2): 59-129.
- Wikander T. 1984. Mecanismos de dispersión de diásporas de una selva decidua en Venezuela. *Biotropica*, 16 (4). 276-283.
- Solano, E., Terrazas, T., Reyes-Rivera, J. y Serrano-Casas, H. 2017. Anatomía comparativa de raíz, tallo, hoja y base del pedúnculo de *Manfreda* (Asparagaceae: Agavoideae). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88 (4): 899-911.
- Siebe, C. 2000. Age and archeological implications of Xitle volcano, southwestern Basin of Mexico-City. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 104 (1-4): 45-64.
- Siebe , C., Mendoza-Hernández, P. E., Juárez-Orozco, S. M., Vázquez-Selem L. y Cram S. 2016. Consecuencias de la actividad volcánica del Xitle y el disturbio antrópico sobre las propiedades del suelo y la diversidad vegetal del Parque Ecológico de la Ciudad de México en el Ajusco medio. En: La biodiversidad en la Ciudad de México, vol I. CONABIO/SEDEMA, México, 75-91.
- SMN, Servicio Meteorológico Nacional. 2014. En: <http://smn.cna.gob.mx>, consultado el 22 de octubre de 2014.
- Turkington, R. 2009. Top-down and bottom-up forces in mammalian herbivore – vegetation systems: an essay review. *Botany*, 87 (8), 723-739.

Zambrano, L., Rodríguez-Palacios, S., Pérez-Escobedo, M., Gil-Alarcón, G., Camarena, P. y Lot A. 2016. La reserva ecológica del Pedregal de San Ángel: atlas de riesgos. Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Zeevalking, H. J., y Fresco, L. F. M. 1977. Rabbit grazing and species diversity in a dune area. *Vegetatio*, 35 (3), 193-196.

ANEXO 1

DISPERSIÓN DE SEMILLAS POR EXCRETAS DE TLACUACHES Y CACOMIXTLES

Aparte del conejo castellano dentro de la reserva de estudio hay otros dos mamíferos medianos con gran abundancia: el tlacuache (*Didelphis virginiana*) y el cacomixtle (*Bassariscus astutus*) (Hortelano-Moncada et al. 2009). Estos animales también dispersan semillas (obs. pers.) y pueden ser un buen punto de comparación para ver qué papel tienen los conejos como dispersores dentro de la REPSA. Debido a que las excretas de estos animales son muy parecidas (Aranda-Sánchez 2012) no se pudo distinguir de manera confiable entre sus excretas se agruparon para este experimento.

Se colectaron excretas de tlacuaches y cacomixtles el 22 de mayo del 2017 dentro de la zona núcleo poniente de la REPSA y se sembraron en dos charolas con tierra esterilizada. Se colocaron 10g de excretas en cada charola. Se mantuvieron en cámara de germinación con fotoperiodo 12/12 y temperatura de 25°C del 24 de mayo de 2017 al 27 de julio de 2017. Se cuantificaron las germinaciones y muertes de plántulas y las morfoespecies de estas.

En total de este experimento germinaron 101 plántulas de siete morfoespecies (Figura A1.1) dando un total de 5.05 semillas por g de materia orgánica. Destacando la Morfoespecie 8 con el 84% de las germinaciones. Las especies registradas fueron: *Aegopogon tenellus* (Poaceae), *Erogastis mexicana* (Poaceae), *Physalis glutinosa* (Solanaceae), Morfoespecie 2 (no se logró identificar), Morfoespecie 3 (probablemente genero *Bursera* Burseraceae), Morfoespecie 8 (probablemente del genero *Eupatorium* Asteraceae) y una planta exótica no identificada (Exótica 1).

Con esto podemos ver que los tlacuaches y cacomixtles son importantes dispersores de semillas con una dispersión de 5.05 semillas viables por gramo en peso seco. Por lo tanto, es importante estudiar el papel de estas especies como dispersores.

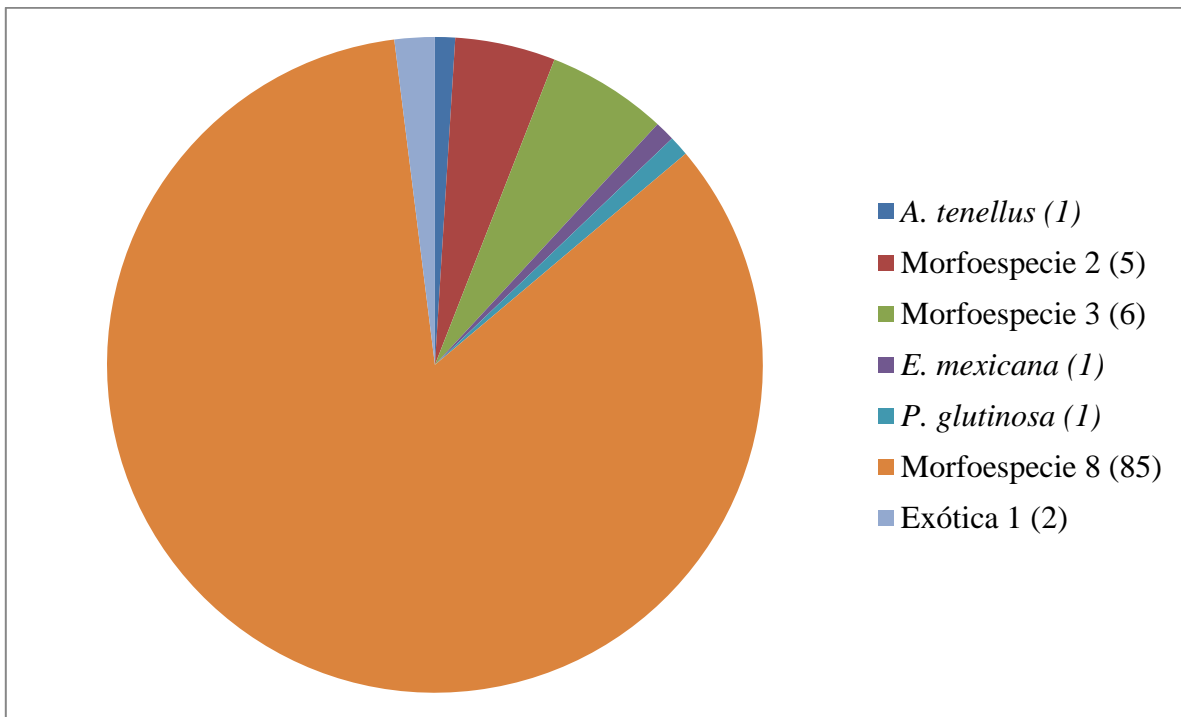


Fig. A1.1. Muestra la proporción de las diferentes especies germinadas de las excretas de tlacuaches y cacomixtles, el número entre paréntesis representa el número de plántulas germinadas en el experimento.

ANEXO 2

EFEECTO DE LAS EXCRETAS SOBRE LA GERMINACION DE LAS PLANTAS

Los resultados del experimento de germinación de las pastillas fecales con sustrato de tierra esterilizada y sin sustrato agregado (el único sustrato son las pastillas) sugieren que la cantidad de pastillas fecales en el sustrato puede tener un efecto sobre la germinación de las plantas. En el experimento se vio que cuando las semillas no tienen otro sustrato más que las pastillas fecales la germinación es mucho menor.

Para determinar si el efecto se debe a la proporción de pastillas fecales en el sustrato se sembraron semillas de *Dahlia coccinea* y *Zephyranthes concolor* (flor de mayo). Estas fueron escogidas ya que el tamaño y la forma de la semilla no permiten que este dentro de las pastillas fecales de conejo y así evitar la introducción de las plantas estudiadas por el mismo sustrato. Se usaron charolas con 100 g de sustrato teniendo cinco sustratos diferentes: 100% suelo esterilizado, 95% suelo y 5% de pastillas fecales disgregadas, 10% de pastillas, 25% de pastillas y 50% de pastillas. En cada charola se colocaron 50 semillas de cada especie y se mantuvieron en cámara de germinación con fotoperiodo 12/12 y se regaron cada tres días.

Se encontró que no hay un efecto significativo del sustrato sobre la germinación de la flor de mayo ($p=0.46$) pero si hay una correlación significativa y positiva entre el porcentaje de pastillas en el sustrato y la germinación de las dalias (correlación=0.922, $p=0.026$).

Con esto vemos que sí existe un efecto de las pastillas en la germinación de las plantas y que varía dependiendo de la especie. Esto contrasta con el trabajo de Izhaki y Neeman (1997) quienes no encuentran que las plántulas tengan mejores condiciones si germinan junto con pastillas fecales de conejos. Esto se podría explicar por la diferencia de respuesta de las plantas la flor de mayo en este estudio tampoco responde a la adición de pastillas fecales al sustrato y es probable que el modelo de estudio que utilizaron también tenga este tipo de respuesta neutral. Aunque en este caso solo se vio el efecto positivo que pueden tener las pastillas para la germinación no se puede descartar que puedan tener un efecto contrario sobre otras especies de plantas. Esto es una pregunta importante para realizar posteriormente un estudio más amplio y ver el efecto que puedan tener los conejos de manera indirecta sobre las plantas.

ANEXO 3

DATOS DE COBERTURA DE LAS ESPECIES DOMINANTES

Tabla A3.1. Se muestra la cobertura total en cm de las especies abundantes, el dato representa la suma de las 5 parcelas de estudio.

	2016		2017		2018	
	Exclusión	Control	Exclusión	Control	Exclusión	Control
<i>Muhlenbergia robusta</i>	13495	14110	14643	13755	15259	13345
<i>Dahlia coccinea</i>	6535	5140	6259	5340	6127	6125
<i>Manfreda scabra</i>	3220	3160	3867	3215	4398	3300
Basalto	2590	3065	1992	1730	1477	2725
<i>Echeveria gibbiflora</i>	1515	1735	1966	2175	1117	1550
<i>Cheilanthes bonariensis</i>	1665	1420	1916	1775	1283	1595
<i>Cissus sicyoides</i>	1195	1545	1958	2000	1564	1760
<i>Verbesina virgata</i>	1330	1445	2278	1860	1313	1380
<i>Dioscorea galeottiana</i>	1220	1285	665	860	2553	2565
<i>Commelina coelestis</i>	1520	1095	1134	890	1405	1255
<i>Phlebodium areolatum</i>	740	1305	751	1285	992	1050
<i>Buddleja cordata</i>	935	1090	1510	1185	1280	990
<i>Phaseolus</i> spp.	640	1115	1878	1180	1270	1215
<i>Lagascea rubra</i>	625	1060	246	310	293	570
<i>Baccharis sordescens</i>	790	655	731	525	577	345
<i>Eupatorium petiolare</i>	545	870	1138	1555	645	1465
<i>Bouvardia terniflora</i>	495	445	308	670	562	1110
Sp. 30	380	700	740	635	158	795
<i>Rhynchelytrum repens</i>	415	465	2218	1045	2306	920

Tabla A3.1 (Continúa)

	2016		2017		2018	
	Exclusión	Control	Exclusión	Control	Exclusión	Control
Sp. 20	150	20	739	855	120	0
<i>Wigandia urens</i>	325	580	514	490	425	550