



**INSTITUTO POTOSINO DE INVESTIGACIÓN
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA, A. C.**

POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

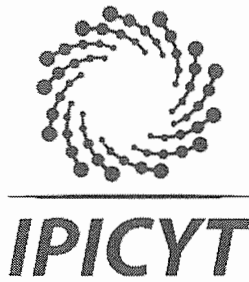
**Efecto del manejo ganadero en la diversidad de
escarabajos estercoleros (Scarabaeidae) de la
Huasteca Potosina**

Tesis que presenta:
Andrea Valeria Guzmán Miranda

Para obtener el grado de:
Maestra en Ciencias Ambientales

Director de la Tesis:
Dr. Felipe Barragán Torres

San Luis Potosí, S.L.P., octubre del 2018



Constancia de aprobación de la tesis

La tesis "*Efecto del manejo ganadero en la diversidad de escarabajos estercoleros (Scarabaeidae) de la Huasteca Potosina*" presentada para obtener el Grado de Maestra en Ciencias Ambientales fue elaborada por **Andrea Valeria Guzmán Miranda** y aprobada el dieciocho de octubre del dos mil dieciocho por los suscritos, designados por el Colegio de Profesores de la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Dr. Felipe Barragán Torres
Director de la tesis

Dr. David Douterlungne Rotsaert
Miembro del Comité Tutorial

Dr. Alfredo Ramírez Hernández
Miembro del Comité Tutorial

Dra. Natalia Martínez Tagüeña
Miembro del Comité Tutorial

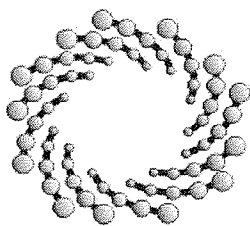


Créditos Institucionales

Esta tesis fue elaborada en la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., bajo la dirección del Dr. Felipe Barragán Torres.

Durante la realización del trabajo el autor recibió una beca académica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Beca #610924).

El posgrado en Ciencias Aplicadas con opción en Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológico se encuentra inscrito dentro del Programa Nacional de Posgrados del CONACYT.



IPICYT

Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Acta de Examen de Grado

El Secretario Académico del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., certifica que en el Acta 059 del Libro Primero de Actas de Exámenes de Grado del Programa de Maestría en Ciencias Ambientales está asentado lo siguiente:

En la ciudad de San Luis Potosí a los 18 días del mes de octubre del año 2018, se reunió a las 16:00 horas en las instalaciones del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., el Jurado integrado por:

Dr. David Douterlungne Rotsaert	Presidente	IPICYT
Dra. Natalia Martínez Tagüña	Secretaria	IPICYT
Dr. Alfredo Ramírez Hernández	Sinodal	IPICYT
Dr. Felipe Barragán Torres	Sinodal	IPICYT

a fin de efectuar el examen, que para obtener el Grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS AMBIENTALES

sustentó la C.

Andrea Valeria Guzmán Miranda

sobre la Tesis intitulada:

Efecto del manejo ganadero en la diversidad de escarabajos estercoleros (Scarabaeidae) de la Huasteca Potosina

que se desarrolló bajo la dirección de

Dr. Felipe Barragán Torres

El Jurado, después de deliberar, determinó

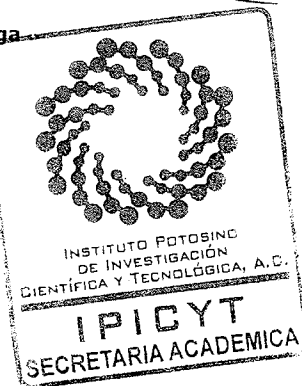
APROBARLA

Dándose por terminado el acto a las 18:00 horas, procediendo a la firma del Acta los integrantes del Jurado. Dando fe el Secretario Académico del Instituto.

A petición de la interesada y para los fines que a la misma convengan, se extiende el presente documento en la ciudad de San Luis Potosí, S.L.P., México, a los 18 días del mes de octubre de 2018.


Mtra. Ivonne Lizette Cuevas Vélez
Jefa del Departamento del Posgrado


Dr. Horacio Flores Zúñiga
Secretario Académico



Dedicatoria

A Dios, por la oportunidad de alcanzar una meta más.

A mi mamá. Por ser el pilar más grande de mi vida.

A mi hermana. Por ser mi compañera y mí más fiel amiga.

A mi papá. Por el apoyo y las porras recibidas.

A mis amigos del IPICYT. Por el cálido apoyo de cada día

Agradecimientos

A mi director de tesis, el Dr. Felipe Barragán por confiar en mí desde un inicio, por apoyarme y aconsejarme en todo momento. A los demás miembros del comité, a la Dra. Natalia Martínez, al Dr. Alfredo Ramírez y al Dr. David Douterlougne por sus consejos, comentarios y observaciones tan enriquecedoras. A mis profesores de la Maestría que me orientaron y me ayudaron a comprender temas que sirvieron de base para mi proyecto de tesis.

A Nallely Martínez por el apoyo académico. A Antonio Gamboa, Elsa Vicencio, Roberto Bazaldua y Thalia Moreno por el apoyo en mis muestreos en campo. A los administradores de los ranchos que me permitieron utilizar sus parcelas como sitios de muestreo, al señor Zenil, al señor Rafael Flores y al señor Zamora. A los vigilantes y trabajadores de cada rancho que proporcionaron gran ayuda en mi trabajo de campo. A las personas encargadas del Hotel Taninul por permitirme muestrear dentro de sus parcelas. A la M.C. Ilse Ortega por la ayuda en la identificación de mis especies.

A mis compañeros de la maestría, a Alexa, Saul, Carmen, Edgar, Francisco, Sandra, Ricardo, Juanjo, Yeraldi, Claudia, Iván y Moni por apoyarme, aconsejarme y hacerme reír todos los días durante mi estadía en el IPICYT. A Efraín por creer en mí desde hace varios años.

A la beca de posgrado otorgada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), que corresponde a la convocatoria de Becas Nacionales 2016, segundo periodo con número de registro 610924.

Índice

Constancia de aprobación de tesis	ii
Créditos Institucionales	iii
Acta de examen	iv
Dedicatoria	v
Agradecimientos	v
Resumen	x
1. Introducción	12
1.1. Disturbios sobre el ecosistema	14
1.2. Los escarabajos estercoleros (Scarabaeidae)	15
1.3. Efecto de prácticas agropecuarias sobre los escarabajos estercoleros	18
1.4. Actividades ganaderas en la Huasteca Potosina	20
1.5. Diversidad funcional de escarabajos estercoleros	21
2. Hipótesis	24
3. Objetivos	24
3.1. Objetivo general	24
3.2. Objetivos particulares	24
4. Metodología	25
4.1. Área de estudio	25
4.2. Diseño de muestreo	26
4.2.1. Selección de sitios	26
4.2.2. Muestreo de escarabajos	28
4.2.3. Medición de variables ambientales	29
4.3. Análisis de datos	29
4.3.1. Completitud del muestreo	29
4.3.2. Diversidad Alfa y Beta	30
4.3.3. Diversidad funcional	33
4.3.4. Análisis de variables ambientales	34
5. Resultados	38

6.1. Completitud del muestreo	38
6.2. Estructura de las comunidades de escarabajos estercoleros	38
6.2.1. Patrones de abundancia	39
6.3. Diversidad taxonómica	40
6.3.1. Diversidad Alfa	40
6.3.3. Diversidad Beta	41
6.2. Diversidad funcional	43
6.3. Descripción ambiental	47
6.4. Disturbio	48
6. Discusión	50
7. Conclusiones	57
8. Bibliografía	58
ANEXOS	71

Lista de cuadros

Cuadro 1. Descripción de las categorías que permiten caracterizar el disturbio ejercido en cada sitio y que pueden modificar la estructura y composición de las comunidades de escarabajos estercoleros.	37
Cuadro 2. Lista de especies y abundancia de escarabajos estercoleros registrados en las tres condiciones de estudio en la Huasteca Potosina, San Luis Potosí. México.	40
Cuadro 3. Riqueza y valores obtenidos de los números efectivos de especies ($q=1$ y $q=2$) de escarabajos estercoleros encontrados para cada condición. Las letras en superíndice indican el resultado de la prueba de comparación múltiple de medias ajustada de Bonferroni ($P<0.05$)	42
Cuadro 4. Valores de R obtenidos en el análisis ANOSIM entre las tres condiciones evaluadas. Los valores en sombreado más oscuro pertenecen a resultados obtenidos con el análisis de Jaccard ($p < 0.0001$) y en sombreado más claro aquellos obtenidos con el Índice de Bray-Curtis ($p < 0.0001$).	43
Cuadro 5. Análisis SIMPER, se muestra la proporción de las especies que, en conjunto, representan más del 50% del total de los valores de disimilitud entre cada comparación en las condiciones de manejo	44
Cuadro 6. Valores referentes al índice de diversidad funcional FD por cada sitio para cada condición evaluada	44
Cuadro 7. Medias obtenidas a partir de los modelos mixtos para las variables ambientales. Las letras en superíndice indican el resultado de la prueba de comparación múltiple de Tukey ($P<0.05$).	48
Cuadro 8. Índices de Disturbio obtenido a partir del primer componente del ACP e Índices reescalados a valores entre 0 y 100.	49
Cuadro 9. Regresiones obtenidas con el Índice de Disturbio reescalado con el modelo log-lineal con distribución de Poisson para Abundancia y Riqueza y con distribución de Gamma para Diversidad (1 y 2) y FD.	50

Lista de figuras

Figura 1. Patrones de anidamiento de los escarabajos estercoleros. Imágenes tomadas de Bornemissza (1976).	16
Figura 2. Climograma de Köppen del año 2017 con los datos proporcionados por la Red de Monitoreo Agroclimático del Estado de San Luis Potosí (INIFAP). El mes de enero no registró datos.	25
Figura 3. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo y diferentes usos de suelo de la zona de estudio, la cual es comprendida por los municipios de Ciudad Valles, Tamuín y San Vicente Tancuayalab en el estado de San Luis Potosí.....	26
Figura 4. Imágenes representativas de cada condición evaluada en la zona de la Huasteca Potosina. (a) Sitio intensivo, (b) Sitio silvopastoril, (c) Sitio de selva.	28
Figura 5. Curvas de acumulación de todas las especies de la comunidad de escarabajos estercoleros encontradas para las tres condiciones de estudio. Arriba índices de completitud Chao 1, Chao 2 y su porcentaje de completitud con respecto a la riqueza observada.	40
Figura 6. Curvas de rango-abundancia para sitios intensivos, sitios silvopastoriles y sitios de selva. En la parte superior de la gráfica se reporta el valor del Índice de Dominancia de Simpson (Simp) para cada condición. En el eje “y” se indica la abundancia relativa de las especies utilizando una escala Log + 10.	38
Figura 7. Análisis NMDS para los sitios de cada condición. Cada polígono permite ejemplificar el agrupamiento del conjunto de datos según la condición a la que pertenecen y como se distribuyen con base a los Índices de Bray-Curtis (a) y Jaccard (b).	40
Figura 8. Dendrograma que representa los cinco grupos funcionales de escarabajos estercoleros encontrados en la Huasteca Potosina.....	42
Figura 9. Dendrograma que representa las especies pertenecientes a los grupos funcionales que forman las comunidades de escarabajos estercoleros dentro de cada condición; (a) Intensiva, (b) Silvopastoril y (c) Selva.....	43
Figura 10. Riqueza de escarabajos estercoleros en cada condición separados por: (a) Relocalización de alimento, (b) Horario de actividad, (c) Dieta, (d) Biomasa.	44
Figura 11. Gráfico de ordenación derivado del Análisis de Correlación Canónica (ACC) mostrando las distancias entre las 19 especies de escarabajos colectadas dentro de cada condición y los vectores correspondientes a las variables ambientales.	46

Resumen

Efecto del manejo ganadero en la diversidad de escarabajos estercoleros (Scarabaeidae) de la Huasteca Potosina

La actividad ganadera tiene una aceptación social y económica de gran importancia en todo el mundo. Pero a su vez, esta actividad modifica la estructura natural de los ecosistemas afectando la biodiversidad y, en consecuencia, los servicios ambientales que ésta proporciona. Por lo tanto, se vuelve fundamental la generación conocimiento que permita adoptar técnicas sustentables que potencialicen el valor ecológico y socioeconómico de estos ecosistemas manejados. En este tipo de ambientes los escarabajos estercoleros son de gran interés por las diversas funciones que realizan como la dispersión de semillas, reciclaje de nutrientes, disminución de parásitos entéricos, entre otras. Por lo que, el objetivo de este trabajo fue comparar la diversidad taxonómica y funcional de escarabajos estercoleros en diferentes condiciones de manejo de ganadero en la Huasteca Potosina. Asimismo, se evaluó como el efecto del disturbio, ejercido por las diferentes técnicas de manejo, modifica la estructura de las comunidades de estos organismos. El estudio se realizó durante la época de mayor actividad de escarabajos estercoleros (agosto–septiembre, 2017) donde los sitios de muestreo fueron agrupados por sus características de manejo en intensivos, silvopastoriles y selva. Los resultados muestran diferencias significativas en los valores de diversidad alfa entre condiciones. Los sitios silvopastoriles y de selva fueron similares en composición de especies. En total se encontraron cinco grupos funcionales, los cuales varían dependiendo del tipo de condición. Los resultados sugieren que las diferentes técnicas de manejo definen la riqueza de especies y por ende el papel funcional de la biodiversidad en el ecosistema.

Palabras clave: silvopastoril, diversidad funcional, ganadería, escarabajos estercoleros.

Abstract

Effect of livestock management on the diversity of dung beetles (Scarabaeidae) in the Huasteca Potosina

The livestock activity has a social and economic acceptance of great importance throughout the world. But in turn, this activity modifies the natural structure of ecosystems, affecting biodiversity and, consequently, the environmental services that it has provided. Therefore, the generation of knowledge that makes it possible to apply sustainable techniques that make up the ecological and socioeconomic potential of these managed ecosystems becomes fundamental. In this type of environments, the dung beetles are of great interest for the diverse functions that they carried out as the dispersion of the seeds, the nutrients cycle, the decrease of enteric parasites, among others. Therefore, the objective of this work was to compare the taxonomic diversity and the functionality of the dung beetles in different conditions of management of the cattle rancher in the Huasteca Potosina. Likewise, the effect of the disturbance made by the different management techniques over the structure of the communities was evaluated. The study was conducted during the period of greatest activity of dung beetles (August-September, 2017) where the sample sites were grouped by their management characteristics in intensive, silvopastoral and jungle. The results show differences in alpha diversity values between conditions. The silvopastoral and jungle sites were similar in the composition of the species. In total, five functional groups have been found, which vary between conditions. The results suggest that the different techniques of management define the biodiversity in the ecosystem.

Key words: silvopastoral, functional diversity, livestock, dung beetles

“La diversidad biológica es la clave para mantener el mundo como lo conocemos ahora” (Wilson, 1993)

1. Introducción

Los servicios ecosistémicos provienen de la suma de funciones que diferentes organismos realizan dentro del medio natural, tales como: producción primaria, polinización, dispersión de semillas, reciclaje de nutrientes, entre otros. Sin embargo, estos pueden verse alterados al reducirse tanto los tamaños poblacionales como la riqueza de especies albergada dentro de cada ecosistema (Lambin, *et al.* 2003). La distribución y la abundancia de las especies en el planeta se encuentra delimitada, en gran proporción, por la actividad humana. De tal manera que las alteraciones humanas han generado la sexta mayor extinción de especies en toda la historia, lo cual modifica notablemente la composición de especies y por ende los procesos y funcionalidades que ocurren dentro del ecosistema (Chapin *et al.*, 2000).

Actualmente el ser humano ha adquirido una tendencia exponencial de crecimiento donde se estima que para el año 2050 habrá cerca de 9,100 millones de habitantes en el planeta (UNFPA, 2013). Esto ubica a la población humana como una nueva fuerza que ha modificado ecosistemas enteros; creando así, una nueva etapa geológica definida como “el Antropoceno” (Steffen, *et al.* 2007). Una característica importante y propia de esta era es que, los seres humanos hemos modificado el estilo de vida, adaptándose a un mundo globalizado. Un ejemplo de estos cambios es la alteración de los hábitos alimenticios, ya que desde 1970 y mediados de los 90’s el consumo de productos cárnicos, en países en desarrollo, ha aumentado en 70 millones de toneladas métricas (Delgado *et al.*, 2001). Esto implica que un mayor número de áreas con cobertura forestal han sido destinadas para la producción de alimentos de origen animal.

Sin embargo, cabe resaltar que en la actualidad las actividades ganaderas cubren cerca del 45% de la cobertura terrestre, y existen proyecciones de crecimiento, junto con la agricultura, de hasta un 70% para el 2050 (Johnson *et al.*,

2015; FAO, 2017). Además, es importante considerar que las actividades ganaderas crean ciertas condiciones ambientales negativas sobre los ecosistemas, tales como: erosión y compactación del suelo, degradación de tierras, cambio de uso de suelo, producción de gases de efecto invernadero, generación de residuos agropecuarios y pérdida de biodiversidad. Esto conduce a una reducción de la productividad y un aumento en las tasas de erosión que culmina en la degradación de ecosistemas (Pérez, 2008; Gerber *et al.*, 2010; Pimentel & Kounang, 2017).

No obstante, el tipo de manejo que se da dentro de los sistemas con actividades agropecuarias puede determinar la magnitud de los efectos negativos que esta actividad genera en el ambiente. Por ejemplo, la adopción de técnicas, como los sistemas silvopastoriles o agroforestales, permite reducir algunos de los impactos perjudiciales que puede generar la ganadería convencional en temas de conservación de la biodiversidad y mantenimiento de los servicios ecosistémicos. Esto se debe a que este tipo de sistemas logran albergar especies que continúan presentes en remanentes de vegetación conservada (Schroth *et al.*, 2004). La heterogeneidad creada en el ambiente, al adoptar este tipo de técnicas, permite que los procesos ecológicos se tornen similares a aquellos que ocurren en sitios conservados; donde al poseer una mayor cobertura arbórea, en comparación con la ganadería convencional, es posible proveer recursos y hábitats para una gran variedad de organismos (Neita & Escobar, 2012). Así mismo la implementación de este tipo de sistemas permite a los productores tener una producción diversificada lo cual repercute en menores costos para infraestructura, (p.ej. cercos vivos) y mayores ingresos al generar otro tipo de productos (p.ej. frutales, maderables; Mahecha, 2002).

Es importante recalcar que la ganadería se ha establecido como una de las principales actividades productivas en países en desarrollo, donde alrededor de 1,300 millones de personas llegan a depender totalmente de los ingresos generados por esta actividad, siendo el sustento de un billón de personas en situación de pobreza. Debido a esto, la ganadería ha adquirido peso como un sector social y económicamente significativo alrededor del mundo (FAO, 2017). De manera

conjunta, los productos provistos por esta actividad representan un tercio de la ingesta diaria de proteína consumida a nivel global, ayudando a resolver problemas de desnutrición en distintos países (FAO, 2006). Al ser una actividad de vital importancia para el ser humano es necesario contar con prácticas sustentables de manejo que potencialicen los valores ecológicos y socioeconómicos de los sistemas ganaderos (Odadi, 2017).

1.1. Disturbios sobre el ecosistema

El disturbio ecológico es definido como la causa de las fluctuaciones que alteran la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas (Stuart *et al.*, 2012). A pesar de que el disturbio forma parte integral de los procesos ecosistémicos, el ser humano, al alterar tanto su frecuencia como su tamaño, conduce a que los disturbios adopten un comportamiento de carácter crónico lo que genera una simplificación del ecosistema (Martorell & Peters, 2005).

La deforestación es una actividad frecuente dentro de la ganadería ya que transforma la estructura vegetal, modifica la cobertura arbórea y altera las condiciones de microclima en el ecosistema (Lambin *et al.*, 2003). Esta acción repercute posteriormente en la dominancia de ciertas especies de pastos que se emplean en estos sistemas, que, al ser especies de rápido crecimiento, desplazan especies nativas contribuyendo a que exista una disminución en la riqueza de especies (Zechmeister *et al.*, 2003). Asimismo, el pastoreo continuo causa transformaciones drásticas y algunas veces irreversibles, lo que puede generar una degradación de las tierras (Scheffer *et al.*, 2001). Por ende, la ganadería, al alterar las condiciones micro-ambientales del ecosistema, modifica la composición de especies afectando consecutivamente a los servicios ecosistémicos que estos sitios puedan ofrecer (Chazdon, 2008; Wenhua, 2004).

Por otro lado, el eje social adquiere un papel fundamental dentro de los sistemas ganaderos ya que los tomadores de decisiones buscan, mediante acciones y decisiones, la debida continuidad del buen estado del ecosistema para el desarrollo de sus actividades. En este sentido, el manejo ganadero involucra diversas variables como el conocimiento local, la toma de decisiones, las políticas y

los procesos del ecosistema las cuales deben ser tomados en cuenta para entender la complejidad de cómo es que, estos últimos, funcionan (Brunson, 2012). En el instante en que el ser humano manipula al medio natural se crea un sistema socio-ecológico (SSE) dentro del cual diversas variables relacionadas con el componente social y ecológico interactúan continuamente (Ostrom, 2009).

El estudio de los sistemas ganaderos bajo un contexto socio-ecológico, permite identificar los beneficios asociados a los servicios ecosistémicos que estos espacios pueden ofrecer para el bienestar humano. Las prácticas de manejo ganadero pueden concretar la interfase entre los sistemas sociales y ecológicos, siendo actos humanos que se encuentran regidos tanto por los procesos ecológicos como por los procesos sociales de tal manera que siguen una dirección deseable con base a las necesidades presentes y futuras de los productores (Balent & Courtiade, 1992; Deconchat *et al.*, 2007). Es por esto, que se considera de gran relevancia generar conocimiento bajo un contexto socio-ecológico, ya que este permitirá plantear estrategias para un manejo adecuado de los sistemas agropecuarios, y con esto evitar la pérdida de los servicios ecosistémicos. De manera particular, se ha llegado a postular que sitios con actividad ganadera que comprendan una clase de disturbio bajo o moderado, pueden llegar a albergar niveles altos de biodiversidad, la cual presenta características inherentes al ecosistema y funciones específicas de gran interés (FAO, 2015). Tal es el caso de los escarabajos estercoleros, un grupo de organismos que debido a la constante manipulación del estiércol puede otorgar diversos servicios a un sistema ganadero.

1.2. Los escarabajos estercoleros (Coleoptera: Scarabaeidae)

Los escarabajos estercoleros se encuentran comprendidos dentro de la familia Scarabaeidae, conformada por las subfamilias Scarabaeinae, Aphodiinae y Geotrupinae (Cambefort & Hanski, 1991). Son organismos que utilizan el estiércol de ciertos mamíferos como recurso alimenticio y como sitios de oviposición (Cambefort & Hanski, 1991). No obstante, existen especies que, de manera secundaria, utilizan otro tipo de recursos, como los copro-necrófagos, los cuales complementan su dieta con material en descomposición (Bornemissza, 1976; Halffter & Edmonds, 1983). El ciclo de vida de este grupo de coleópteros comienza

cuando los escarabajos emergen de los nidos subterráneos en condiciones cálidas y de alta humedad. Estos organismos comienzan a alimentarse dentro de sus nidos hasta encontrar las condiciones idóneas para salir. En general, este proceso se lleva a cabo durante la temporada de lluvias. Posteriormente los escarabajos buscan alimentos ricos en nitrógeno, tales como el excremento de grandes mamíferos como elefantes, monos y vacas (Cambefort & Hanski, 1991).

La eficiencia de este grupo de insectos está dada principalmente por la gama de formas en que acceden al recurso para su uso y alimentación. Los escarabajos estercoleros a partir de los tipos de anidamiento, han sido clasificados por diversos autores en tres grupos: los paracópridos (tuneleros), telecópridos (rodadores) y endocópridos (residentes) (Bornemissza, 1976; Cambefort & Hanski, 1991. Figura 1). Los paracópridos construyen galerías debajo de las pilas de estiércol para almacenar las bolas de excremento. Los telecópridos toman pequeñas bolas de estiércol y lo traslada a otros sitios para posteriormente enterrarlas. Y finalmente los endocópridos anidan y se alimentan dentro de las mismas pilas de estiércol.

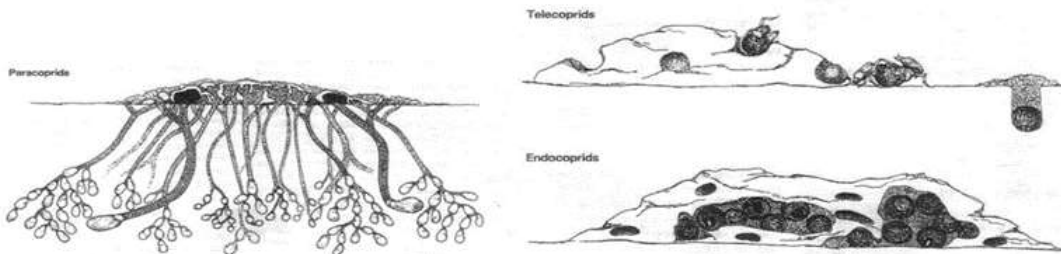


Figura 1. Patrones de anidamiento de los escarabajos estercoleros. Imágenes tomadas de Bornemissza (1976).

Mediante el monitoreo de sus poblaciones es posible evaluar el efecto que distintas actividades antrópicas tienen sobre el ecosistema (Bicknell *et al.*, 2014; Halffter & Favila, 1993; Nichols & Gardner, 2009). Esto se debe a que son comunidades de organismos cuyas poblaciones tienden a ser susceptibles ante diversas condiciones ambientales. Con la transformación de un sitio con vegetación nativa hacia pastizales, se crean escenarios distintos que modifican la humedad, la temperatura y la intensidad lumínica tanto del ambiente como del suelo. Estos

factores alteran la estructura y la composición de las comunidades de escarabajos estercoleros, en donde ciertas especies logran adaptarse y proliferar mientras que otras pueden ser desplazadas o eliminadas (Halffter & Edmonds, 1983, Nichols *et al.*, 2008). Steenkamp y Chown (1996), reportan que en un bioma de sabana los escarabajos coprófagos resultan altamente susceptibles ante la introducción de especies vegetativas exóticas, ya que estas modifican los microclimas bajo los cuales se encuentran adaptados, afectando principalmente los valores de abundancia de los individuos.

Las características del suelo son otro factor importante que influye en la actividad de los escarabajos estercoleros donde, por ejemplo, la actividad de los grupos de telecópridos y paracópridos adultos, así como las tasas de supervivencia de sus larvas pueden verse afectadas (Davis *et al.*, 2014; Fincher, 1973; Hanski & Cambefort, 1991). De igual manera las condiciones del suelo definen el efecto de las funciones que estos organismos ofrecen, por ejemplo, en la acción de dispersar las semillas. En un estudio realizado por Griffiths *et al.* (2015), reportan que la magnitud y los valores de profundidad de dispersión de semillas varían dependiendo del tipo de suelo, creándose un punto clave para definir las especies vegetativas que podrían llegar a emerger dentro del ecosistema.

Debido a su distintiva dieta coprófaga, los escarabajos estercoleros son organismos altamente asociados a las actividades ganaderas. Este grupo de escarabajos al manipular el estiércol, generalmente de bovinos, logra otorgar diversos beneficios hacia los sistemas ganaderos. Esto se debe al efecto que crean en el ecosistema con la manipulación del estiércol, donde es posible disminuir tanto los costos por fertilizantes como las pérdidas por forraje dañado y parásitos entéricos. Por ejemplo, Losey & Vaughan (2006) reportan que el ahorro que representan estos insectos en la industria ganadera en E.U.A. es cercano a los USD\$380 millones al año. Además, los escarabajos estercoleros favorecen la descomposición de las boñigas de estiércol que se encuentran sobre los pastizales, al romper y airear las pilas de estiércol, se incrementa la actividad microbiana lo cual acelera su desintegración (Menéndez, *et al.*, 2016).

Adicionalmente, se han reportado otro tipo de beneficios que conlleva la presencia de estos organismos en el ecosistema, tales como: disminución de metano emitido por las heces fecales, reducción de parásitos y plagas, que pueden dañar tanto a cultivos como a animales, dispersión secundaria de semillas, aireación del suelo, reciclaje de nutrientes, descomposición del nitrógeno del estiércol en formas lábiles para las plantas y una mejora en las propiedades hídricas del suelo (Bornemissza, 1970; Brown *et al.*, 2010; Nichols *et al.*, 2008; Penttilä *et al.*, 2013).

1.3. Efecto de prácticas agropecuarias sobre los escarabajos estercoleros

La ganadería es practicada de diversas formas alrededor del mundo donde, dependiendo de las practicas ejercidas dentro de cada unidad de producción, los sistemas ganaderos se pueden agrupar en un gran número de categorías (Robinson, *et al.*, 2011). No obstante, existen prácticas que, debido a sus características, permiten ser agrupadas en ciertas categorías generales de manejo. Por ejemplo, sistemas intensivos o convencionales son aquellos que buscan la eliminación de todo el material arbóreo para la introducción de altas cargas animales. Estos son de carácter más tecnificado y buscan la producción en masa. Asimismo, existen sistemas de carácter más rústico como los sistemas silvopastoriles, los cuales combinan pastizales con distintas especies arbóreas (e.g. frutales, maderables, sombra, etc.) teniendo como una de las finalidades principales el proveer sombra al ganado. Estos últimos, han sido catalogados como ideales para la conservación de la biodiversidad (Giraldo & Calle, 2011). La razón principal es que estos sistemas presentan condiciones ambientales similares a la de sitios conservados, lo cual favorece en gran medida la conservación de las funciones del ecosistema y la aportación de servicios ecosistémicos (Schroth *et al.*, 2004).

A pesar de la creación de categorías que permiten describir el manejo ganadero, las practicas ejercidas dentro de cada unidad de producción no son las mismas. Estas pueden tener diversas variantes dependiendo de las necesidades del productor, esto genera diferentes repercusiones sobre el ecosistema. Estas variaciones comprenden una diferenciación en las cargas de animales, la utilización

desmedida de desparasitantes, aplicaciones irregulares de herbicidas e insecticidas, las cuales podrían moldear la estructura y composición de la biodiversidad presente en estos sistemas. Si bien las prácticas de manejo en la ganadería son de vital importancia en cuanto a la producción continua y eficiente de ganado, se ha demostrado que estas afectan negativamente a la fauna edáfica, y de manera particular se ha demostrado que pueden afectar a las comunidades de escarabajos estercoleros.

Por ejemplo, uno de los compuestos mayormente utilizados en el ganado vacuno son las lactonas macrocíclicas, como las ivermectinas utilizadas para la trata de endo y ecto-parásitos como garrapatas y moscas. Estos compuestos no son completamente metabolizados por el ganado por lo que cerca del 90% de estos continúan presentes en las heces causando daños considerables a los escarabajos (Floate *et al.*, 2005; Madsen *et al.*, 1990). Los efectos que este tipo de compuestos causan sobre los escarabajos estercoleros pueden ir desde daños a sus tasas reproductivas, disminuciones en los valores de biomasa, reducción en el número larvario, paro de la vitalogénesis, afectación en la microbiota y la disminución en la capacidad olfatoria y locomotora (González-Tokman *et al.*, 2017; Hammer *et al.*, 2016; Madsen *et al.*, 1990; Martínez *et al.*, 2017; Suárez *et al.*, 2009; Tonelli *et al.*, 2017; Verdu *et al.*, 2015)

Otra práctica comúnmente ejercida dentro de la ganadería es la aplicación de herbicidas para el mantenimiento de los pastos destinados al ganado. Martínez *et al.* (2001), evaluaron el efecto que tiene la utilización de Tordon®101M, un herbicida comúnmente utilizado en unidades de producción ganadera en Veracruz, sobre las poblaciones de dos especies de escarabajos estercoleros (*Ataenius sculptor* y *Ataenius apicalis*). En este estudio los autores demuestran que sitios con mayor frecuencia de aplicación albergan comunidades con menores tasas reproductivas.

De manera contrastante, los sitios silvopastoriles, al presentar estructuras análogas a sitios conservados, logran albergar una alta diversidad de escarabajos estercoleros (Farias *et al.*, 2015; Giraldo *et al.*, 2011; Montoya-Molina *et al.*, 2016). Al proveer una mayor cobertura de dosel, los sistemas silvopastoriles permiten dar

sombra, creándose microclimas idóneos para este grupo de coprófagos, lo cual para ellos es muchas veces más importante que la cantidad de alimento (Halffter, 1991; Halffter & Arellano, 2002).

1.4. Actividades ganaderas en la Huasteca Potosina

En México, la ganadería representa cerca del 56% del territorio (SIAP, 2013; INECC & SEMARNAT, 2015). San Luis Potosí es uno de los estados con mayores índices de actividad ganadera en México, y la Huasteca es reconocida por concentrar a más de la mitad de las cabezas de ganado que habitan en este estado (INEGI, 2007). Asimismo, esta zona posee tasas altas de deforestación anual (0.51%) en comparación con el resto del estado, esto se debe a la implementación de cultivos y transformación de bosques para zonas de pastoreo (Aguirre *et al.*, 2011).

En esta región, parte del manejo ganadero se encuentra influenciado por la presencia de empresas de carácter internacional, lo cual repercute en una mayor apertura de zonas de la vegetación nativa para la adopción de sistemas extensivos con una producción masiva de ganado. La zona de la Huasteca Potosina se ha convertido en un ambiente heterogéneo con un alto impacto ambiental (Reyes *et al.*, 2006). La intensificación ganadera en esta zona, surge a partir del proyecto de irrigación de la cuenca del río Panuco conocido como Pujal-Coy. Este proyecto pretendía crear una producción agrícola basada en riego, por lo que una gran proporción de selva baja caducifolia y selva baja espinosa fueron eliminadas para el sembradío agrícola. En un principio los productores fueron motivados por apoyos del Banco de Crédito Rural, pero al desconocer el funcionamiento de los suelos tropicales (en su mayoría vertisoles) decidieron utilizar los sitios como zonas de potrero. Esto causó una reducción de más del 75% de la superficie de selva en el periodo de 1973 al 2000 (Reyes, *et al.*, 2006)

La zona de estudio comprendida entre los municipios de Tamuín, Ébano y San Vicente Tancuayalab en San Luis Potosí, presenta condiciones topográficas planas, de alta humedad y clima cálido las cuales han permitido transformar a esta zona en una gran productora ganadera (Aguirre *et al.*, 2011). La intensificación de las actividades ganaderas en esta zona, conlleva la adopción de técnicas que pueden

dañar gravemente al ecosistema; tales como la sobrecarga animal, malas técnicas de rotación y/o el uso desmedido de compuestos medicinales para el cuidado del ganado bovino. En este sentido, al ser una zona con intensa actividad pecuaria que ha derivado en un alto impacto ecológico, se torna de interés conocer cuál es el estado actual de las comunidades de escarabajos estercoleros que aún persisten en estos ecosistemas perturbados.

1.5. Diversidad funcional de escarabajos estercoleros

La transformación del hábitat puede modificar drásticamente la composición de los gremios funcionales de escarabajos estercoleros, esto repercute en el efecto que crean estos organismos dentro del ecosistema (Escobar, 2004). Por lo tanto, al estudiar la biodiversidad no basta con conocer solamente que especies se encuentran presentes dentro de los sitios de estudio, sino que es de gran relevancia conocer el papel que juegan dentro del ecosistema. Para el caso de los escarabajos estercoleros se ha puesto de manifiesto que un ensamblaje con altos valores de diversidad tiene efectos positivos sobre el ecosistema, aumentando las tasas de remoción de excremento, las tasas de descomposición de materia orgánica, disminuyendo la compactación de los suelos y en consecuencia, mejorando la permeabilidad (Manning *et al.*, 2016).

El análisis de diversidad funcional se basa en una serie de métodos que permiten evaluar la magnitud de las diferencias que existen entre los roles de las especies dentro de una comunidad (Collins & Benning, 1996). Este, a su vez, provee una serie de herramientas para poder identificar y monitorear los efectos de los cambios globales y de las actividades humanas sobre la biodiversidad, enfatizando en los servicios ecosistémicos que diversos organismos ofrecen (Pla, Casanoves, & Di-Renzo, 2012; Stuart Chapin *et al.*, 2012). La complementariedad de los grupos funcionales de escarabajos estercoleros ha demostrado ser más eficiente para ciertos procesos ecosistémicos, por ejemplo, para el reciclaje de carbono, el cual tiene influencia en la actividad microbiana del suelo, la combinación de paracópridos y telecópridos presenta mejores tasas de transferencia de carbono que en presencia de un solo grupo funcional (Menéndez *et al.* 2016).

Para analizar la diversidad funcional se necesitan evaluar los diversos rasgos funcionales de las especies. Un rasgo es una propiedad medible bien definida, a nivel de individuo, el cual puede ser comparado entre especies. Un rasgo funcional es un atributo que influye fuertemente en el desempeño que tiene un organismo dentro del ecosistema (Cornelissen *et al.*, 2003). La elección de qué rasgos son los que se deben incluir como una medida de diversidad funcional depende de los objetivos particulares de cada estudio, aunque es importante que estos tomen en cuenta características morfológicas, fenológicas, fisiológicas y tróficas de cada especie (Petchey & Gaston, 2002).

Para cuantificar la diversidad funcional existen diversos métodos. Aquellos mayormente aceptados se basan en distinguir rasgos medibles a nivel de especie, los cuales permiten determinar diferentes índices de diversidad funcional (Pla *et al.*, 2012). Estos índices incluyen clasificaciones basadas en el número de grupos funcionales o el promedio de las distancias funcionales entre pares de especies en un espacio funcional multivariado a través de clasificaciones jerárquicas (Petchey & Gaston, 2002; Villéger & Mason, 2008).

Una vez identificados tanto los rasgos funcionales como las características demográficas y la respuesta a los factores ambientales que modifican su desempeño, las especies son asignadas a “grupos funcionales” (especies que utilizan los recursos de manera similar) (Gitay *et al.*, 1996; Tilman, 2001). Al analizar la riqueza y diversidad de los grupos funcionales es posible conocer un porcentaje de la complejidad de los ecosistemas, puesto que, se conoce el aporte de distintas especies hacia el ecosistema (Petchey & Gaston, 2006; Weiher, 2010).

Existen técnicas de jerarquización basadas en matrices de disimilitud entre las especies de estudio y un procedimiento de unión, conocido como estrategia de vinculación. Una vez ponderadas las especies, estas pueden ser representadas a través de un dendrograma, el cual, a través del nivel de jerarquía, agrupa a las especies según el objetivo del estudio (Pla, *et al.*, 2012; Wright *et al.*, 2006). Con esta técnica se obtiene un índice de diversidad funcional (FD), el cual representa la longitud total de las ramas de un dendrograma. Este último se refiere a la

representación gráfica de cómo se da el agrupamiento de los grupos funcionales (Petchey & Gaston, 2002).

La mayor parte de los servicios ecosistémicos dependen de las propiedades del sistema natural las cuales se encuentran determinadas por las funciones y los procesos del ecosistema. Las funciones ecosistémicas son establecidas por el rol de las diferentes especies presentes en los sitios, por lo que la alteración en la composición de sus comunidades puede repercutir de manera significativa en la estructura del ecosistema. Esto permite establecer que a través del estudio de la diversidad funcional de comunidades bióticas sea posible conocer el efecto que los disturbios antrópicos pueden tener sobre el funcionamiento de los ecosistemas. Esto con la finalidad de generar mejor planeación en cuanto al manejo y la conservación de los ecosistemas.

2. Hipótesis

A nivel región en la Huasteca Potosina, el manejo ganadero de tipo silvopastoril mantendrá una diversidad taxonómica y funcional de escarabajos estercoleros similar a lo que se presenta en los fragmentos de selva conservada; esta diversidad a su vez será mayor que lo presentado en sitios ganaderos con un manejo de índole intensivo. Por otro lado, a un nivel más local, las diferencias en cuanto al manejo de cada parcela marcarán diferencias en la composición y estructura de las comunidades de este grupo de coleópteros.

3. Objetivos

3.1. Objetivo general

Comparar la diversidad taxonómica y funcional de comunidades de escarabajos estercoleros en tres condiciones de hábitat, derivadas del manejo ganadero, en la Huasteca Potosina, y evaluar el efecto que tienen las diferentes prácticas de manejo sobre la estructura y composición de las comunidades de este grupo de coleópteros.

3.2. Objetivos particulares

1. Comparar la diversidad taxonómica y funcional de las comunidades de escarabajos estercoleros en parcelas con distinto manejo de la Huasteca Potosina.
2. Describir qué factores de disturbio influyen sobre la composición y diversidad de las comunidades de escarabajos estercoleros.

4. Metodología

4.1. Área de estudio

La región de estudio se ubica en los municipios de Ciudad Valles, Tamuín y San Vicente Tancuayalab en el estado de San Luis Potosí. La zona cuenta con un rango altitudinal entre los 54 y los 90 m.s.n.m. Es una zona tropical subhúmeda con remanentes de selva caducifolia con precipitación anual acumulada de 1350 mm, con lluvias intensas entre los meses de julio a octubre. La temperatura promedio anual es de 24.5°C, por lo que el clima correspondiente es cálido subhúmedo Aw_o (e)gw” (Vargas-Mergold, 2010) (Figura 2).

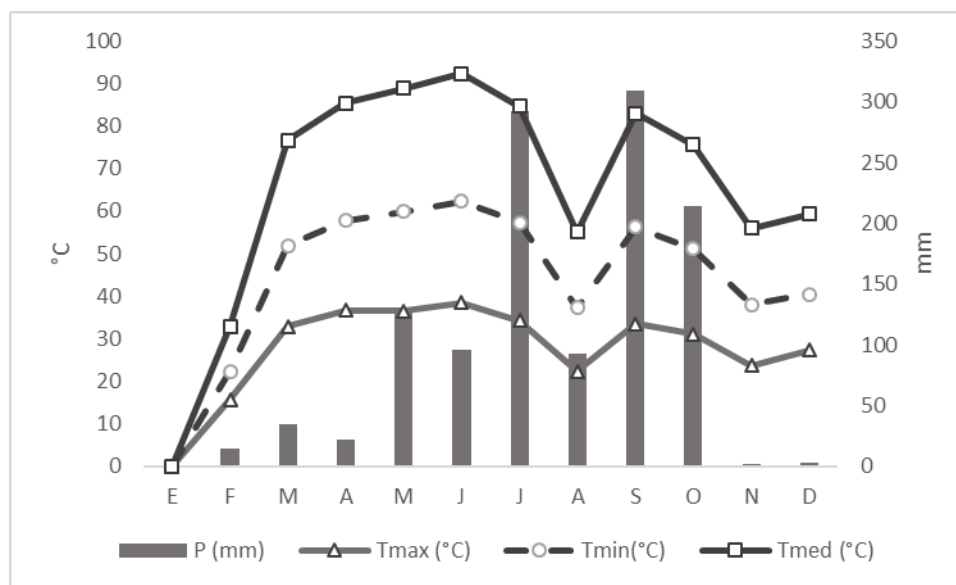


Figura 2. Climograma de Köppen del año 2017 con los datos proporcionados por la Red de Monitoreo Agroclimático del Estado de San Luis Potosí (INIFAP). El mes de enero no registró datos.

El tipo de vegetación dominante es de selva baja caducifolia, la cual puede percibirse dentro de la Reserva de la Biosfera de la Sierra del Abra-Tanchipa (RBSAT), localizada en la zona Huasteca del Estado de San Luis Potosí; así como en ciertos remanentes dentro de distintos predios aledaños. Otro tipo de vegetación importante son los pastizales que resultaron de los procesos de deforestación de la zona a partir de 1973 con la implementación del proyecto Pujal-Coy y otras actividades antrópicas ejercidas dentro de cada sitio (Reyes *et al.*, 2006). Los pastos más comunes en los sitios evaluados son: *Brachiaria brizantha*, *Cynodon Dactylon*,

Cynodon plectostachyus, *Panicum máximo* y *Melinis repens*. Los sitios de estudio se encuentran comprendidos entre dos zonas urbanas correspondientes a los municipios de Tamuín y Ciudad Valles (Figura 3.) Esta zona se encuentra dominada por propiedades privadas en donde la principal actividad productiva es la ganadería extensiva. A su vez, en zonas aledañas a la RBSAT se llevan a cabo distintas actividades ecoturísticas las cuales conservan extensos remanentes de selva.

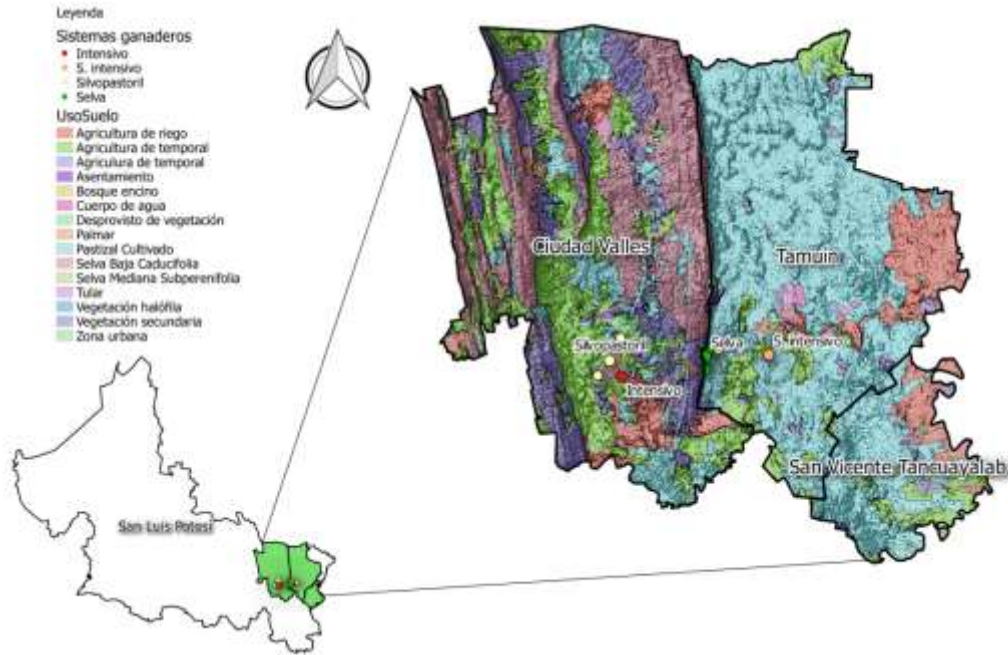


Figura 3. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo y diferentes usos de suelo de la zona de estudio, la cual es comprendida por los municipios de Ciudad Valles, Tamuín y San Vicente Tancuayalab en el estado de San Luis Potosí.

4.2. Diseño de muestreo

4.2.1. Selección de sitios

Se seleccionaron nueve sitios de estudio, los cuales fueron catalogados como sitios “intensivos”, “silvopastoriles” y sitios de “selva” dependiendo del tipo de manejo que se ejerce sobre cada uno (Figura 4).

- a) “Intensivos”- estos se encuentran localizados entre los municipios de Tamuín y San Vicente Tancuayalab. El pastoreo es realizado únicamente por vacas y pocos caballos. Las unidades de cabezas de ganado/ha es aproximadamente de 1.59. Los ganaderos utilizan diversos insumos para el

mantenimiento de sus parcelas como herbicidas, insecticidas, así como la utilización de antibióticos para mejorar la salud del ganado. Dentro de estos sitios el componente arbóreo es escaso o no existe. El manejo de estas parcelas es privado y se encuentra regulado por un “administrador”. La finalidad principal de estos sitios es la preparación del ganado para posteriormente venderlo a industrias comerciales de carácter internacional.

- b) “Silvopastoriles”- estos sitios se distinguen por albergar material vegetativo para diversos fines, tales como árboles frutales y/o maderables, herbáceas y arbustos, los cuales habitan de manera conjunta con el ganado y otros animales de granja (gallinas, chivos, perros y patos). Estos sitios son privados y se encuentran administrados por familias que ahí mismo residen. El manejo de estos sitios es poco tecnificado y, a diferencia de los “intensivos”, la cantidad y el tipo de insumos es menor y diferente, según sea el caso. Las unidades de ganado son en promedio de 0.8 cabezas/ha. La finalidad de estos sitios es para consumo propio y/o venta de ganado de manera local. Las personas encargadas del manejo de estos sitios son familias las cuales han
- c) “Selva”- Los sitios de selva son zonas colindantes con la Reserva de la Biosfera del Abra Tanchipa (RBAT), estos sitios forman parte de centros ecoturísticos, los cuales proveen de ingresos económicos a habitantes de la región. La RBAT es la única Reserva del estado con gran biodiversidad de especies endémicas de flora y fauna. Esta fue decretada el 6 de junio de 1994 a través de SEMARNAP con fundamento en la LGEEPA de 1998.

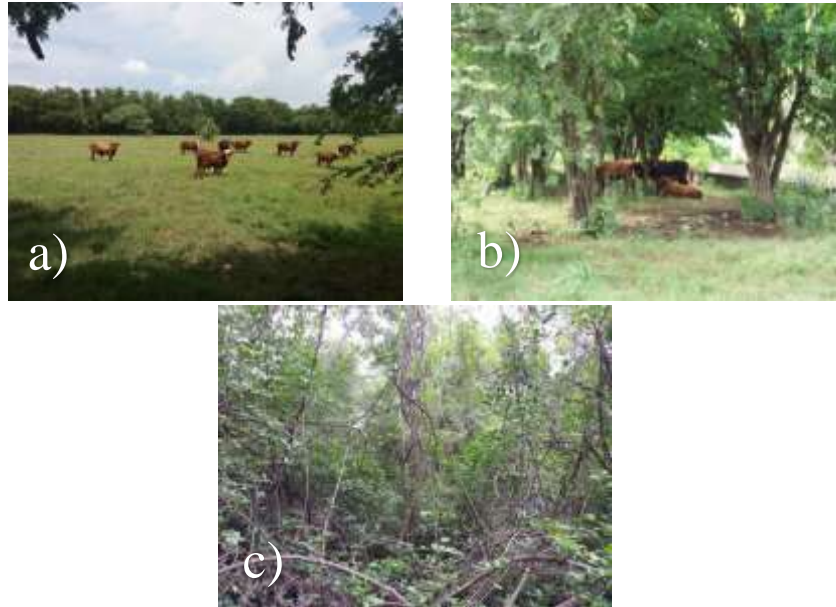


Figura 4. Imágenes representativas de cada condición evaluada en la zona de la Huasteca Potosina. (a) Sitio intensivo, (b) Sitio silvopastoril, (c) Sitio de selva.

4.2.2. Muestreo de escarabajos

La colecta de escarabajos se llevó a cabo en la temporada de lluvias, durante los meses de agosto y septiembre de 2017. Se colocaron nueve trampas pitfall por sitio durante 48 horas, con revisiones cada 24 horas, esto dio un total de 162 trampas (9 trampas x 2 días x 9 sitios). Las trampas pitfall consisten en un contenedor de plástico de un litro de capacidad, el cual sostiene una malla, en donde se coloca el cebo. Estas son enterradas a nivel del suelo y dentro de cada trampa se coloca agua con jabón para inmovilizar a los organismos. Como cebo utilizamos estiércol de las vacas encontradas dentro de cada parcela y se colocó un aproximado de 100 g por cada trampa, el cual fue cambiado cada 24 horas. El diseño de muestreo consistió en colocar tres líneas con tres trampas cada una, con una separación de 20 m entre cada línea y entre cada trampa, esto para cada sitio de muestreo. Los organismos colectados fueron filtrados y lavados con agua para posteriormente colocarlos en frascos con etanol (80%). Los escarabajos fueron identificados a nivel de especie mediante la utilización de guías taxonómicas (Cultid, *et al.*, 2012; González-Alvarado & Medina-Uribe, 2016) y colecciones entomológicas. Para la

corroboración de las especies identificadas se recurrió al apoyo de la M.C. Ilse Jaqueline Ortega Martínez.

4.2.3. Medición de variables ambientales

Se utilizó un sensor HOBO Pro V2 Temp/RH para la medición de temperatura y humedad ambiental dentro de cada parcela. Los registros de temperatura y humedad relativa de los sensores se programaron cada 15 minutos. Adicionalmente, se registraron mediciones de humedad del suelo a un lado de los sitios de trapeo con un medidor TDR-300 a una profundidad de 7.6 cm. Para determinar la temperatura del suelo se utilizaron sensores Data Logger HOBO Pendant® programados cada 15 minutos, estos se colocaron a un costado de las trampas. Se utilizó un medidor digital Fieldscout SC-900 para determinar la compactación del suelo a un costado de cada trampa, a una profundidad de 15 cm.

4.3. Análisis de datos

4.3.1. Completitud del muestreo

Para conocer la completitud del muestreo se realizaron curvas de acumulación de especies, las cuales describen como la incorporación de nuevas especies a los inventarios se ve relacionada con alguna medida del esfuerzo de muestreo, en este caso el número de trampas. Para realizar las curvas de acumulación de especies se utilizó el programa *EstimateS W 8.2.0* y se evaluaron dos estimadores no-paramétricos: Chao 1 y Chao 2. El estimador no-paramétrico de riqueza Chao 2, el cual se encuentra basado en la incidencia (presencia-ausencia) de las especies, sigue la siguiente fórmula (Colwell, 2009):

$$Chao\ 2 = S + \frac{L^2}{2M}$$

donde (L) número de especies que aparecen solo en una muestra, (especies únicas); (M) número de especies que ocurren en dos muestras; (S) número esperado de especies.

De manera complementaria se obtuvo el estimador no-paramétrico Chao 1 el cual toma en cuenta la abundancia de las especies colectadas y sigue la siguiente fórmula:

$$Chao\ 1 = S + \frac{a^2}{2b}$$

dónde: (S) número de especies en una muestra; (a) número de especies que están representadas solamente por un único individuo en la muestra (“singletons”); (b) número de especies representadas por exactamente dos individuos en la muestra (“doubletons”).

4.3.2. Diversidad Alfa y Beta

Se obtuvo la riqueza de especies presentes en cada condición y mediante índices de equidad y dominancia se evaluó la estructura de las comunidades. El análisis de diversidad alfa se evaluó a través de la obtención del número de especies efectivas; para estos se determinó la aparición de especies ($q=0$), la frecuencia de aparición de especies ($q=1$) y la relación que existe entre abundancia y las especies dominantes dentro del ensamblaje ($q=2$). Para determinar la dominancia de las especies se calculó el índice de dominancia de Simpson y se realizaron gráficas de rango-abundancia para conocer los patrones de abundancia de las especies. (Magurran, 2004). Las abundancias fueron transformadas con base Log+10 y posteriormente fueron graficadas de la más abundante hasta la menos abundante (Magurran, 2004; Kindt & Coe, 2005).

El número efectivo de especies, también conocido como el índice no-paramétrico de diversidad verdadera (“true diversity”, Jost, 2006) ofrece resultados coherentes al cumplir con axiomas para una evaluación matemática robusta, tales como el cumplimiento del principio de replicación. Dicho principio establece que, si existen N comunidades con igual riqueza de especies y con una equidad máxima, al distribirse sus abundancias y sin tener especies compartidas, la diversidad del conjunto de estas comunidades será igual a N veces la diversidad de una sola comunidad (Jost, 2010).

Los índices no-paramétricos de diversidad verdadera se encuentran basados en los llamados “números de Hill”; donde, en el caso de la diversidad verdadera,

esta dependerá únicamente del exponente q , conocido como “orden” así como de la frecuencia de las especies. El orden de diversidad indica la sensibilidad que toman las especies raras y comunes dentro de la muestra, donde una diversidad de orden $q=0$ es completamente insensible a las abundancias y se le conoce como riqueza de especies. Una diversidad de orden $q=1$ da pesos equitativos a todas las especies de acuerdo con su frecuencia de aparición. La diversidad de orden $q=2$ otorga mayor peso a las especies que dominan dentro de la comunidad (Jost, 2006).

Se calculó $q=0$, $q=1$ y $q=2$. El orden $q=0$ es únicamente la riqueza de especies encontrada. El orden $q=1$ es el exponencial de la entropía de Shannon y representa la diversidad alfa verdadera o el número efectivo de especies, y sigue la siguiente fórmula:

$${}^1D = \exp(H') = \left(\sum_{i=1}^S P_i^q \right)^{\frac{1}{(1-q)}}$$

dónde: (P_i) es la abundancia relativa de cada especie; (H') índice de Shannon; (S) número esperado de especies

El orden de $q=2$, es el inverso del índice de Simpson y favorece la abundancia de especies. Este índice considera el número de especies dominantes dentro del ensamblaje. Este sigue la siguiente fórmula:

$${}^2D = \text{inv}(\text{Simp}) = \left(\sum_{i=1}^S P_i^2 \right)^{\frac{1}{(1-2)}}$$

dónde: (P_i) es la abundancia relativa de cada especie; (Simp) índice de Simpson; (S) número esperado de especies.

El índice de dominancia de Simpson muestra la probabilidad existente en que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie. Mediante la obtención del inverso del estadístico de Simpson ($1/\text{Simp}$) es posible transformar los valores de manera apropiada para poder ser correlacionados con la diversidad. Este índice sigue la siguiente fórmula:

$$Simp = \sum_{i=1}^{Sobs} p_i^2$$

dónde: (pi) proporción de individuos de la especie i en la comunidad (pi = ni/N, donde ni = número de individuos de la especie i en la muestra y N = número total de individuos en la muestra); (Sobs) número total de especies en la comunidad.

Para determinar si existían diferencias entre los valores de números efectivos de especies para las tres condiciones de selva, intensivo y silvopastoril, en primer plano, se evaluó la normalidad con una prueba de Shapiro-Wilk y al observar la no normalidad se utilizó el método de Kruskal-Wallis con comparaciones pareadas múltiples ajustadas al método de Bonferroni.

La diversidad beta, entendida como el grado de reemplazamiento de especies a través de gradientes ambientales, se evaluó con base a la similitud en la composición de las comunidades de cada condición basándose tanto en la riqueza de especies, utilizando el índice de Jaccard (J), como en las abundancias relativas, con el índice de Bray-Curtis (I_{B-C}). El índice de similitud de Jaccard o coeficiente de la comunidad expresa la comparación entre sitios utilizando los datos de presencia-ausencia de las especies, donde las comparaciones entre comunidades excluyen los doble-cero. Matemáticamente este se expresa como:

$$J = \frac{a}{a + b + c}$$

Dónde: (J) Índice de similitud de Jaccard; (a) número total de especies presentes en la comunidad A; (b) número total de especies presentes en la comunidad B; (c) número de especies comunes en ambas comunidades.

El índice de similitud de Bray-Curtis toma en cuenta las diferencias en las abundancias relativas de las especies compartidas (Legendre & Legendre, 1988; Magurran, 2004). Matemáticamente este índice se expresa de la siguiente manera:

$$I_{B-C} = 1 - \frac{2W}{A + B}$$

Dónde: (W) La suma de las abundancias mínimas del conjunto de especies; (A y B) El número total de especímenes observados o capturados en cada sitio.

Los valores de ambos índices pueden variar entre cero (sitios que no comparten especies) a uno (sitios que comparten todas las especies) y pueden expresarse como porcentaje. Para delimitar las diferencias en la abundancia de especies entre condiciones se desarrolló un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) basado en los valores de similitud obtenidos con las distancias provenientes de los índices de Bray-Curtis y de Jaccard.

Para evaluar la significancia de las diferencias se realizó un análisis de similitud (ANOSIM) el cual proporciona un valor de P (niveles de significancia) y un valor R (el poder de los factores de las muestras). El valor de R puede variar entre cero y uno, donde, entre más cercano a uno, significa que existe una separación alta entre las muestras, si es más cercano a cero sugiere una distribución más equitativa dentro de grupos y si el valor está por debajo del cero sugiere que las disimilitudes son mayores dentro de grupos que entre grupos. El ANOSIM fue desarrollado utilizando una distancia de Jaccard y de Bray-Curtis basado en 999 permutaciones. Posteriormente se calculó la contribución acumulativa de las especies a la disimilitud de las comunidades de las tres condiciones mediante la función SIMPER en el Software de *PRIMER 6.1.13*. Para el análisis de NMDS y ANOSIM se usó el programa R (R Development Core Team 2010) con las funciones “metaMDS” y “anosim” respectivamente, dentro del paquete “vegan” (Oksanen *et al.*, 2018).

4.3.3. Diversidad funcional

El índice de diversidad funcional FD se calculó conforme al método descrito por Petchey & Gaston, (2002). FD corresponde a la longitud total de las ramas de un dendrograma funcional. Este método mide que tan complementarios son los valores de los rasgos de especies al estimar la dispersión de las especies en un espacio funcional. FD convierte una matriz de rasgos en una matriz de distancias, la cual posteriormente es agrupada para formar un dendrograma que representa

gráficamente a los grupos funcionales. Este análisis se basa únicamente en la riqueza de especies.

Se evaluaron cuatro rasgos funcionales, los cuales fueron determinados gracias a la relevancia en la función que ejercen estos organismos en el ecosistema. El primero agrupa a las especies en cuanto a la manera en que se manipula el estiércol para su uso y alimentación: paracópidos, telecópidos y endocópidos. El segundo rasgo funcional se relaciona con el horario de actividad: diurnos y nocturnos. El tercero corresponde al tipo de dieta; aquellos que consumen únicamente estiércol: coprófagos, o aquellos que además del estiércol consumen otro material en descomposición: generalistas. El último rasgo funcional se relaciona con el peso medio de cada especie y la abundancia de estos por cada sitio en magnitud de biomasa. La asignación de cada grupo fue de acuerdo a las clasificaciones realizadas por diversos autores (Bornemissza, 1976; Halffter & Edmonds, 1983; Cambefort & Hanski, 1991).

Para determinar las diferencias estadísticas en el índice FD entre los sitios pertenecientes a las tres condiciones evaluadas se ejecutó un análisis de efectos mixtos utilizando como efecto fijo al tipo de condición (intensivo, silvopastoril o selva) y los tres sitios para cada condición como efectos aleatorios. Este análisis se realizó utilizando la función “lme” del paquete “lme4” en el programa R (R Development Core Team 2010) y con el programa FDiversity (Pla, Casanoves, & Di-Renzo, 2012). Para obtener los índices FD y el dendrograma se utilizó así mismo el programa R con la función “hclust” y el paquete “FD” (Laliberte & Legendre, 2010).

4.3.4. Análisis de variables ambientales

En cada sitio de estudio se tomaron datos correspondientes a temperatura ambiental y humedad relativa. Por trampa se registraron datos de compactación, temperatura y humedad del suelo. Para evaluar las diferencias entre temperatura ambiental y humedad relativa, entre cada parcela, se generó un modelo mixto de regresión lineal donde las variables temperatura y humedad fueron catalogadas como dependientes, las condiciones (intensivo, silvopastoril y selva) como independientes y los sitios pertenecientes a cada condición como medidas

repetidas. Para los datos de humedad, temperatura y compactación del suelo se generó un modelo mixto con regresión lineal en donde dichas variables se acomodaron como dependientes, las diferentes condiciones (intensivo, silvopastoril y selva) como variables independientes y el valor de cada sitio como medidas repetidas. Este análisis se corrió con la función “lme” del paquete “lm4” en el programa R (Bates *et al.*, 2017).

Se evaluó como las variables ambientales determinan la estructura de las comunidades de escarabajos estercoleros dentro de cada sitio. Para este análisis se utilizó un Análisis de Correlación Canónica (ACC) como técnica de ordenación paramétrica. El ACC permite evaluar la relación entre variables predictoras (variables ambientales) y variables dependientes (valores de abundancia de las especies de escarabajos estercoleros). Con el ACC es posible representar en un espacio geométrico de pocas dimensiones la proximidad entre un conjunto de objetos regulados por las variables predictoras.

4.3.5. Evaluación del disturbio

El disturbio fue evaluado a través de la ejecución de entrevistas de tipo semi-estructurado (Anexo 1). Esta clase de entrevistas permite que las personas consultadas puedan expresar sus puntos de vista y discutir sobre los temas en los que se basan las preguntas (Martin, 2004), en este caso aquellas relacionadas con el manejo de sus parcelas. Para la elaboración de las entrevistas se realizó una revisión bibliográfica para determinar qué variables relacionadas con el manejo ganadero, tanto ecológicas como sociales, pueden influir en la composición de las comunidades de escarabajos estercoleros.

Para la búsqueda bibliográfica se utilizó el sitio web SCOPUS (<https://www.scopus.com/home.uri>) en las diferentes revistas que se encuentran asociadas a este, mediante el uso y la combinación de palabras clave como: escarabajo estercolero, ganadería, herbicidas, insecticidas, desparasitantes, pastoreo, carga animal, desmonte de bosque y sistema silvopastoril. La entrevista semi-estructurada (Anexo 1) está conformada por 14 secciones: 1) Roza tumba y

quema, 2) Chapoleo, 3) Herbicidas, 4) Árboles dentro de parcelas, 5) Insecticidas, 6) Pastoreo, 7) Desparasitantes, 8) Pasturas, 9) Leña y madera, 10) Vegetación, 11) Política, 12) Decisiones, 13) Familia, y 14) Percepción.

Posteriormente, los resultados de las entrevistas se analizaron y se generaron 10 categorías de disturbio. Cada categoría caracterizó a los sitios dependiendo de las actividades ejercidas dentro de estos, las cuales permitieron marcar diferencias en cuanto a las actividades de manejo. Para esto, cada categoría se encuentra conformada por ciertos factores, los cuales comprenden un valor numérico dependiendo del impacto de estos sobre las comunidades de escarabajos estercoleros (valores más altos representan mayor impacto negativo). La descripción de las categorías se presenta el siguiente cuadro:

Cuadro 1. Descripción de las categorías que permiten caracterizar el disturbio ejercido en cada sitio y que pueden modificar la estructura y composición de las comunidades de escarabajos estercoleros.

Categoría	Factores	Valor	Descripción
Limpia de parcelas	Herbicida	4	Se evalúa la eliminación de hierba o malezas ya sea mediante el chapoleo (uso de machete) o uso de herbicida.
	Chapoleo y herbicida	3	
	Chapoleo	2	
	NA	1	
Insecticidas	Utiliza	3	Determina si hacen uso de insecticidas dentro de la parcela.
	No utiliza	2	
	NA	1	
No. de cabezas de ganado	No. de cabezas/ha		Es el número de cabezas de ganado sobre hectárea.
Desparasitantes	Ivermectina	3	Determina si utilizan Ivermectina como desparasitante o algún otro.
	Otro	2	
	NA	1	
Rotación	No hace rotación	3	Evalúa si existe el movimiento de ganado entre potreros.
	Si hace rotación	2	
	NA	1	
Siembra de pastos	Siembra pastos	2	

	No siembra pastos	1	Establece si el ganadero siembra pastos de manera adicional a la vegetación del sitio.
Cliente ppal.	Empresas	2	Si el cliente principal de la unidad de producción es para empresas de carácter internacional o únicamente la venta local de carne.
	Locales	1	
Proporción de árboles	Poca	3	Se estimó conforme a cómo las personas consideraban la proporción de árboles dentro de su parcela.
	Media	2	
	Alta	1	
Apoyos gubernamentales	Recibe apoyo	2	Si reciben algún apoyo por parte del gobierno, p. ej. Apoyos para maquinaria.
	No recibe apoyo	1	
Toma de decisiones	Administrador	2	Quién es el encargado de tomar las decisiones referentes al manejo de las parcelas.
	Familia	1	

Para determinar el efecto del disturbio sobre las comunidades de los escarabajos estercoleros se tomó como base el método propuesto por Martorell & Peters (2005); donde, a partir de la calificación de cada categoría sobre cada sitio, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP). Con los resultados del ACP se tomaron los valores del primer componente (el cual expresa la mayor variación entre sitios) para posteriormente establecer un Índice de Disturbio (ID). Como los valores de los componentes del ACP pueden ser negativos, los resultados se reescalaron entre valores de cero y 100. Con los valores reescalados se realizaron regresiones log-lineales con un modelo lineal generalizado con una distribución de Poisson para los valores de abundancia y riqueza y distribución de Gamma para valores de diversidad ($q=1$, $q=2$) y los índices FD.

5. Resultados

6.1. Completitud del muestreo

El esfuerzo de muestreo alcanza valores superiores al 90% de especies registradas en el inventario (Figura 5). Las curvas mostradas en la Figura 5 representan el número de especies acumuladas en el total de trampas para cada condición. La curva para los sitios intensivos llega rápidamente a la asíntota con únicamente dos especies, mientras que para los sitios silvopastoriles esta es alcanzada al llegar casi a las nueve especies. Finalmente, para los sitios de selva la asíntota se alcanza con un número de especies cercano a 12.

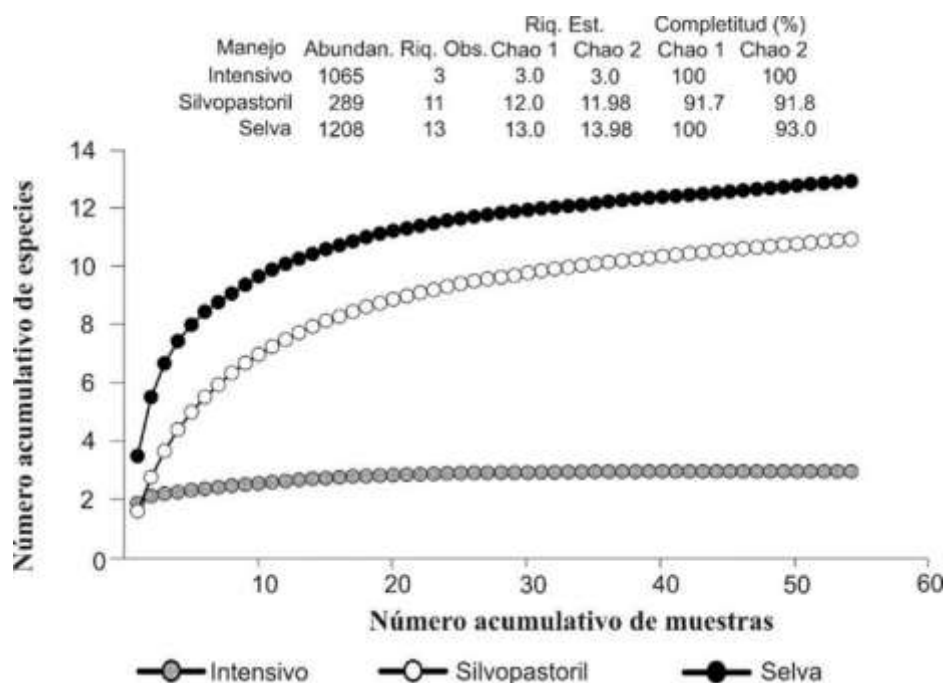


Figura 5. Curvas de acumulación de todas las especies de la comunidad de escarabajos estercoleros encontradas para las tres condiciones de estudio. Arriba índices de completitud Chao 1, Chao 2 y su porcentaje de completitud con respecto a la riqueza observada.

6.2. Estructura de las comunidades de escarabajos estercoleros

En total se registraron 2,750 individuos pertenecientes a 19 especies (Cuadro 2). Los sitios de selva obtuvieron valores mayores en cuanto a riqueza de especies (13 especies), seguidos de los sitios silvopastoriles (11 especies) y finalmente los sitios intensivos (3 especies). En cuanto a la abundancia, los sitios con manejo intensivo

albergaron el 47.13% (1,253 individuos) y las especies más abundantes fueron *Digitonthophagus gazella* (Fabricius, 1787) (48%) y *Euoniticellus intermedius* (Reiche, 1849) (50%). En los sitios de selva se encontró el 41.59% de la abundancia total (1,208 individuos), siendo las especies más abundantes *Ateuchus lecontei* (Harold, 1868) (31%) y *Onthophagus incensus* (Say, 1835) (25%). Finalmente, en los sitios de tipo silvopastoril se encontró el 11.27% de la abundancia total (289 individuos) y las especies más abundantes fueron *D. gazella* (60%) y *Aphodius nigrita* (Fabricius, 1801) (9%) (Cuadro 2).

Cuadro 2. Lista de especies y abundancia de escarabajos estercoleros registrados en las tres condiciones de estudio en la Huasteca Potosina, San Luis Potosí, México.

Especie	No. de individuos			
	Intensivo	Silvopastoril	Selva	TOTAL
<i>Aphodius nigrita</i> (Fabricius, 1801)		27		27
<i>Aphodius psuedolividus</i> (Balthasar, 1941)		6		6
<i>Aphodius sp</i> (Degeer, 1774)		5		5
<i>Ateuchus illaesum</i> (Harold, 1868)		1	61	62
<i>Ateuchus lecontei</i> (Harold, 1868)		16	333	349
<i>Canthon cyanellus</i> (LeConte, 1860)		1	72L	73
<i>Canthon humectus</i> (Say, 1832)	6			6
<i>Deltochilum gibbosum</i> (Bates, 1887)			2	2
<i>Deltochilum scabriusculum</i> (Bates, 1887)			7	7
<i>Dichotomius amplicollis</i> (Harold, 1869)			47	47
<i>Dichotomius colonicus</i> (Say, 1835)			4	4
<i>Digitonthophagus gazella</i> (Fabricius, 1787)	537	176		795
<i>Euoniticellus intermedius</i> (Reiche, 1849)	522	24		652
<i>Eurysternus mexicanus</i> (Harold, 1869)		12	7	19
<i>Glaphyrocantion sp</i> (Martínez, 1948)			1	1
<i>Onthophagus incensus</i> (Say, 1835)		5	308	313
<i>Onthophagus landolti</i> (Harold, 1880)		16	167	183
<i>Phanaeus adonis</i> (Harold, 1863)			12	12
<i>Sisyphus mexicanus</i> (Howden, 1965)			187	187
TOTAL	1065	289	1208	2750

6.2.1. Patrones de abundancia

La mayor dominancia fue encontrada en la condición intensiva (Simp = 0.57), esta se encuentra regida por las especies *E. intermedius* y *D. gazella*. En segundo lugar, los sitios silvopastoriles (Simp = 0.50) quedaron ubicados donde la dominancia es

acaparada por *D. gazella*. Para los sitios pertenecientes a la condición de selva (Simp = 0.42) las abundancias se distribuyeron de manera más uniforme entre las especies encontradas, sin embargo, las especies dominantes fueron *A. lecontei* y *O. incensus*.

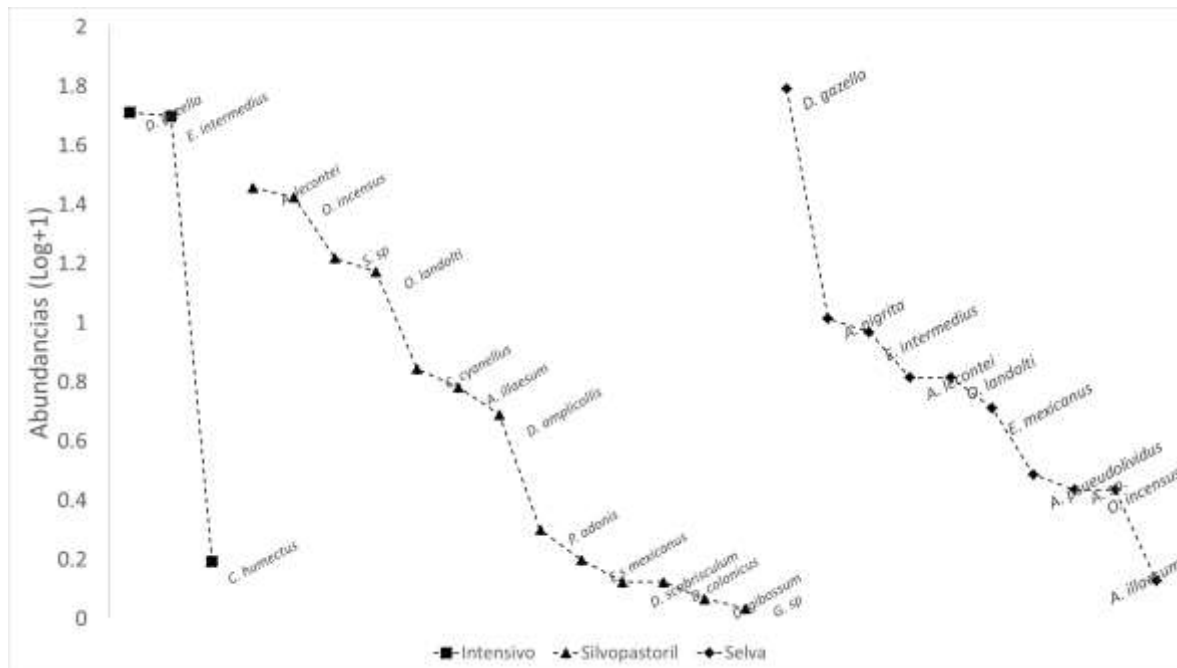


Figura 6. Curvas de rango-abundancia para sitios intensivos, sitios silvopastoriles y sitios de selva. En la parte superior de la gráfica se reporta el valor del Índice de Dominancia de Simpson (Simp) para cada condición. En el eje “y” se indica la abundancia relativa de las especies utilizando una escala Log + 10.

6.3. Diversidad taxonómica

6.3.1. Diversidad Alfa

Al comparar los números efectivos de especies de orden $q=1$, se encontraron diferencias significativas entre condiciones ($X^2 = 110.90$; $df = 2$; $p < 0.05$). La condición con el valor más alto corresponde a los sitios de selva (${}^1D=5.015 \pm 0.11$), seguido de los sitios silvopastoriles (${}^1D=3.674 \pm 1.68$) y finalmente los sitios intensivos (${}^1D=1.952 \pm 0.089$; Cuadro 3). De igual manera, existieron diferencias con la diversidad de orden $q=2$ entre las tres condiciones ($X^2 = 12.56$; $df = 2$; $p = 0.001$), donde los sitios intensivos sobrepasaron a los sitios silvopastoriles quedando ahora en segundo lugar (${}^2D=1.733 \pm 0.57$; Cuadro 3). Con respecto al índice de dominancia de Simpson, también se encontraron diferencias significativas

entre condiciones ($X^2 = 14.823$; $df = 2$; $p = 0.0006$), los sitios intensivos y silvopastoriles mostraron los valores más altos (Cuadro 3).

Cuadro 3. Riqueza y valores obtenidos de los números efectivos de especies ($q=1$ y $q=2$) de escarabajos estercoleros encontrados para cada condición. Las letras en superíndice indican el resultado de la prueba de comparación múltiple de medias ajustada de Bonferroni ($P < 0.05$)

Condición	Riqueza ($q=0$)	Exponencial de Shannon ($q=1$)	Inv. de Simpson ($q=2$)	Simpson
Intensivos	2.272 ± 0.43^A	1.925 ± 0.03^A	1.733 ± 0.57^A	0.572 ± 0.19^A
Silvopastoriles	5.821 ± 2.28^B	3.674 ± 0.19^B	1.595 ± 1.66^B	0.502 ± 0.36^{AB}
Selva	8.780 ± 2.28^C	5.015 ± 0.10^C	2.592 ± 1.24^B	0.428 ± 0.33^B

6.3.3. Diversidad Beta

En composición de especies los sitios con mayor similitud son los sitios silvopastoriles y los sitios de selva al compartir cinco especies. Entre sitios intensivos y silvopastoriles únicamente dos especies fueron compartidas, las cuales corresponden a *D. gazella* y *E. intermedius*. Los sitios intensivos y los sitios de selva no compartieron especies. En el Cuadro 4 se reporta el análisis estadístico de tipo ANOSIM para probar la diferencia significativa entre condiciones. En este análisis se obtiene con el estadístico R es posible determinar de manera cuantitativa la similitud con base a la composición de cada condición. El valor de R denota que, al tener valores más cercanos a uno, existe mayor disimilitud entre condiciones; tal es el caso de los sitios intensivos contra los sitios de selva, los cuales al no compartir especies comprenden un valor más cercano a uno ($R=0.898$, $p < 0.0001$). Es posible observar una mayor similitud entre los sitios silvopastoriles con los intensivos al obtener un valor de R cercano a la media entre 0 y 1.

Mediante el gráfico obtenido a partir del análisis NMDS (Figura 7) se puede observar como la condición silvopastoril, cae en la parte central compartiendo especies con la condición intensiva y de selva, y entre estas dos últimas no existe convergencia de especies. El estrés tipo 1 (*weak ties*) de este análisis fue de 0.087, lo que simboliza una buena representación de los datos.

Cuadro 4. Valores de R obtenidos en el análisis ANOSIM entre las tres condiciones evaluadas. Los valores en sombreado más oscuro pertenecen a resultados obtenidos con el análisis de Jaccard ($p < 0.0001$) y en sombreado más claro aquellos obtenidos con el Índice de Bray-Curtis ($p < 0.0001$).

	Intensivo	Silvopastoril	Selva
Intensivo	0	0.4058	0.898
Silvopastoril	0.4058	0	0.515
Selva	0.898	0.514	0

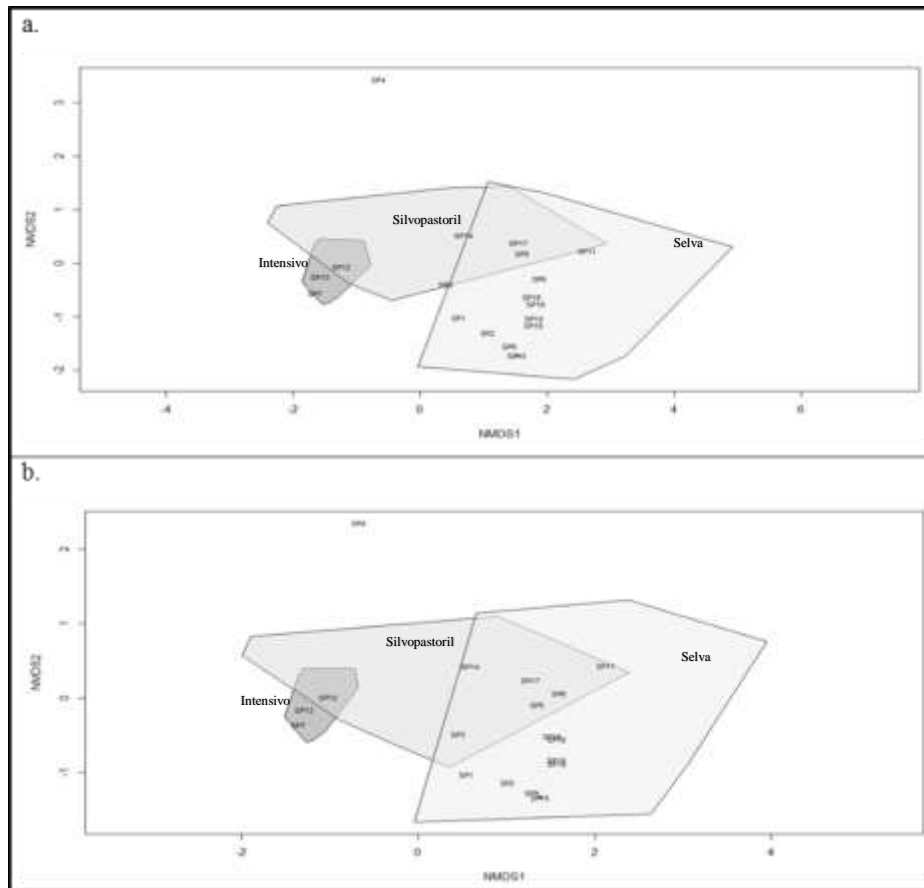


Figura 7. Análisis N-MDS para los sitios de cada condición. Cada polígono permite ejemplificar el agrupamiento del conjunto de datos según la condición a la que pertenecen y como se distribuyen con base a los índices de Bray-Curtis (a) y Jaccard (b).

Por otro lado, con el análisis SIMPER se puede observar que, al comparar los sitios con actividad intensiva de manejo contra las otras dos, sobresalen las dos especies ampliamente dominantes de esta condición: *D. gazella* y *E. intermedius*.

(Cuadro 5). Mientras que al comprar los sitios silvopastoriles con los sitios de selva aparecen dos especies (*O. landolti* y *O. incensus*) las cuales, junto con *D. gazella*, aporta casi al 50% en la disimilitud entre estas condiciones (Cuadro 5).

Cuadro 5. Análisis SIMPER, se muestra la proporción de las especies que, en conjunto, representan más del 50% del total de los valores de disimilitud entre cada comparación en las condiciones de manejo.

SIMPER	Especies	Abundancia promedio (1)	Abundancia promedio (2)	Promedio de disimilitud	SD de disimilitud	% de contribución	Contribución acumulativa
Intensivo ⁽¹⁾ vs Silvopastoril ⁽²⁾	<i>D. gazella</i>	10.33	4.09	34.08	1.55	45.39	45.39
	<i>E. intermedius</i>	10.04	0.56	31.24	1.41	41.6	86.99
Intensivo ⁽¹⁾ vs Selva ⁽²⁾	<i>D. gazella</i>	10.33	0	30.96	1.38	30.96	30.96
	<i>E. intermedius</i>	10.04	0	25.76	1.19	25.76	56.72
Silvopastoril ⁽¹⁾ vs Selva ⁽²⁾	<i>D. gazella</i>	4.09	0	20.02	0.84	21.1	21.1
	<i>O. incensus</i>	0.12	6.42	15.79	1.03	16.64	37.74
	<i>O. landolti</i>	0.37	3.48	12.97	0.96	13.67	51.4

6.2. Diversidad funcional

Con respecto al análisis de diversidad funcional existieron diferencias significativas entre los valores presentados del índice de diversidad funcional FD por las tres condiciones ($p < 0.005$) donde los valores más altos corresponden a los sitios de selva, en segundo lugar, los sitios silvopastoriles y con los valores más bajos los sitios intensivos. (Cuadro 6).

Cuadro 6. Valores referentes al índice de diversidad funcional FD por cada sitio para cada condición evaluada.

Condición	Sitio	FD
Intensivo	1	0.22
	2	0.22
	3	0.33
Silvopastoril	1	0.39
	2	0.51
	3	0.48
Selva	1	0.88
	2	0.62
	3	0.66

Se encontró un total de cinco grupos funcionales considerando a todas las especies de escarabajos estercoleros de la zona de estudio en la Huasteca

Potosina. El primer grupo está conformado por cuatro especies: *D. gazella*, *O. incensus*, *O. landolti*, y *P. adonis*. El segundo grupo está integrado por cinco especies: *A. nigrita*, *A. pseudolivida*, *A. sp*, *E. intermedius*, y *E. mexicanus*). El tercer grupo lo integran las especies *A. illaesus*, y *D. colonicus*. El cuarto grupo 4 está conformado por las especies *A. lecontei*, *D. scabrusculum*, y *D. amplicollis*. El quinto grupo lo conforman cinco especies (*C. cyanellus*, *C. humectus*, *D. gibbosum*, *G. sp*, y *S. submonticullis*, Figura 8).

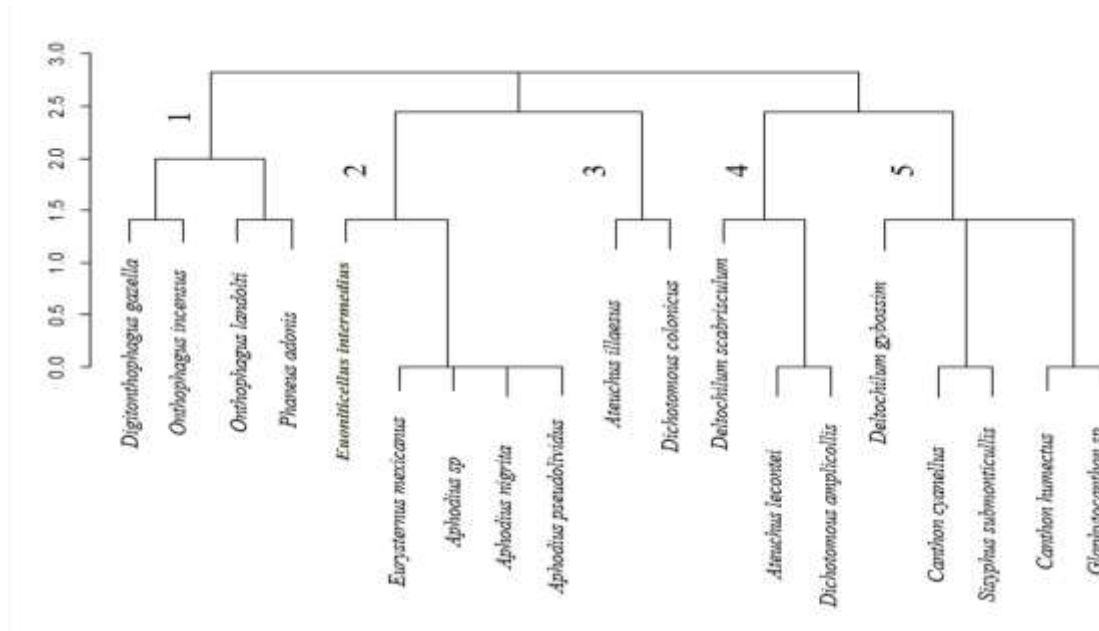


Figura 8. Dendrograma que representa los cinco grupos funcionales de escarabajos estercoleros encontrados en la Huasteca Potosina.

Las 13 especies registradas dentro de los sitios de selva, se encontraron repartidas entre los cinco grupos funcionales. A pesar de que el número de especies de los sitios silvopastoriles se reduce, estos continúan conservándose los cinco grupos funcionales. Por su parte, en los sitios intensivos, el número de grupos funcionales disminuye a tres los cuales se encuentran representados únicamente por una especie cada grupo (Figura 9). A pesar de que en la condición silvopastoril se representan los cinco grupos funcionales, existe poca redundancia entre las especies que pertenecen a un mismo grupo funcional por lo que la desaparición de una especie, eliminaría por completo a dicho grupo funcional.

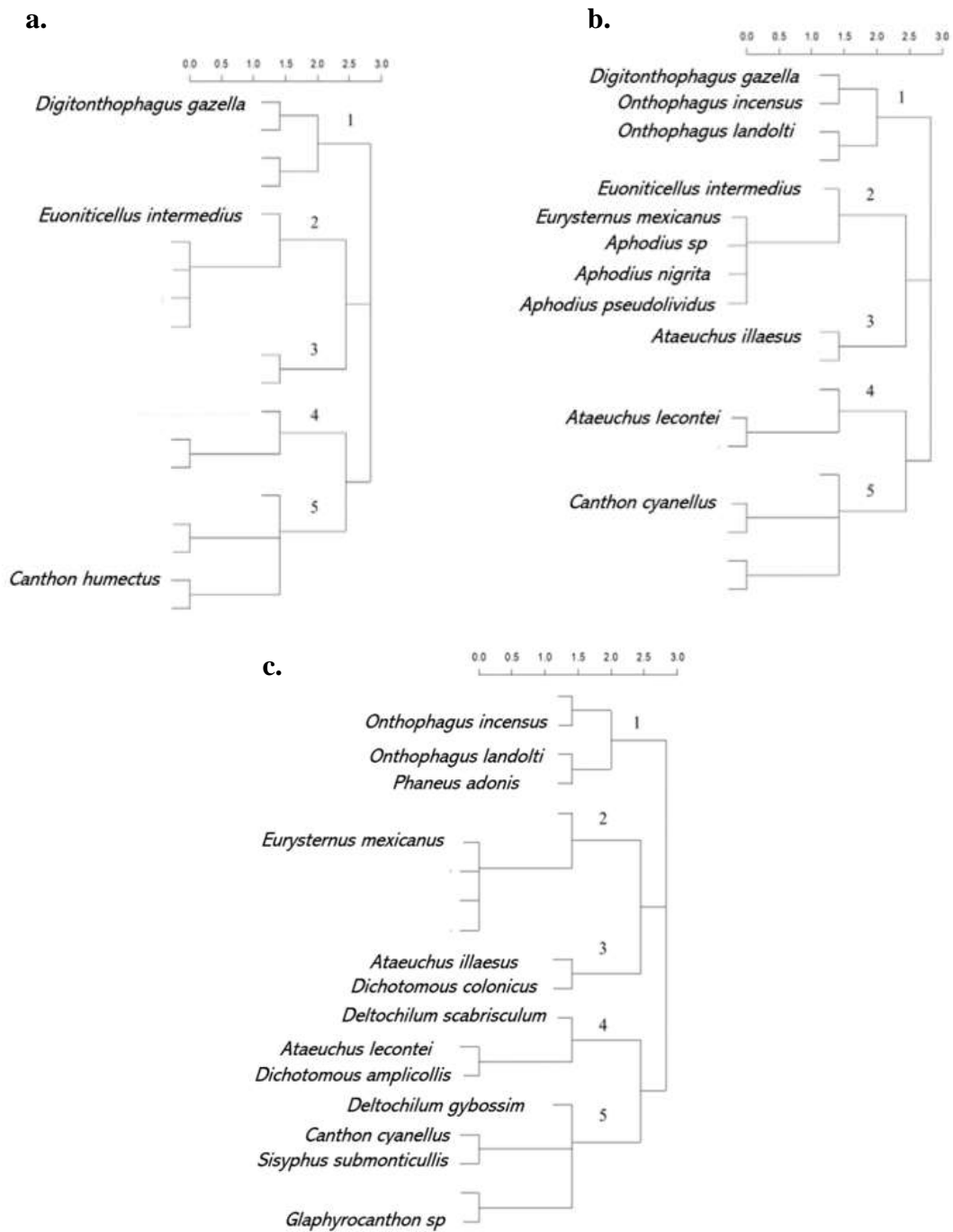


Figura 9. Dendrograma que representa las especies pertenecientes a los grupos funcionales que forman las comunidades de escarabajos estercoleros dentro de cada condición; (a) Intensiva, (b) Silvopastoril y (c) Selva.

En los sitios de selva el anidamiento de tipo telecóprido y paracóprido fue presentado por un mayor número de especies. Para los sitios silvopastoriles existió un mayor número de endocópridos y paracópridos y muy pocos telecópridos. Los sitios intensivos se distribuyeron de manera más equitativa al comprender una especie para cada tipo de anidamiento. Con respecto al horario de actividad las especies diurnas dominaron en los tres tipos de condición. Las especies nocturnas tuvieron nula presencia en sitios intensivos, poca presencia en los sitios silvopastoriles (tres especies), y mayor presencia en los sitios de selva (cinco especies). El comportamiento coprófago resaltó más en ambas condiciones ganaderas y se redujo considerablemente en los sitios de selva con un mayor número de especies generalistas. Los valores mayores de biomasa se presentaron en los sitios de selva, caso contrario ocurrió en los sitios silvopastoriles donde existió un menor número de biomasa. En el caso de los sitios intensivos no existieron valores de biomasa baja (Figura 10).

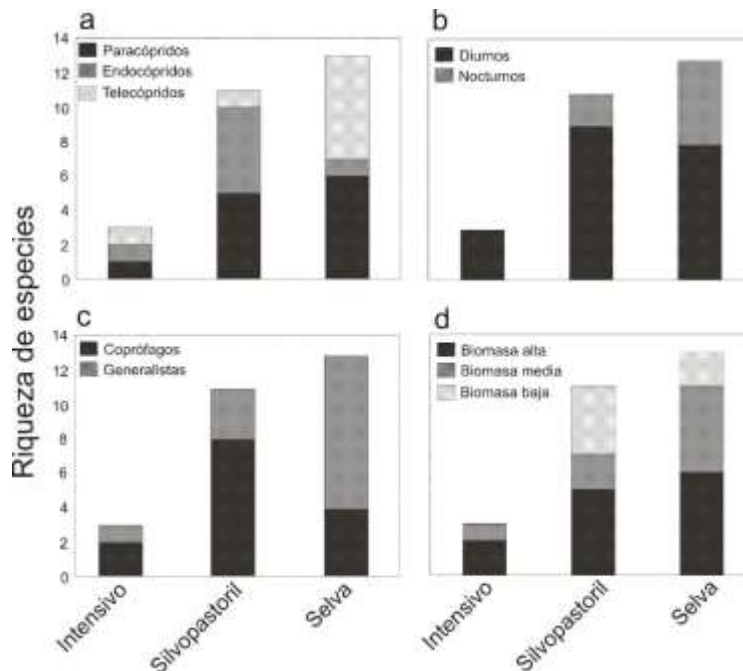


Figura 10. Riqueza de escarabajos estercoleros en cada condición separados por: (a) Relocalización de alimento, (b) Horario de actividad, (c) Dieta, (d) Biomasa.

6.3. Descripción ambiental

Se encontraron diferencias importantes en las variables ambientales. La temperatura media difirió significativamente entre sitios ($F = 785.5$; $p < 0.05$), los sitios intensivos presentaron temperatura mayor, seguidos de los sitios silvopastoriles y en último la condición de selva (Cuadro 6). Así mismo, la humedad varió significativamente ($F = 237.5$; $p < 0.05$) entre condiciones, donde los sitios de selva presentaron mayores porcentajes de humedad, le siguieron los sitios silvopastoriles y por último los sitios intensivos (Cuadro 7).

Con respecto a los valores de humedad, temperatura y compactación del suelo existieron diferencias significativas entre las tres condiciones ($F = 50.19$; $p < 0.05$; $F = 327.9$; $p < 0.05$; $F = 218.9$; $p < 0.05$). La humedad del suelo de los sitios silvopastoriles obtuvo valores más altos, seguido por los sitios intensivos y en menor cantidad los sitios de selva. Para los valores de temperatura de suelo la condición intensiva presentó los valores más altos y en cuanto a compactación del suelo la condición intensiva tuvo el mayor valor promedio (Cuadro 6).

Cuadro 7. Medias obtenidas a partir de los modelos mixtos para las variables ambientales. Las letras en superíndice indican el resultado de la prueba de comparación múltiple de Tukey ($P < 0.05$).

Condición	Temperatura ambiental (°C)	Humedad relativa (%)	Humedad del suelo (%)	Temperatura del suelo (°C)	Compactación (psi)
Intensivo	30.7±0.37 ^A	72.5±1.32 ^A	50.7±4.59 ^A	31.76±0.37 ^A	325.5±13.16 ^A
Silvopastoril	24.6±0.50 ^B	90.1±2.91 ^A	101.06±6.49 ^B	27.40±0.18 ^B	155±12.50 ^B
Selva	24.2±0.50 ^B	92.4±2.91 ^B	41.4±6.49 ^A	25.53±0.18 ^C	48.24±12.50 ^C

El gráfico obtenido a partir del ACC (Figura 8) muestra una clara separación de los ensamblajes a partir de la variación de las variables ambientales. El ACC, en general, explica un 31% la varianza que existe entre las variables ambientales y las especies encontradas dentro de cada condición. En el gráfico del ACC (Figura 11) podemos observar que las especies encontradas en los sitios de selva se adecuan a valores más altos en humedad ambiental. Así mismo, las especies encontradas en la condición intensiva se asocian a valores altos de compactación y temperatura del suelo, así como temperatura ambiental. Para la condición silvopastoril las

especies encontradas dentro de estos sitios están fuertemente influenciadas por valores altos en humedad del suelo. Las tres condiciones difieren sistemáticamente en la composición de las comunidades de escarabajos estercoleros, donde las variables ambientales delimitan en gran medida la ubicación de las especies dentro de cada condición.

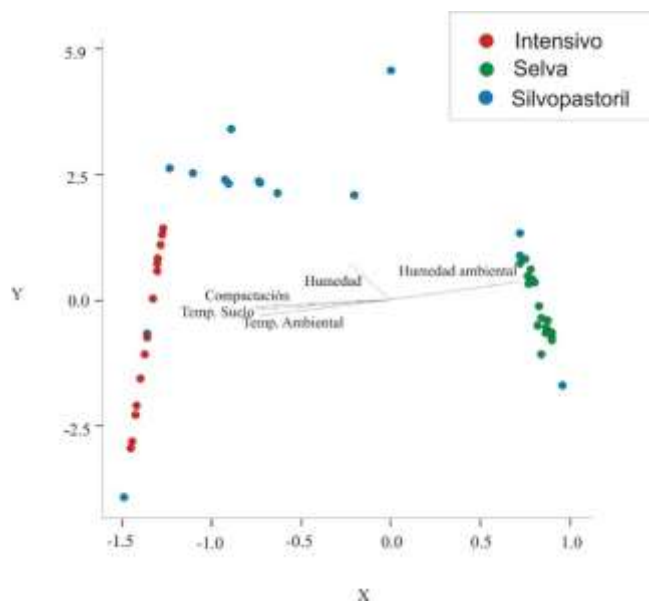


Figura 11. Gráfico de ordenación derivado del Análisis de Correlación Canónica (ACC) mostrando las distancias entre las trampas de escarabajos colectadas dentro de cada condición y los vectores correspondientes a las variables ambientales.

6.4. Disturbio

Como resultado del ACP el primer componente explica el 72.90% de la variación en los datos. A partir de este los sitios fueron jerarquizados y posteriormente reescalados (cuadro 8). Con el modelo de regresión log-lineal se observa que el Índice de Disturbio tuvo un efecto significativo en los valores de riqueza, diversidad de tipo $q=1$ y en el índice FD (Cuadro 9).

Cuadro 8. Índices de Disturbio obtenido a partir del primer componente del ACP e Índices reescalados a valores entre 0 y 100.

Sitios	ID	ID reescalados	Riqueza	$q=1$	FD
Intensivo 1	1.83	77.32	2.00	1.89	0.22
Intensivo 2	3.01	100.00	1.97	1.93	0.22
Intensivo 3	1.89	78.44	2.84	2.04	0.33
Silvopastoril 1	0.24	46.58	6.82	5.39	0.39

Silvopastoril 2	-0.10	40.00	7.06	2.93	0.51
Silvopastoril 3	-0.48	32.66	3.59	2.71	0.48
Selva 1	-2.17	0.00	10.28	4.92	0.88
Selva 2	-2.08	1.77	7.83	5.00	0.62
Selva 3	-2.16	0.16	8.23	5.13	0.66

Cuadro 9. Regresiones obtenidas con el Índice de Disturbio reescalado con el modelo log-lineal con distribución de Poisson para Abundancia y Riqueza y con distribución de Gamma para Diversidad (1 y 2) y FD.

	e.e.	t value	Pr (> t)	P
Abundancia	-0.0256	-0.368	0.0779	
Riqueza	-11.34	-5.374	0.00104	**
Diversidad q=1	-19.992	-3.728	0.00737	**
Diversidad q=2	-0.0165	-0.342	0.0678	
FD	-158.88	-6.416	0.00036	***

6. Discusión

La zona de la Huasteca Potosina se ha convertido en una región perturbada que ha perdido gran parte de su bosque tropical en tan solo veinte años (Dirzo & Miranda, 1991). La causa principal se debe a los procesos de deforestación, la construcción de sistemas de riego y la alta actividad ganadera que se caracterizan en la zona (Siller, *et al.*, 2009). Una gran proporción de las actividades ganaderas en esta región son realizadas de manera intensiva y en grandes magnitudes; por lo que los potreros pertenecientes a esta índole se caracterizan por la alta utilización de herbicidas e insecticidas, la siembra constante de pastos y la implementación de medicamentos veterinarios. No obstante, dentro de esta región también existen potreros los cuales ejercen técnicas de manejo ganadero más tradicionales, sin altas tecnificaciones, las cuales buscan el aprovechamiento de otro tipo de recursos naturales.

El evidente gradiente de manejo derivado de las acciones que llevan a cabo los propietarios de las parcelas, en la región ganadera donde se llevó a cabo este estudio, representa un filtro importante en riqueza y composición de especies de escarabajos estercoleros. Los sitios catalogados como intensivos, comprendieron una riqueza muy pobre de tres especies en comparación con los sitios silvopastoriles y sitios no perturbados de selva. De manera particular, las condiciones propiciadas por los sitios intensivos han permitido la proliferación de dos especies en particular (*D. gazella* y *E. intermedius*), las cuales son consideradas como especies exóticas en México.

Tanto *D. gazella* como *E. intermedius* fueron introducidas en zonas de pastoreo en Texas en E.U.A durante la década de los años 80 para el control de moscas y la remoción de estiércol debido a la alta acumulación de heces de bovinos (Wood & Kaufman, 2008). Posteriormente, ambas especies al encontrar recursos y condiciones ideales migraron a México, y actualmente existen reportes de su presencia en países como Perú y Colombia (Montes de Oca & Halffter, 1998). *D. gazella* es una especie que tiene preferencia por espacios abiertos y secos por lo que es una buena colonizadora en sitios que carecen de cobertura arbórea (Montes de Oca & Halffter, 1998), tal como ocurre en los sitios ganaderos con manejo

intensivo de la Huasteca Potosina. A su vez, *E. intermedius*, la especie más dominante en las unidades de producción intensiva, puede soportar condiciones edáficas y condiciones climáticas extremas (Rougon & Rougon, 1982). En términos generales la ausencia de la cobertura forestal en los sitios con manejo intensivo genera un aumento de temperatura, disminución en la humedad relativa e incremento en las temperaturas del suelo (ver Cuadro 6). Estas condiciones, a pesar de la constante disponibilidad de estiércol, excluyen a especies nativas y favorecen la dominancia de especies generalistas de fácil adaptación como lo son *D. gazella* y *E. intermedius* (Barragán, *et al.* 2014).

Las condiciones ambientales generadas en los sitios con manejo intensivo influyen significativamente en la en la composición de especies encontradas en sitios de selva ya que esta es remplazada al 100% en los sitios ganaderos con manejo intensivo. Los sitios conservados de selva proveen condiciones ambientales más adecuadas para un mayor número de especies e individuos, los cuales al ocupar todos los nichos disponibles logran evitar que especies exóticas puedan establecerse, como ocurrió en este estudio al registrar 13 especies exclusivas de los sitios de Selva. Los resultados obtenidos ponen de manifiesto que al existir valores más bajos de temperatura ambiental y de suelo, así como valores más altos de humedad relativa (Cuadro 6), la selva comprende condiciones idóneas para la coexistencia de especies de mayor tamaño ya que estas requieren de un mayor contenido de humedad para la creación de galerías más profundas (Anduaga, 2004).

Por su parte, en esta región ganadera los sitios con manejo silvopastoril juegan un papel importante en amortiguar el impacto negativo de la ganadería intensiva en la biodiversidad de escarabajos estercoleros, al generar un ambiente heterogéneo permite dar refugio a ciertas especies (Farias, *et al.*, 2015). En este sentido, encontramos que estos sitios (silvopastoriles) mantienen una riqueza de 11 especies, la cual es muy cercana a la registrada en la selva (13 especies). De manera contrastante, en cuanto a los valores de abundancia, se encontró que el número de individuos fue substancialmente menor en los sitios silvopastoriles en

comparación con los intensivos y de selva. Esto podría deberse a que los sitios silvopastoriles no eran únicamente utilizados por el ganado bovino, sino que también existían animales de granja como gallinas y patos. Se sabe que, de los vertebrados, las aves son los depredadores más importantes para los artrópodos y son una amenaza muy común para las poblaciones de escarabajos estercoleros (Young, 1890). Asimismo, al haber árboles dentro de los potreros, existe una mayor posibilidad de anidamiento de aves rapaces (Luke, *et al.*, 2018), las cuales podrían estar menguando la abundancia de escarabajos. Otra razón que permite dar este contraste en abundancias entre los sitios ganaderos recae en la presencia de la especie exótica *D. gazella*, la cual presenta una reproducción exitosa ya que cada hembra puede producir aproximadamente 100 descendientes en toda su existencia (Blume & Aga, 1978).

La transformación de selva en sitios para el establecimiento de ganado requiere del remplazo del bosque nativo por pastizales. Esto genera cambios drásticos en el microclima el cual podría ser uno de los factores que delimitan la distribución de especies de escarabajos estercoleros. A pesar de esto, las prácticas ejercidas dentro de cada unidad de producción han demostrado causar disturbios al ecosistema los cuales se pueden correlacionar con la composición de los escarabajos en esta zona. Comenzando con la siembra de pastos, la frecuencia de siembra en los sitios intensivos se da a mayores tasas (dos a tres veces por año) en comparación con los sitios silvopastoriles (una vez cada año). Esta acción implica una drástica reducción de riqueza y alto remplazo de especies de escarabajos (Korasaki, *et al.*, 2013; Silva, *et al.*, 2016). Las especies que logran adaptarse a los pastizales son especies generalistas que también se adecuan a fragmentos degradados (Silva, *et al.*, 2016). Esta respuesta de remplazamiento entre bosques y pastizales ha sido descrita por Escobar, *et al.* (2007) quienes establecen que el grado de remplazo está dado por la localización geográfica y la historia biogeográfica de las especies.

En la región de estudio, se observó que la comunidad de escarabajos estercoleros asociada a la selva, ha ido perdiendo especies conforme aumenta la

degradación de los sitios, esto ha creado que la similitud en las comunidades sea mayor en los sitios de selva con los sitios silvopastoriles. En estos últimos a pesar de que aparecen las dos especies exóticas, existe una coexistencia con las otras especies de la familia Scarabaeidae. Horgan (2008) menciona que el ensamblaje de los escarabajos estercoleros en espacios transformados por la ganadería no se da de manera aleatoria, si no que se encuentra estructurado a través del limitado número de recursos. En este caso, las especies encontradas en la condición silvopastoril muestran una relación fuerte con la baja intensidad de manejo ganadero y la presencia de cierta densidad de plantas y árboles.

Con respecto a la distribución de los grupos funcionales, podemos encontrar que el patrón observado en la diversidad es recurrente. Se observó que los sitios de selva junto con los silvopastoriles albergan los cinco grupos funcionales. No obstante, en los silvopastoriles existe poca redundancia entre las especies que les conforman, esto se debe a que hay especies que representan únicamente a un grupo funcional, en contraste con los grupos de selva los cuales se conforman por varias especies. Esto vuelve, a los grupos encontrados en la condición silvopastoril, como altamente susceptibles ante algún cambio drástico en las poblaciones actuales. De manera general, la importancia de incorporar el análisis funcional, nos permite vincular las funciones que estos organismos realizan en el ecosistema y como observar como estos cambian en función del manejo. Por ejemplo, la ausencia de telecópridos en el ecosistema disminuye la reincorporación de nutrientes (p.ej. la transferencia de C en el suelo) evitando su ejecución, la dispersión de semillas, la creación galerías o túneles profundos, así como el valor nutrimental de hierbas (Braga, *et al.*, 2013; Hea *et al.*, 2005, Menéndez, *et al.*, 2016; Nichols, *et al.*, 2008). De la misma manera los valores de biomasa, al ser considerada como un indicador adecuado para expresar la funcionalidad de las especies de escarabajos estercoleros en el ecosistema, estipula que especies de mayor tamaño y con grandes tamaños poblacionales presentan mayor remoción de estiércol (Ortega-Martínez, *et al.*, 2016; Shahabuddin, *et al.*, 2010). Siendo así que, los sitios silvopastoriles, a pesar de presentar valores menores en abundancia, podrían

adquirir una remoción mayor de estiércol en comparación con los sitios intensivos, al albergar biomasa medias, pero con la presencia de telecópidos.

Por otro lado, al relacionar los parámetros de diversidad con el índice de disturbio, pudimos observar que existe una correlación negativa, y que, al aumentar el valor del índice disminuyen los valores de riqueza, diversidad taxonómica y diversidad funcional. Los sitios que constituyen la condición intensiva utilizan una marca similar de herbicidas para la eliminación de maleza, hierbas y arbustos espinosos; cuyo ingrediente activo es el 2-4D. Los administradores de estos sitios reportan una única utilización de este compuesto al año en cantidades aproximadas de dos litros por hectárea. González-Tokman., *et al* (2017), han reportado previamente que la utilización de herbicidas con 2-4D, no representa una amenaza para *E. intermedius* gracias a su gran adaptabilidad, adquiriendo el papel como dominante. En ranchos ganaderos del estado de Veracruz, también se ha estudiado el efecto de este compuesto sobre los escarabajos y se ha reportado que presenta efectos negativos sobre especies nativas o especialistas al disminuir los tamaños poblacionales (Martínez, *et al.*, 2001). Los encargados de los sitios silvopastoriles, a diferencia de la acción realizada en los sitios intensivos, realizan la remoción de hierbas y malezas mediante la ejecución de chapoleos constantes con la utilización de machetes.

El tipo de insecticida utilizado por los administradores de los ranchos de índole intensiva tiene como ingrediente activo el *difenacoum*. Actualmente no existen estudios que reporten el efecto de este compuesto sobre los escarabajos estercoleros u otro tipo de fauna edáfica. Sin embargo, a groso modo se sabe que el uso de insecticidas reduce los tamaños poblacionales de diferentes insectos a causa de alteraciones en los patrones respiratorios, las tasas metabólicas y las tasas de pérdidas de agua (Mänd & Karise, 2015).

Por su parte, en cuanto a los desparasitantes, el efecto de la ivermectina sobre las comunidades de escarabajos estercoleros, ha sido estudiado ampliamente y ha demostrado que este grupo de lactonas macrocíclicas son altamente tóxicas para estos organismos (González-Tokman *et al.*, 2017; Madsen

et al., 1990; Martínez, *et al.* 2000; Martínez & Lumaret, 2006; Martínez, *et al.* 2017; Martínez *et al.*, 2017; Tonelli *et al.*, 2017; Verdú *et al.*, 2015). En los sitios intensivos confirman su utilización desde hace varias décadas (desde 1950 aproximadamente) y desconocen los efectos que estos compuestos pueden traer hacia el ambiente. Los entrevistados reportan una frecuencia de utilización de dos veces por año en dosis promedio de 0.03 ml/kg en vacas adultas.

Al igual que en los potreros de Veracruz (Martínez, *et al.*, 2017) la venta de ivermectinas no se encuentra regulada en esta zona y que de acuerdo a la NOM-064-ZOO-2000 (DOF,2003), la cual se refiere a la Regulación de los productos de uso veterinario, se establece que el uso de compuestos, como la ivermectina, debería ser adquirida bajo prescripción médica. Esto marca la pauta de que los suelos y el ecosistema en esta región alberga valores altos de ivermectina pudiendo tener efectos de legado sobre las comunidades de escarabajos. De manera contraria, en los sitios silvopastoriles utilizan otro tipo, el albendazol, el cual ha demostrado no tener efectos nocivos sobre las comunidades de escarabajos estercoleros (Lumaret & Martínez-Morales, 2005). La preferencia, por parte de los ganaderos, en la utilización de este tipo de compuestos se debe a una reducción en costos.

El entendimiento de los efectos que ejercen el disturbio en el ecosistema, es ampliamente comprendido, cuando se vinculan los aspectos físicos y sociales los cuales se manifiestan en la toma de decisiones (Reynolds & Stafford, 2002). Se pudo constatar que en los sitios con manejo silvopastoril las decisiones son tomadas por familias, cuyo propósito principal es la venta y el consumo local del ganado bovino. Al no destinar el ganado a empresas de carácter internacional, como usualmente ocurrió en los sitios con manejo intensivo, el manejo esta dado de manera más tradicional y con menor perturbación al ecosistema. Los entrevistados documentan que las actividades ganaderas ejercidas dentro de sus parcelas se han practicado desde hace varias generaciones, por lo que muchas de las técnicas implementadas se han heredado a través de varias generaciones.

Los resultados aquí obtenidos concuerdan con otros estudios donde estipulan que, tanto las prácticas de manejo ganadero de baja intensidad como los sistemas silvopastoriles, favorecen a las comunidades de escarabajos estercoleros (Arellano *et al.*, 2013; Barragán *et al.*, 2011; Farias *et al.*, 2015; Giraldo *et al.*, 2011). Sin embargo, la respuesta en la estructura de las comunidades de escarabajos estercoleros puede estar delimitada por las particularidades en cuanto a cómo se manejan las parcelas. Los ganaderos pueden tomar la decisión de usar diferentes tipos de insumos, de remover cierto tipo de vegetación, de aumentar el número de cabezas de ganado y todo esto dependerá de un gran número de variables y del contexto en el que vivan. Es por esto, que se hace énfasis en que para evaluar el efecto que tienen las actividades antrópicas en el ecosistema se torna fundamental conocer la vinculación existente entre los aspectos ecológicos y sociales a un nivel local (Verburg, *et al.*, 2016)

7. Conclusiones

Se enlista una serie de puntos que incluyen reflexiones a considerar en la toma de decisiones y/o trabajos futuros sobre este tema:

- La estructura y la composición de las comunidades de escarabajos estercoleros en los sitios ganaderos de la Huasteca Potosina se encuentra delimitada por las diferentes técnicas de manejo ejercidas dentro de cada unidad de producción.
- Los sitios con valores más altos en compactación del suelo favorecen a los endocópridos. Los paracópridos se encuentran favorecidos por una alta disponibilidad de excremento, así como la presencia de cierta cobertura arbórea. Los telecópridos se encuentran mayormente limitados por las condiciones propiciadas por los sitios de selva.
- La presencia de *D. gazella* y *E. intermedius* en los sitios intensivos permite que estas especies ocupen nichos vacíos, los cuales fueron abandonados por especies nativas que se encontraban en los sitios cuando eran aún zonas de bosque. Con su presencia estos pueden cumplir funciones que pudieron haberse perdido con la transformación del hábitat.
- Los sistemas silvopastoriles pueden cumplir un efecto buffer ante los efectos adversos que crea la expansión rápida de áreas abiertas y la consecuente reducción de selva generada por los sistemas convencionales.
- Los cambios micro-climáticos tras la conversión de bosque en zonas de potreros actúan como limitantes para el desarrollo de los escarabajos estercoleros, disminuyendo valores de diversidad tanto taxonómica como funcional.
- La combinación de la intensa actividad pecuaria con la preservación del hábitat natural y, además, la inclusión de sistemas de tipo silvopastoril comprende un amplio rango de diversidad de este grupo de coleópteros en la zona.

8. Bibliografía

- Aguirre, C. A., Miranda, L., Treviño, E., Jiménez, P., Aguirre, O., González, M., & Pompa, M. (2011). Tasa de deforestación en San Luis Potosí, México (1993-2007). *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 201-215. <http://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2011.06.044>
- Anduaga, S. (2004). Impact of the Activity of Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) Inhabiting Pasture Land in Durango, Mexico. *Environmental Entomology*, 33(5), 1306–1312. <http://doi.org/10.1603/0046-225X-33.5.1306>
- Arellano, L., León-Cortés, J. L., Halffter, G., & Montero, J. (2013). Acacia woodlots, cattle and dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in a Mexican silvopastoral landscape. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(2), 650–660. <http://doi.org/10.7550/rmb.32911>
- Balant, G., & Courtiade, B. (1992). Modeling Bird Communities Landscape Patterns Relationships in a Rural Area of South-Western France. *Landscape Ecology*, 6(3), 195–211. <http://doi.org/10.1007/BF00130031>
- Barragán, F., Moreno, C. E., Escobar, F., Bueno-Villegas, J., & Halffter, G. (2014). The impact of grazing on dung beetle diversity depends on both biogeographical and ecological context. *Journal of Biogeography*, 41(10), 1991–2002. <http://doi.org/10.1111/jbi.12351>
- Barragán, F., Moreno, C. E., Escobar, F., Halffter, G., & Navarrete, D. (2011). Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. *PLoS ONE*, 6(3). <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0017976>
- Bates, D., Bolker, B., Walker, S., Singmann, H., Dai, B., Scheipl, F., Green, P. (2017). Package 'lme4.' <http://doi.org/10.2307/2533043>
- Bicknell, J. E., Phelps, S. P., Davies, R. G., Mann, D. J., Struebig, M. J., & Davies, Z. G. (2014). Dung beetles as indicators for rapid impact assessments: Evaluating best practice forestry in the neotropics. *Ecological Indicators*, 43, 154–161. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.030>
- Blume, R., Aga, A. (1978). Onthophagus gazelle: Progress of experimental releases in South Texas. *Folia Entomologica Mexicana*. 39-40: 190-191.
- Bornemissza, F. (1976). The Australian dung beetle project. 1965-1975. *Australian*

Meat Research Committee Review, 30:1-32

- Bornemissza, G. F. (1970). Insectary Studies on the Control of Dung Breeding Flies By the Activity of the Dung Beetle, *Onthophagus Gazella* F. (Coleoptera: Scarabaeinae). *Australian Journal of Entomology*, 9(1), 31–41.
<http://doi.org/10.1111/j.1440-6055.1970.tb00767.x>
- Braga, R. F., Korasaki, V., Andresen, E., & Louzada, J. (2013). Dung Beetle Community and Functions along a Habitat-Disturbance Gradient in the Amazon: A Rapid Assessment of Ecological Functions Associated to Biodiversity. *PLoS ONE*, 8(2). <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0057786>
- Brown, J., Scholtz, C. H., Janeau, J. L., Grellier, S., & Podwojewski, P. (2010). Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) can improve soil hydrological properties. *Applied Soil Ecology*, 46(1), 9–16.
<http://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.05.010>
- Brunson, M. W. (2012). The Elusive Promise of Social-Ecological Approaches to Rangeland Management. *Rangeland Ecology & Management*, 65(6), 632–637. <http://doi.org/10.2111/REM-D-11-00117.1>
- Cambefort Y. & Hanski I. (1991). Dung Beetle Population Biology. *Dung Beetle Ecology*. 36-50. Princeton University Press.
- Chazdon, R. L. (2008). Beyond Deforestation: Restoring Degraded Lands. *Communities*, 1458(2008), 1458–1460.
<http://doi.org/10.1126/science.1155365>
- Chapin, F.S., Zavaleta, E., Eviner, E., Naylor, R., Vitousek, P., Reynolds, H., Hooper, D., Lavorel, S., Sala, O., Hobbie, S., Mack, M., Díaz, S. Consequences of changing biodiversity. *Nature*. 405, 234-242
- Colwell, R. (2009). *Estimates 8.2. User's Guide*. USA: Department of Ecology & Evolutionary Biology, University of Connecticut.
- Collins, S., Benning, T., (1996). Spatial and temporal patterns in functional diversity. *Biodiversity: A Biology of Numbers and Differences*, pp 253-280. Oxford Blackwell Scientific
- Cornelissen, J., Lavorel, S., Garnier, E., Diaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D, Pooter, H. (2003). Handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Aust J Bot* A handbook of

- protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 51(4), 335–380.
<http://doi.org/10.1071/BT02124>
- Cultid, C. A., Medina, C. A., Martínez, B. G., Escobar, A. F., Constantino, L. M., & Betancur, N. J. (2012). Escarabajos coprófagos (Scarabaeinae) del eje cafetero: Guía para el estudio etológico. (Ed.) WCS, CENICAFE & Federación Nacional de Cafeteros de Colombia. Villa Maria, Caldas, Colombia.
- Davis, A., Swemmer, A., Scholtz, C., Deschodt, C., & Tshikae, B. (2014). Roles of environmental variables and land usage as drivers of dung beetle assemblage structure in mopane woodland, 313–327. <http://doi.org/10.1111/aec.12081>
- Deconchat, M., Gibon, A., Cabanettes, A., du Bus de Warnaffe, G., Hewison, M., Garine, E., Balent, G. (2007). How to Set Up a Research Framework to Analyze Social–Ecological Interactive Processes in a Rural Landscape. *Ecology and Society*, 12(1): 15.(1). <http://doi.org/15>
- Delgado, C., Rosegrant, M., & Meijer, S. (2001). Livestock to 2020: The revolution continues. *Annual Meetings of the International Agricultural Trade Research Consortium*. 1–38. Recuperado de:
<http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/14560/1/cp01de01.pdf>
- Dirzo R., Miranda A. (1991). Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: A case study of the possible consequences of contemporary defaunation. *Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions*. 273-287, John Wiley and Sons, Nueva York, EUA.
- Escobar, F., Halffter, G., & Arellano, L. (2007). From forest to pasture: An evaluation of the influence of environment and biogeography on the structure of dung beetle (Scarabaeinae) assemblages along three altitudinal gradients in the Neotropical region. *Ecography*, 30(2), 193–208.
<http://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.04818.x>
- FAO. (2006). Livestock's long shadow - environmental issues and options. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*, 3(1), 1–377.
<http://doi.org/10.1007/s10666-008-9149-3>
- FAO. (2015). *Principles for the assessment of livestock impacts on biodiversity*

DRAFT FOR PUBLIC REVIEW Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership Principles for the assessment of livestock impacts on biodiversity. Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership. Rome, Italy.

- FAO. (2017). Livestock and the environment [En línea]. Recuperado de: <http://www.fao.org/livestock-environment/en/> [Consultado 28 de marzo del 2017].
- Farias, P. M., Arellano, L., Hernández, M. I. M., & Ortiz, S. L. (2015). Response of the copro-necrophagous beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) assemblage to a range of soil characteristics and livestock management in a tropical landscape. *Journal of Insect Conservation*, 19(5), 947–960. <http://doi.org/10.1007/s10841-015-9812-3>
- Fincher, G. T. (1973). Nidification and Reproduction of *Phanaeus* Spp . in Three Textural Classes of Soil (Coleoptera: Scarabaeidae). *The Coleopterists Bulletin*, 27(1), 33–37.
- Floate, K. D., Wardhaugh, K. G., Boxall, A. B. A., & Sherratt, T. N. (2005). Fecal residues of veterinary parasiticides: Nontarget Effects in the Pasture Environment. *Annual Review of Entomology*, 50(1), 153–179. <http://doi.org/10.1146/annurev.ento.50.071803.130341>
- Gerber, P., Mooney, H., Dijkman, J., Tarawali, S., & Haan de, C. (2010). *Livestock in a Changing Landscape. Livestock in a changing landscape: Experiences and regional perspectives* (Vol. 2). United States of America: IslandPress.
- Giraldo, C., & Calle, Z., (2011). The adoption of silvopastoral systems promotes the recovery of ecological processes regulated by dung beetles in the Colombian Andes. *Insect Conservation and Diversity*.115–122. <http://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00112.x>
- Gitay, H., Wilson, J. B., Lee, W. G., Gitay, H., Wilson, J. B., & Leet, W. G. (1996). Species Redundancy: A Redundant Concept. *Journal of Ecology*, 84(1), 121–124.
- González-Alvarado, A-. Medina-Uribe, C. (2016). Listado de especies de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) de

- bosque seco de Colombia. *Biota Colombiana*. 16(1) 12, <http://10.21068/c0001>.
- González-Tokman, Daniel, Martínez, I. M., Farrera, A., Ortiz-Zayas, M. del R., & Lumaret, J.-P. (2017). Effects of an herbicide on physiology, morphology, and fitness of the dung beetle *Euoniticellus intermedius* (coleoptera: scarabaeidae). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(1), 96–102. <http://doi.org/10.1002/etc.3498>
- González-Tokman, D., Imelda Martínez, M., Villalobos-Ávalos, Y., Munguía-Steyer, R., Ortiz-Zayas, M. del R., Cruz-Rosales, M., & Lumaret, J.-P. (2017). Ivermectin alters reproductive success, body condition and sexual trait expression in dung beetles. *Chemosphere*. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.013>
- Griffiths, H. M., Louzada, J., Bardgett, R. D., Beiroz, W., França, F., Tregidgo, D., & Barlow, J. (2015). Biodiversity and environmental context predict dung beetle mediated seed dispersal in a tropical forest field experiment. *Ecology*, 96(6), 1607–1619. <http://doi.org/10.1890/14-1211.1>
- Halffter, G. (1991). Historical and ecological factors determining the geographical distribution of beetles 1 (coleoptera: scarabaeidae : scarabaeinae) If we wish to investigate the biogeography of communities , the first thing ago , the answer was very clear . Frederic E. *Folia Entomológica Mexicana*, 82(D), 195–238.
- Halffter, G., & Arellano, L. (2002). Response of Dung Beetle Diversity to Human-induced Changes in a Tropical Landscape. *BIOTROPICA.*, 34(1), 144–154.
- Halffter, G., & Edmonds, W. D. (1983). The Nesting Behavior of Dung Beetles (Scarabaeinae). An Ecological and Evolutive. *Journal of the New York Entomological Society*, 91(4), 512–515.
- Halffter, G., & Favila, M. E. (1993). The Scarabaeinae (Insecta : Coleoptera), an animal group for analysing , inventorying. *Biology International*, 27(Julio).
- Hammer, T. J., Fierer, N., Hardwick, B., Simojoki, A., Slade, E., Taponen, J., Roslin, T. (2016). Treating cattle with antibiotics affects greenhouse gas emissions, and microbiota in dung and dung beetles. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1831), 20160150.

<http://doi.org/10.1098/rspb.2016.0150>

- Hea, S. B., Lee, J. H., Oh, S. K., Young, E. N., Yong, S. J., & Won, H. K. (2005). Effects of paracoprid dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) on the growth of pasture herbage and on the underlying soil. *Applied Soil Ecology*, 29(2), 165–171. <http://doi.org/10.1016/j.apsoil.2004.11.001>
- Horgan, F. G. (2008). Dung beetle assemblages in forests and pastures of El Salvador: A functional comparison. *Biodiversity and Conservation*, 17(12), 2961–2978. <http://doi.org/10.1007/s10531-008-9408-2>
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2015). Primer Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. INECC/SEMARNAT, México.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2007). Censo agrícola, ganadero y forestal 2007. Disponible en: <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/tabuladosbasicos/default.aspx?c=17177&s=est> [Consultado el 17 de marzo de 2017].
- Johnson, J. S., Abuajamieh, M., Fernandez, M. V. S., Siebert, J. T., Stoakes, S. K., Nteeba, J., Baumgard, L. (2015). *Climate Change Impact on Livestock: Adaptation and Mitigation*. New York: Springer
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Jost, L. (2010). The relation between evenness and diversity. *Diversity*, 2(2), 207–232. <http://doi.org/10.3390/d2020207>
- Kindt, R., & Coe, R. (2005). Tree diversity analysis. *A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF). Kenya.
- Korasaki, V., Braga, R. F., Zanetti, R., Moreira, F. M. S., Vaz-de-Mello, F. Z., & Louzada, J. (2013). Conservation value of alternative land-use systems for dung beetles in Amazon: Valuing traditional farming practices. *Biodiversity and Conservation*, 22(6–7), 1485–1499. <http://doi.org/10.1007/s10531-013-0487-3>
- Laliberte, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring

- functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299–305.
- Lambin, E. F., Geist, H. J., & Lepers, E. (2003). Dynamics of Land-Use and Land-Cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, 28(1), 205–241.
<http://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>
- Legendre, P., & Legendre, L. (1988). Numerical Ecology. *Developments in Environmental Modelling*. 24, 870.
<http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Losey, E. J., & Vaughan, M. (2006). The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *Bioscience*, 56(4), 311.
- Luke, S., Slade, E., Gray, C., Annammala, K., Drewer, J., Williamson, J., Agama, A., Ationg, M., Mitchell, S., Vairappan, C., Struebig, M. (2018). Riparian buffers in tropical agricultura: scientific support, effectiveness and directions for policy. *Journal of Applied Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13280>
- Lumaret, J.-P., & Martínez-Morales, I. (2005). El Impacto de Productos Veterinarios Sobre Insectos Coprófagos: Consecuencias Sobre La Degradación Del Estiércol En Pastizales. *Acta Zoológica Mexicana*, 21(3), 137–148.
- Madsen, M., Nielsen, B. O., Holter, P., Pedersen, O. C., Jespersen, J. B., Jensen, K., Gronvold, J. (1990). Treating cattle with ivermectin: effects on the fauna and decomposition of dung pats. *Journal of Applied Ecology*, 27(1), 1–15.
<http://doi.org/10.2307/2403564>
- Magurran, A. E. (2004). Measuring Biological Diversity. *United Kingdom: Blackwell Science*. Retrieved from
<http://www.wiley.com/WileyCDA/WileyTitle/productCd-0632056339.html>
- Mahecha, L. (2003). Importancia de los sistemas silvopastoriles y principales limitantes para su implementación en la ganadería colombiana. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 16 (1), 11-18.
- Mänd, M., Karise, R. (2015). Recent insights into sublethal effects of pesticides on insect respiratory physiology. *Open Access Insect Physiology*, 31.

<http://doi.org/10.2147/OAIP.S68870>

Manning, P., Slade, E. M., Beynon, S. A., & Lewis, O. T. (2016). Functionally rich dung beetle assemblages are required to provide multiple ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 218, 87–94.

<http://doi.org/10.1016/j.agee.2015.11.007>

Martin, G. (2004). *Ethnobotany: A methods manual*.

<http://doi.org/10.4324/9781849775854>

Martínez, I., CRuz, M., & LUmaret, R. J. (2000). *Ataenius Apicalis* Hinton Y *Ataenius Sculptor* Harold (Scarabaeidae: Aphodiinae: Eupariini). *Acta Zoológica Mexicana*, 196, 185–196.

Martínez, I., & Lumaret, J. P. (2006). Las prácticas agropecuarias y sus consecuencias en la entomofauna y el entorno ambiental. *Folia Entomológica Mexicana*, 45(1), 57–68.

Martínez, I. M., Lumaret, J., Cruz, M. R. (2001). Suspected side effects of a herbicide on dung beetle populations (Coleoptera: Scarabaeidae). *Folia entomológica Mexicana*. 324, 989–994.

Martínez, I., Ramírez-hernández, A., Lumaret, J. (2017). Medicinas veterinarias, plaguicidas y los escarabajos del estiércol en la Zona Tropical de Palma Sola, Veracruz, México. *Society of Southwestern Entomologist*, 42, 563–574.

Martínez M., I., Lumaret, J.-P., Ortiz Zayas, R., Kadiri, N. (2017). The effects of sublethal and lethal doses of ivermectin on the reproductive physiology and larval development of the dung beetle *Euoniticellus intermedius* (Coleoptera: Scarabaeidae). *The Canadian Entomologist*, 149(04), 461–472.

<http://doi.org/10.4039/tce.2017.11>

Martorell, C., & Peters, E. M. (2005). The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation* 124, 199–207. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.025>

Menéndez, R., Webb, P., & Orwin, K. H. (2016). Complementarity of dung beetle species with different functional behaviours influence dung-soil carbon cycling. *Soil Biology and Biochemistry*, 92. <http://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.10.004>

Montes de Oca, E., & Halffter, G. (1998). Invasion of Mexico by two dung beetles

- previously. *Stud Neotrop Fauna & Environm*, 33, 37–45.
- Montoya-Molina, S., Giraldo-Echeverri, C., Montoya-Lerma, J., Chará, J., Escobar, F., & Calle, Z. (2016). Land sharing vs. land sparing in the dry Caribbean lowlands: A dung beetles' perspective. *Applied Soil Ecology*, 98, 204–212. <http://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.10.017>
- Neita, J. C., & Escobar, F. (2012). The potential value of agroforestry to dung beetle diversity in the wet tropical forests of the Pacific lowlands of Colombia. *Agroforestry Systems*, 85(1), 121–131. <http://doi.org/10.1007/s10457-011-9445-9>
- Nichols, E. S., & Gardner, T. A. (2009). Chapter 13 Dung beetles as a candidate study taxon in applied biodiversity conservation research. In *Ecology and evolution of dung beetles* (pp. 1–38).
- Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezcuita, S., & Favila, M. E. (2008). Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation*, 141(6), 1461–1474. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.011>
- Odadi, W. O. (2017). Vegetation, wildlife, and livestock responses to planned grazing management in an African pastoral landscape. <http://doi.org/10.1002/ldr.2725>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Mcglinn, D., Oksanen, M. J. (2018). Package “vegan.” Retrieved from <https://github.com/vegandevs/vegan/issues%0Ahttps://github.com/vegandevs/vegan/issues%0Ahttps://github.com/vegandevs/vegan/issues>
- Ortega-Martínez, I. J., Moreno, C. E., & Escobar, F. (2016). A dirty job: manure removal by dung beetles in both a cattle ranch and laboratory setting. *Entomología Experimentalis et Applicata*, 161(1), 70–78. <http://doi.org/10.1111/eea.12488>
- Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*, 325(June), 1–53.
- Penttilä, A., Slade, E. M., Simojoki, A., Riutta, T., Minkkinen, K., & Roslin, T. (2013). Quantifying Beetle-Mediated Effects on Gas Fluxes from Dung Pats.

- PLoS ONE*, 8(8), 1–8. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0071454>
- Perez, R. (2008). El Lado Oscuro De La Ganadería. *Problemas de Desarrollo*, (39), 217–227.
- Petchey, O., & Gaston, K. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5, 402–411.
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2006). Functional diversity: Back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9(6), 741–758. <http://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>
- Pimentel, D., & Kounang, N. (2017). Ecology of Soil Erosion in Ecosystems. *Ecosystems*, 1(5), 416–426.
- Renzo, J., Pla, L., Casanoves, F. (2012). Quantifying Functional Biodiversity. *Springer Briefs in Environmental Science*. <http://doi.org/10.1007/978-1-4614-1040-9>
- Reyes Hernández, H., Aguilar Robledo, M., Aguirre Ribera, J. R., & Trejo Vázquez, I. (2006). Cambios en la cubierta vegetal y uso del suelo en el área Land cover and land use change in the Pujal-Coy project area, San Luis Potosí, México, 1973-2000. *Investigaciones Geográficas*, (59), 26–42.
- Reynolds, J. F., & Stafford D. M. (2002). Do Humans Cause Deserts? *Global Desertification: Do Humans Cause Deserts?*, 1–21.
- Robinson, T.P., Thornton P.K., Franceschini, G., Kruska, R.L., Chiozza, F., Notenbaert, A., Cecchi, G., Herrero, M., Epprecht, M., Fritz, S., You, L., Conchedda, G. & See, L. 2011. *Global livestock production systems*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and International Livestock Research Institute (ILRI): 10-18
- Rougon, D. & C. Rougon 1982. Le comportement nidifié cateur des Coléoptères Sca-rabaeinae Oniticellini en zone sahélienne. *Bulletin de la Société Entomologique de France* 87: 272-279
- Villéger, N. W. H. Mason, D. M. (2008). New Multidimensional Functional Diversity Indices for a Multifaceted Framework in Functional Ecology Published by: Ecological Society of America content in a trusted digital archive. *America*, 89(8), 2290–2301.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folke, C., & Walker, B. (2001).

- Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413(6856), 591–596.
<http://doi.org/10.1038/35098000>
- Schroth, G., Fonseca, G., Harvey, C., Gascon, C., Vasconcelos, H., & Izac, A.-M. (2004). *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Washington, DC: Island Press.
- Shahabuddin, Hidayat, P., Manuwoto, S., Noerdjito, W. A., Tschardtke, T., & Schulze, C. H. (2010). Diversity and body size of dung beetles attracted to different dung types along a tropical land-use gradient in Sulawesi, Indonesia. *Journal of Tropical Ecology*, 26(1), 53–65.
<http://doi.org/10.1017/S0266467409990423>
- SIAP, Sistema de Información Agroalimentaria y Pesca. (2013). Una mirada al panorama agroalimentario de México y el mundo. [En línea]. Disponible en: http://www.sagarpa.gob.mx/Delegaciones/morelos/Documents/2013/Difusion/001_dif_SIPA.pdf [Consultado 28 de marzo del 2017].
- Siller, M., Servín, C., Galindo, G., & Mejía, J. (2009). Implicaciones territoriales del fenómeno de la sequía en la huasteca potosina. *Espaciotiempo* 4. 56–67.
- Silva, R. J., Storck-Tonon, D., & Vaz-de-Mello, F. Z. (2016). Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) persistence in Amazonian forest fragments and adjacent pastures: biogeographic implications for alpha and beta diversity. *Journal of Insect Conservation*, 20(4), 549–564. <http://doi.org/10.1007/s10841-016-9885-7>
- Steenkamp, H. E., & Chown, S. L. (1996). Influence of dense stands of an exotic tree, *Prosopis glandulosa* Benson, on a savanna dung beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) assemblage in southern Africa. *Biological Conservation*, 78(3), 305–311. [http://doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00047-X](http://doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00047-X)
- Steffen, W., Crutzen, J., & McNeill, J. R. (2007). The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of Nature? *Ambio*, 36(8), 614–621.
[http://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[614:TAAHNO\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[614:TAAHNO]2.0.CO;2)
- Stuart Chapin, F., Matson, P., & Vitousek, P. (2012). Principles of terrestrial ecosystem ecology. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*, 1–529.
<http://doi.org/10.1007/978-1-4419-9504-9>

- Suárez, V. H., Lifschitz, A. L., Sallovitz, J. M., Lanusse, C. E. (2009). Effects of faecal residues of moxidectin and doramectin on the activity of arthropods in cattle dung. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72(5), 1551–1558. <http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.11.009>
- Tilman, D. (2001). Functional Diversity. *Encyclopedia of Biodiversity*. <http://doi.org/10.1016/B0-12-226865-2/00132-2>
- Tonelli, M., Verdú, J. R., Zunino, M. E. (2017). Effects of grazing intensity and the use of veterinary medical products on dung beetle biodiversity in the sub-mountainous landscape of Central Italy. *PeerJ*, 5(January), e2780. <http://doi.org/10.7717/peerj.2780>
- United Nations Population Fund. (2013). UNFPA Annual report. New York, N.Y: UNFPA, United Nations Population Fund.
- Vargas-Mergold, A. V. (2010). La Reserva de la Biósfera Sierradel Abra Tanchipa: Las ANP de lo internacional a lo local, 181.
- Verburg, P., Crossman, N., Ellis, E., Heinimann, A., Hostert, P., Mertz, O., Lin, Y.-P. (2016). Global Land Programme. *GLP Science Plan and Implementation Strategy*, 1–44.
- Verdú, J., Cortez, V., Ortiz, A., González-Rodríguez, E., Martínez-Pinna, J., Lumaret, J.-P., Sánchez-Piñero, F. (2015). Low doses of ivermectin cause sensory and locomotor disorders in dung beetles. *Scientific Reports*, 5, 13912. <http://doi.org/10.1038/srep13912>
- Weiher, E. (2010). A Primer of trait and functional diversity. In *Biological Diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford, University Press. pp. 175–193.
- Wenhua, L. (2004). Degradation and restoration of forest ecosystems in China. *Forest Ecology and Management*, 201(1), 33–41. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.06.010>
- Wood, L. A., & Kaufman, P. E. (2008). *Euoniticellus intermedius* (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae: Tribe Coprini): Its Presence and Relative Abundance in Cattle Pastures in Northcentral Florida. *Florida Entomologist*, 91(1), 128–130. <http://doi.org/10.1653/0015->

4040(2008)091[0128:EICSST]2.0.CO;2

- Wright, J. P., Naeem, S., Hector, A., Lehman, C., Reich, P. B., Schmid, B., & Tilman, D. (2006). Conventional functional classification schemes underestimate the relationship with ecosystem functioning. *Ecology Letters*, 9(2), 111–120. <http://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00850.x>
- Young, O. (1890). Predation on dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae): a literature review. *American Entomological Society*, 141(1), 111–155.
- Zechmeister, H. G., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseil, J., & Wrbka, T. (2003). The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation*, 114(2), 165–177. [http://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00020-X](http://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00020-X)

Anexo 1

GUÍA DE PREGUNTAS PARA CONOCER SOBRE EL MANEJO

Nombre del productor: _____

Labor que ejerce: _____ Ubicación: _____

No.	Preguntas	Respuestas			
1. Roza tumba y quema					
1	¿Qué área tiene su parcela?	ha			
2	¿Qué material utilizó para desmontar su bosque por primera vez?	herramienta	maquinaria		
3	¿En qué año tumbo el bosque por primera vez en su parcela?	Año			
4	¿Utilizó fuego posterior a su desmonte?	si		no	
5	¿Considera que el fuego que aplicó fue?	bajo	medi o	alto	intens o
6	¿Cuántas veces ha repetido el proceso (FUEGO o DESMONTE) desde la conversión original?	<1	<3	<6	>6
7	¿Cuándo fue la última vez que realizó esta práctica?	Años		Meses	
2. Rozas o chapeos SIN USAR FUEGO					
8	¿Qué actividades hace para mantener limpia su parcela?	chap eo	herbi cidas	otros:	
9	¿Desde cuándo realiza o utiliza CHAPEO o HERBICIDA o de los dos en su caso?	Años			
10	¿Hacia que componente vegetal va dirigida la actividad?	hierb as	arbus tos	liana s	Otros:
11	¿Realiza esta práctica en toda su parcela o en solo cierta sección?	Toda		sección:	
12	¿Cuándo fue la última vez que realizó esta práctica?	Meses			
3. Herbicidas					
13	¿Qué herbicida usa?	Nombre			
14	¿Cuándo fue la primera vez que usó herbicida en la parcela?	Año			
15	¿A qué componente vegetal va dirigido esto?	hierb as	arbus tos	liana s	otros
16	¿Cuánto aplicar por Ha?	Dosis			
17	¿Cuántas veces lo aplica al año?	1	2	3	4 o más
18	¿Cuándo fue la última vez que realizó esta práctica?	Meses			
4. Árboles dentro de parcelas					
19	¿Siembra o deja árboles para algún uso en su parcela?	Si		No	
20	¿Para qué fines?				
21	¿Cuál es la proporción de árboles por ha?	proporción por ha			
5. Insecticidas					
22	¿Utiliza insecticidas para el mantenimiento?	Si		No	

23	¿Qué insecticida usa o con qué fin?	Nombre			
24	¿Cuándo fue la primera vez que usó insecticida en la parcela?	Año			
25	¿Cuánto aplica por Ha?	Dosis			
26	¿Cuántas veces lo aplica al año?	1	2	3	4 o más
27	¿Cuándo fue la última vez que lo utilizó?	Meses			
6. Pastoreo					
28	¿Además de bovinos tiene otros animales? ¿Cuáles?	Si		No	
29	¿Hace cuánto tiene bovinos?	Años			
30	¿Tiene algún sistema de rotación en su parcela?	si		no	
31	¿Cuántos meses deja pastando al ganado en la parcela?	1 mes	3 meses	6 meses	permanente
32	¿Para cuántas cabezas de ganado da su parcela?	Número			
33	¿Cuántas cabezas de ganado en promedio ha tenido su parcela en los últimos dos años?	Número			
34	¿Cuántos adultos tiene su parcela? Y ¿Cuántos becerros?	Adultos: Becerro:			
7. Desparasitantes					
35	¿Desparasita a su ganado?	si		no	
36	¿Con qué frecuencia desparasita a su ganado al año?	1 vez	2 veces	3 veces	4 o más
37	¿Qué tipo de desparasitante utiliza?	nombre			
38	¿Qué dosis usa para becerros?	dosis			
39	¿Qué dosis usa para adultos?	dosis			
8. Pasturas					
40	¿Qué tipo de pastos hay en su parcela?	nombre			
41	¿Desde hace cuánto tiempo están esos pastos?	año			
42	¿Qué utilizo para introducir para introducir pastos?	Maquinaria			
43	¿Utilizó algún insumo químico? Fertilizantes	si		no	
44	¿En qué cantidades?	dosis			
45	¿Cuántas veces siembra estos pastos al año?	1	2	3	otro:
9. Leña y Madera					
46	Además de la actividad que desarrolla ¿destina un área para la extracción de leña y madera de su parcela?	si		no	
47	¿Qué área o qué extensión destina para esto?	m2 o ha			
48	¿Cuántos años lleva realizando esta actividad desde que empezó?	años			
49	¿De qué planta extrae esta leña y/o madera?	nombre			
50	¿Qué área involucra en la extracción de otros vegetales (¿medicinales u ornamentales)?	área			
51	Desde que inicio ¿Cuántas veces ha realizado esta actividad?	1 vez	2 veces	3 veces	4 o más

52	¿Qué tipo de plantas extrae y en que cantidades?	nombre	cantidad		
10. Vegetación					
53	Cuándo por primera vez llego a la parcela ¿Qué cantidad de árboles cubrían el área aproximadamente?				
54	¿Ha disminuido considerablemente la cantidad de árboles desde la primera vez que llego?	si	no		
55	Y alrededor ¿ha habido una disminución de árboles?	si	no		
56	¿Qué cantidad de arbustos (proporción) había antes?				
57	¿Esta proporción aumento o disminuyo?	aumento	disminuyo		
58	¿Qué cantidad de pastos (proporción) había antes?				
59	¿Esta proporción aumento o disminuyo?	aumento	disminuyo		
60	¿Cómo era la variedad de plantas cuando llego a la parcela por primera vez?	poca	medi a	much a	desco noce
61	¿Cómo es ahora?	poca	medi a	much a	desco noce
62	¿Qué plantas dominaban en la parcela cuando llegó por primera vez?				
63	¿Cómo es ahora?				
64	Cuando llego a la parcela ¿observo la presencia de animales vertebrados? (tejón, jabalí, aves, reptiles)				
65	¿Actualmente observa la visita de algún animal?				
66	¿Cuenta con cuerpos de agua?	si	no		
11. Política					
67	¿Recibe algún apoyo gubernamental?	si	no		
68	¿Se encuentra dentro de algún programa (PROGRAN, PROAGO, Programa de sanidad e inocuidad) de apoyo gubernamental?				
69	¿Desde cuándo participa en estos programas?				
70	¿Qué tipo de beneficios obtiene de este programa?	fertiliz antes	semill as	paque tes tecnol ógicos	otro:
71	¿Recibe algún apoyo para maquinaria?	si	no		
72	¿Cómo se entera ud de los programas de apoyo que ofrece el gobierno?				
12. Decisiones					
73	¿Quién es el encargado de tomar las decisiones en cuanto al manejo (aplicación de herbicidas, insecticidas, desparasitación, venta de ganado)?				
74	¿A quién vende principalmente su producto?	local es	empr esas	otros:	
75	¿De qué depende la rotación de su ganado?				
13. Familia					

76	¿Su familia ya se había dedicado con anterioridad a la ganadería?	si		no	
77	¿Desde cuándo?	bisab uelos	abuel os	padr es	otros:
78	¿Continúa con el mismo enfoque que las personas anteriores a usted?	si		no	
79	¿Existió anteriormente algún periodo largo de descanso en la parcela?				
80	¿Su familia realizaba las mismas acciones que ud para dar mantenimiento?				
14. Percepción					
81	¿Considera que mantener vegetación dentro de la parcela es importante? Y ¿Por qué?	si		no	
82	Y ¿fuera o en los alrededores? ¿Por qué?	si		no	
83	¿Considera que el suelo en su parcela esta desgastado? Y ¿Por qué?	si		no	
84	¿Considera que su parcela sigue siendo productiva? Y ¿Por qué?	si		no	
85	¿Qué acciones a futuro podría implementar para mejorar?				