

EFFECTO DE LA PERTURBACIÓN EN LA COMUNIDAD DE HERBÁCEAS NATIVAS Y RUDERALES DE UNA SELVA ESTACIONAL MEXICANA

JESSICA DE LA O-TORIS¹, BELINDA MALDONADO² Y CRISTINA MARTÍNEZ-GARZA^{2,3}

¹Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, Morelos

²Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación,
Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, Morelos

³Autor para la correspondencia: cristina.martinez@uaem.mx

Resumen: La perturbación de la selva estacional debido a la ganadería extensiva y la extracción de madera altera la comunidad de hierbas. El objetivo del presente estudio fue evaluar la riqueza, biomasa, composición y uso tradicional de las herbáceas nativas y ruderales en 120 cuadrantes de 0.25 m² distribuidos aleatoriamente en diez sitios de 50 × 50 m: cuatro sitios con selva secundaria excluida de la perturbación por 32 meses, tres sitios con selva secundaria bajo perturbación crónica desde hace > 30 años y tres sitios con selva conservada en la Sierra de Huautla, estado de Morelos, México. La perturbación de la selva estacional ha provocado un cambio en la composición y un aumento en la riqueza de hierbas. La disminución en la densidad de árboles, directamente por extracción o indirectamente por el pastoreo, tuvo un efecto mayor en la riqueza de hierbas al favorecer el establecimiento de ruderales. Sin embargo, dado que se sospecha que el ganado dispersa a las ruderales, probablemente en áreas sin ganado habrá una menor densidad de ruderales aún en un escenario de perturbación por extracción selectiva. Más herbáceas nativas que ruderales tienen algún uso tradicional y el 50% sólo se encontraron en los hábitats secundarios, de donde no han sido desplazadas, aún después de décadas de actividades humanas. La creación de mosaicos de selva conservada, hábitats excluidos y otros bajo uso agropecuario permitirá el mantenimiento de la comunidad de hierbas en coexistencia con las actividades económicas de la región.

Palabras claves: conservación, *Elytraria imbricada*, exclusiones, manejo de hierbas, *Opizia stolonifera*, riqueza, Sierra de Huautla.

Abstract: Disturbance in dry forests due to cattle ranching and wood extraction alters the herbaceous community. The objective of this study was to evaluate species richness, biomass, composition, and traditional use of native and ruderal herbs in 120 0.25 m² plots distributed at random in ten sites of 50 × 50 m: four sites in secondary forest excluded from disturbance during 32 months, three sites in secondary forest under chronic disturbance during > 30 years, and three sites in preserved forest in the Sierra de Huautla, state of Morelos, Mexico. Disturbance in the dry forest has resulted in changes in herbaceous composition and increase of richness. The decrease in the tree density due directly to wood extraction or indirectly to cattle ranching had a larger effect on herbaceous richness because it favors the establishment of ruderal herbs. However, given that the cattle is probably the dispersal agent of these species, a lower richness of ruderal herbs is expected in areas without cattle ranching even under disturbance by selective extraction of wood. More native than ruderal herbs had a traditional use and 50% of them were only found in the secondary forest; these native species had not been replaced from this habitat even after decades of disturbance. The establishment of mosaics that include preserved forest, forest excluded, and other areas under use, will allow the maintenance of the community of herbs in coexistence with the economic activities of the region.

Key words: conservation, *Elytraria imbricada*, exclusions, herbs management, *Opizia stolonifera*, richness, Sierra de Huautla.

En las selvas estacionales, las actividades relacionadas con la ganadería y la extracción selectiva de productos naturales son causa principal de perturbación de la vegetación (Maass *et al.*, 2010). La ganadería extensiva provoca un efecto negativo máximo en la vegetación cuando se deforestan los bosques y se introducen especies exóticas apetecibles para el ganado, lo que provoca la eliminación total de la

diversidad de plantas nativas (Rzedowski, 1978; Fleischner, 1994). La ganadería extensiva también ocurre en áreas naturales, y el ganado se alimenta de las especies nativas por lo que no se introducen plantas exóticas. Ese es el caso de muchas selvas estacionales, donde se permite que durante la época de lluvias, el ganado se alimente dentro de la selva de hierbas, retoños de árboles y plántulas.

La ganadería extensiva afecta la vegetación de las áreas naturales usadas para esta actividad. El pastoreo siempre reduce y hasta puede llegar a eliminar la masa vegetal (Floyd *et al.*, 2003), existiendo una pérdida proporcional de biomasa con el grado de presión del ganado (Hayes y Holl, 2003). Sin embargo, en varios estudios en pastizales naturales se ha registrado un aumento en la riqueza de hierbas debido al pastoreo (p. ej., Israel, Sternberg *et al.*, 2000; Australia, McIntyre *et al.*, 2003). Por otra parte, en bosques templados y tropicales se ha evaluado el efecto de la ganadería únicamente en el estrato arbóreo; por ejemplo, en el bosque mesófilo de montaña de Jalisco, México, la presencia del ganado por nueve años provocó una disminución en la densidad de árboles jóvenes (Hernández-Vargas *et al.*, 2000). En una selva estacional de Costa Rica, la presencia del ganado causó un cambio en la composición de la comunidad arbórea después de 30 años de pastoreo (Stern *et al.*, 2002). Para cualquier ecosistema y forma de vida, la ganadería extensiva siempre tiene efectos negativos en la biomasa vegetal aunque en pastizales naturales, puede tener efectos positivos e inmediatos en la riqueza de hierbas y pastos (Floyd *et al.*, 2003; McIntyre *et al.*, 2003). Además, la ganadería, al afectar negativamente la densidad de árboles, podría tener un efecto indirecto positivo en el estrato herbáceo, debido al aumento de luz. Así, es pertinente preguntar ¿cuál será el efecto de la ganadería extensiva en el estrato herbáceo de una selva estacional?

La ganadería extensiva en la selva estacional involucra el movimiento del ganado de sus sitios de estabulado durante la época de secas, hasta los sitios de alimentación en la selva durante la época de lluvias (Monroy, 1997; Trujillo, 2009). Este movimiento del ganado involucra también el movimiento de las diásporas de las plantas que ellos consumen (Míceli-Méndez *et al.*, 2008). Las plantas de amplia distribución, que abundan en ambientes manejados por el hombre, llamadas comúnmente ruderales (Bye, 1993; Villaseñor-Ríos y Espinosa-García, 1998) o malezas, cuando se les considera competidoras en campos agrícolas (CONABIO, 2006), son frecuentemente transportadas en la piel y/o heces del ganado. Se sabe que en los pastizales naturales, el aumento en la riqueza de hierbas y pastos se debe, en buena parte, a la llegada de especies no nativas a estos ecosistemas (McIntyre *et al.*, 2003). La entrada de ganado a la selva puede provocar un aumento en la riqueza de herbáceas no nativas (ruderales), y no se sabe si estas ruderales podrían, al ser mejores competidoras, reemplazar a las herbáceas nativas. La restauración ecológica, que se refiere a cualquier actividad humana que busca la recuperación de los ecosistemas en su estructura, función y resiliencia (Higgs, 1997), también busca recuperar la composición original. Además, una de las metas de la restauración ecológica es iniciar o acelerar los procesos de sucesión natural para llevar a un ecosistema a su estado inicial (SERI, 2006), lo que siempre involucra la eliminación de la perturbación. En base a lo dicho, ¿fa-

vorecerá la eliminación de la perturbación (por pastoreo y extracción selectiva) la recuperación de la composición original del estrato herbáceo en la selva estacional?

En la selva estacional, más del 80% de las especies, de todas las formas de vida, son utilizadas por las comunidades humanas (p. ej. para la medicina tradicional, Argueta *et al.*, 1994). Muchas de las hierbas que el ganado consume también son usadas por los pobladores para preparar medicinas, construir sus casas y como alimento; siendo las hierbas, la forma de vida con mayor frecuencia de uso (Bye, 1993; Maldonado-Almanza, 1997). La ganadería extensiva desenfrenada en la selva estacional podría no solo disminuir la biomasa y riqueza de herbáceas nativas y aumentar la cantidad de ruderales, también podría provocar la competencia directa de las comunidades humanas con el ganado por el uso de este recurso. La evaluación de las herbáceas útiles nativas o ruderales creciendo en hábitats modificados por las actividades económicas, nos permitirán tomar decisiones informadas sobre el empleo de áreas comunales para diferentes actividades para así buscar la coexistencia de la biodiversidad con las actividades productivas típicas de la región.

El objetivo del presente estudio fue evaluar la riqueza, biomasa y composición del estrato herbáceo en tres hábitats de una selva estacional: selva secundaria que ha sido usada para actividades de ganadería extensiva y extracción selectiva por más de 30 años, selva secundaria excluida de la perturbación por 32 meses y selva conservada, en la localidad de El Limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, estado de Morelos, México. Nos planteamos las siguientes preguntas: (1) ¿cómo es la riqueza y biomasa de hierbas en la selva secundaria perturbada y 32 meses después de eliminados los factores de disturbio en comparación con los valores de una selva conservada? (2) ¿cómo es la riqueza y biomasa de herbáceas nativas y ruderales en estos tres hábitats de selva estacional? (3) ¿cuál es la similitud en la composición del estrato herbáceo en estos tres hábitats? y (4) ¿cuáles hierbas presentes en estos hábitats tienen algún uso tradicional?

Nos planteamos las siguientes hipótesis: (1) La riqueza y biomasa de hierbas en la selva secundaria excluida es mayor en comparación con las de la selva perturbada; la riqueza y biomasa en la selva conservada tiene valores intermedios debido a la menor cantidad de luz, (2) hay mayor riqueza y biomasa de herbáceas nativas que de ruderales en la selva conservada y más ruderales que nativas en la selva secundaria excluida y perturbada, (3) hay una mayor similitud en la composición de hierbas entre la selva excluida y la conservada que entre la selva perturbada y la conservada, (4) la mayor parte de las hierbas son utilizadas por las comunidades humanas.

Material y Métodos

Sitio de Estudio. El estudio se realizó en zonas aledañas a la localidad de El Limón de Cuauchichinola, Municipio de

Tepalcingo localizado al sureste de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH), al sur del estado de Morelos. La Reserva tiene una superficie de 59,031 ha y un rango altitudinal de 700-2,200 m s.n.m. (Dorado *et al.*, 2005); la selva baja caducifolia (Rzedowski, 1978) o selva estacional (Dirzo *et al.*, 2011) es el tipo de vegetación dominante en esta reserva. Esta selva se caracteriza por su marcada estacionalidad: la temporada seca en un periodo de cinco a ocho meses cuando la mayoría de los árboles pierden sus hojas y la temporada de lluvias, de aproximadamente cuatro meses, cuando los árboles tienen hojas (Rzedowski, 1978). La altura promedio de los árboles de esta selva varía entre 5 y 15 m; sus troncos no sobrepasan los 50 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP). Las copas de los árboles dominantes son convexas a planas (Rzedowski, 1978).

La REBIOSH tiene un clima Awo" (w) (í) g, que corresponde a un clima cálido subhúmedo, el más seco de los subhúmedos, con régimen de lluvias de verano y canícula; el porcentaje de lluvia invernal es menor de 5%, isotermal y con una oscilación de las temperaturas medias mensuales entre 7° y 14° C. La temperatura promedio anual es de 24.5 °C y el promedio de precipitación anual para 1980-2001 fue de 840 mm (CONAGUA, Gerencia Regional Balsas, *comunicación personal*), con ~90% de la precipitación cayendo del final de mayo a octubre. Los suelos son poco profundos (< 30 cm) y los tipos dominantes son los feozem haplicos, regosoles eutricos y litosoles (Dorado *et al.*, 2005). En la REBIOSH se han registrado 939 especies nativas de plantas vasculares, incluidas en 478 géneros y 130 familias. Las familias más abundantes por número de especies son Fabaceae, Poaceae, Asteraceae y Burseraceae (Dorado *et al.*, 2005).

La ganadería extensiva ocupa el 22.3% del área total de la REBIOSH (Dorado *et al.*, 2005). El ejido de El Limón de Cuauhichinola (llamado de ahora en adelante El Limón) tiene un área de 4,256 ha (Maldonado-Almanza, 1997) y es un mosaico de campos de cultivo de temporal (13%), fragmentos de vegetación conservada (56%), perturbada (19%) y de vegetación secundaria (12%) (ver detalles en Martínez-Garza *et al.*, 2011). Áreas comunales de selva fueron deforestadas hace más de 30 años (~1970) para realizar actividades de agricultura y fueron abandonadas tras aproximadamente seis años de uso. En ocho parcelas de 50 × 50 m de esta selva secundaria, la densidad de árboles (≥ 5 cm DAP, 1.3 m) fue de 264 ind/ha de 14 especies (Martínez-Garza *et al.*, 2011). Las especies arbóreas con la más alta densidad en estos sitios fueron *Acacia cochliacantha* (Fabaceae), *Ipomoea pauciflora* (Convolvulaceae), *Acacia farnesiana* (Fabaceae) y *Mimosa bentharii* (Fabaceae) (Martínez-Garza *et al.*, 2011). En esta vegetación secundaria se permite la ganadería extensiva y la extracción de madera (en su mayoría madera muerta) y de otros productos, como frutas y semillas (Sr. Gerardo Pacheco, poblador de El Limón, *comunicación personal*). El ganado vacuno pastorea libremente en estas áreas desde finales de mayo

y aproximadamente hasta octubre o noviembre dependiendo de la presencia de las lluvias, la humedad del suelo y el estado de la vegetación (Trujillo, 2009). El ganado que pastorea ahí, no pertenece al Ejido de El Limón, es traído de poblados aledaños, principalmente de Cuautla, Atotonilco y Huichila (Monroy, 1997). Los dueños del ganado pagan a la Comunidad de El Limón una cantidad por la entrada de cada cabeza de ganado a estas áreas comunales con selva secundaria. Entrevistas a pobladores de El Limón revelaron que el índice de agostadero en estas áreas ha sido aproximadamente 7 cabezas/ha en los últimos diez años (B. Maldonado, UAEM, *datos no publicados*).

En cuatro sitios localizados en áreas conservadas se registraron 905 ind/ha de 26 especies (C. Martínez-Garza, UAEM, *datos no publicados*); las especies más importantes en estos sitios conservados fueron *Lysiloma divaricata* (Fabaceae), *Conzattia multiflora* (Fabaceae) e *Ipomoea pauciflora* (Convolvulaceae). Las áreas más conservadas no han sido nunca deforestadas aunque ocasionalmente hay entrada de ganado local y extracción de madera muerta (Sr. Gerardo Pacheco, poblador de El Limón, *comunicación personal*).

Muestreo de hierbas. Como parte de un experimento de restauración ecológica que busca la coexistencia de la biodiversidad con las actividades productivas típicas de la región, en el 2006 se excluyeron ocho sitios de 50 × 50 m de la perturbación por ganadería y extracción de leña (Martínez-Garza *et al.*, 2011), lo que corresponde a < 1% de las áreas comunales con selva secundaria de esta localidad. La exclusión se realizó con postes muertos y cuatro hilos de alambre de púas, además de 1 m de malla gallinera en la parte inferior para evitar la entrada de cerdos y cabras. Este estudio se realizó en: (1) cuatro de los sitios excluidos antes mencionados (llamados de ahora en adelante hábitat excluido), (2) tres sitios perturbados que no se excluyeron del ganado (llamados hábitat sin excluir) y (3) tres sitios en áreas más conservadas (llamados hábitat conservado). Todos los sitios presentan una pendiente similar (< 30%) y se ha observado ramoneo de animales nativos como venado (*Odocoileus virginianus*) y roedores (*Lyomis irroratus*, *Baiomys musculus*, *Sigmodon hispidus*; D. Valenzuela-Galván, UAEM, *datos no publicados*).

Durante agosto y septiembre del 2008, después de tres meses de la llegada del ganado a El Limón y antes de que las herbáceas se secan, se colocaron al azar 12 cuadrantes de 50 × 50 cm en cada uno de los diez sitios. Se cosecho toda la vegetación de cada cuadrante y se separó en plantas con las mismas características morfológicas (morfoespecies). Posteriormente se realizó una colecta de hierbas fuera de las exclusiones para tener ejemplares de herbario de las morfoespecies y se les tomaron fotos para hacer un catálogo fotográfico. En el laboratorio se secaron las muestras en el horno a una temperatura de 60 °C por 72 horas y des-

pués se obtuvo el peso seco por morfoespecie en gramos. Para identificar las morfoespecies encontradas se utilizó (1) la información de tres trabajos previos en la REBIOSH (Cadena-Salgado, 2003; Mason-Romo, 2005; Rivas-Alonso, 2006), (2) el catálogo fotográfico generado por ellos y (3) ejemplares del herbario HUMO “Graciela Calderón de Rzedowski” del Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CIByC) de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos. La identificación fue apoyada por especialistas del Jardín Etnobotánico del Centro INAH-Morelos y del herbárium HUMO-CIByC, UAEM. Los ejemplares no pudieron ser integrados al herbario HUMO debido a que no tenían estructuras reproductivas pero están disponibles en el Departamento de Ecología Evolutiva, CIByC-UAEM junto con los catálogos fotográficos. Las especies fueron consideradas nativas o ruderales (llamado de ahora en adelante, estatus) siguiendo los listados de CONABIO (2006) y el de la REBIOSH (Dorado *et al.*, 2005).

Análisis de datos. Se calculó la riqueza por hábitat y la biomasa promedio por morfoespecie de hierbas por metro cuadrado para cada hábitat. Se hicieron dos análisis de varianza (ANDEVA) de dos vías. Las variables independientes de los ANDEVA fueron el hábitat con tres niveles: excluido (N = 4), sin excluir (N = 3) y conservado (N = 3), y el estatus de las especies (nativa o ruderal). Las variables dependientes fueron la riqueza y la biomasa. Para los ANDEVA se incluyeron sólo los taxa para los cuales se encontró información sobre su estatus. Para evaluar la similitud en la composición de hierbas presentes en los tres hábitats se realizó un análisis de clasificación para los diez sitios (análisis de cluster; Flores *et al.*, 2009) usando todas las morfoespecies encontradas. Para este análisis se hizo una matriz de datos con la biomasa de las morfoespecies de hierbas entre los sitios, utilizando el índice de correlación de Pearson. El uso de la matriz de correlación ayuda a agrupar sitios similares midiendo cuanto se asemejan basándose en la composición y la abundancia de las morfoespecies. La biomasa total de cada morfoespecie en cada sitio fue la variable que se usó para el análisis y como algoritmo de amalgamamiento se usó el promedio no ponderado de los pares de grupos (UPGMA; Flores *et al.*, 2009). La riqueza y la biomasa fueron transformados con el logaritmo natural para cumplir con los supuestos del ANDEVA (Mendenhall y Sincich, 1997) y en los resultados se muestra el promedio y la desviación estándar de estas variables transformados otra vez a sus valores originales. Todos los análisis se realizaron en Statistica 7.0 (StatSoft, 2004).

Resultados

Descripción. En los hábitats sin excluir, excluido y conservado de selva estacional se encontraron 103 morfoespecies de hierbas en 30 m². De las morfoespecies encontradas, 49

fueron identificadas a nivel de especie, 11 a nivel de género y siete a nivel de familia, incluidas en 44 géneros y 15 familias. Treinta y seis taxa quedaron sin identificar, representando < 1% de la biomasa total registrada. Las familias con el mayor número de morfoespecies fueron Poaceae y Asteraceae con 18 taxa cada una y Fabaceae con siete taxa (Apéndice 1). De los 67 taxa identificados, cuatro taxa fueron encontradas exclusivamente en el hábitat sin excluir, 15 en el hábitat excluido y seis en el hábitat conservado. El resto de las especies (42 spp.) estuvieron presentes en dos de los tres hábitats. Sólo el 16% de las especies (11 spp.) estuvieron presentes en los tres hábitats (Apéndice 1). En el hábitat sin excluir dos especies nativas (*Senna hirsuta* y *S. uniflora*) y una ruderal (*Paspalum virgatum*) presentaron la mayor biomasa mientras que en el hábitat excluido, dos especies ruderales (*Paspalum virgatum* y *Opizia stolonifera*) y una nativa (*P. convexum*) presentaron la mayor biomasa (Apéndice 1). Las tres especies con mayor biomasa en el hábitat conservado fueron nativas: *Lasiacis* sp. (Poaceae) y dos especies de *Porophyllum* (Asteraceae, *Porophyllum* sp. y *P. tagetoides*).

Riqueza. El hábitat excluido tuvo en promedio el doble de especies (3.9 ± 1.1 spp/m²) que el hábitat conservado (1.9 ± 1.1 spp/m²), mientras que el hábitat sin excluir mostró valores intermedios (3.6 ± 1.1 spp/m²). La riqueza fue significativamente diferente por hábitat ($F_{(2,14)} = 11.24$, $P < 0.001$). La prueba post-hoc de Tukey reveló que el hábitat conservado tuvo significativamente menor riqueza que los hábitats sin excluir y excluido, y estos dos últimos fueron estadísticamente similares.

Biomasa. La biomasa de hierbas en el hábitat excluido después de 32 meses fue tres veces más alta (95.96 ± 1.2 g/m²) que la del hábitat conservado (28.79 ± 1.3 g/m²) y cuatro veces más alta que la del hábitat sin excluir (22.41 ± 1.3 g/m²). La biomasa fue significativamente diferente por hábitat ($F_{(2,14)} = 13.5$, $P < 0.0001$). La prueba post-hoc de Tukey evidenció que el hábitat excluido tuvo significativamente mayor biomasa que el hábitat sin excluir y el conservado, mientras que estos dos últimos fueron estadísticamente similares.

Estatus. El 30% de los taxa identificados en los tres hábitats fueron enlistados como ruderales (CONABIO, 2006; Apéndice 1). *Lasiacis* sp. fue la herbácea nativa con mayor biomasa y se encontró en el hábitat conservado mientras que *Paspalum virgatum* fue la ruderal con la mayor biomasa y no se registró en el hábitat conservado (Apéndice 1). En promedio, la riqueza y biomasa de herbáceas nativas (4.9 ± 1.1 sp/m², 65.8 ± 1.2 g/m² respectivamente) fue dos veces mayor que la riqueza y biomasa de ruderales (1.9 ± 1.1 sp/m², 23.7 ± 1.2 g/m² respectivamente) y estas diferencias fueron significativas (riqueza $F_{(1,14)} = 54.7$; biomasa $F_{(1,14)} =$

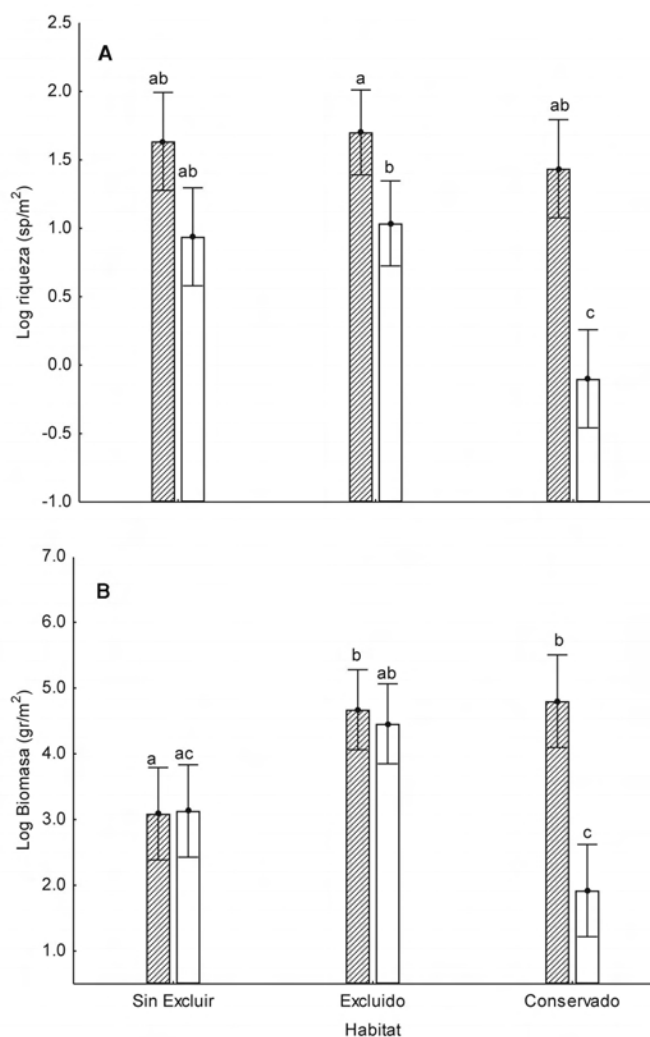


Figura 1. Logaritmo natural de la A) riqueza (sp/m^2), y B) biomasa (g/m^2) de herbáceas nativas y ruderales en una selva estacional secundaria con entrada de ganado (no excluida), una excluida del ganado durante 32 meses y una selva más conservada (conservado) en Sierra de Huautla, Morelos, México. Las líneas representan el 95% de los datos. Letras diferentes representan diferencias significativas con la prueba de Tukey.

15.8, $P < 0.001$ para las dos variables). La interacción del estatus de las especies con el hábitat fue significativa para la riqueza ($F_{(2,14)} = 4.6$, $P < 0.02$; Figura 1A) y la biomasa ($F_{(2,14)} = 12.6$, $P < 0.001$; Figura 1B). En el hábitat conservado, la riqueza de herbáceas nativas fue significativamente mayor que la de ruderales, similar al patrón registrado en el hábitat excluido; el hábitat sin excluir mostró una riqueza similar de herbáceas nativas y ruderales (Figura 1A). En el hábitat conservado, la biomasa de herbáceas nativas fue significativamente mayor que la de ruderales, mientras que dentro de los hábitats excluido y sin excluir, la biomasa de herbáceas nativas y ruderales fue similar (Figura 1B).

Composición. Los tres sitios de hábitat conservado presentaron valores altos de correlación entre ellos (> 0.96). En general, la composición de hierbas del hábitat conservado se agrupó lejos de la mayoría de los hábitats excluido y sin excluir (Figura 2). Los tres sitios de hábitat excluido no se agruparon, presentando un amplio rango en sus correlaciones (0.23 a 0.64). Uno de los sitios con hábitat excluido (PE3, Figura 2) se colocó más cerca de los sitios con hábitat conservado, mientras que otro sitio del hábitat excluido (PE2), se agrupó más cerca de los sitios con hábitat sin excluir. Los sitios con hábitat sin excluir mostraron rangos intermedios de correlación entre ellos (rango de 0.55 a 0.69).

Uso Tradicional. Trece de los taxa identificados a nivel de especie están enlistados como útiles como remedios caseros, para construcción, forraje o alimento (Apéndice 1; Maldonado-Almanza, 1997). De las especies identificadas como nativas, ocho especies han sido registradas como útiles. De éstas, *Elytraria imbricata* (Acanthaceae), con uso en la medicina tradicional, fue la más importante y presentó mayor biomasa en el hábitat excluido ($1.72 \pm 2.30 \text{ g}/\text{m}^2$) en comparación con el hábitat sin excluir ($0.73 \pm 1.26 \text{ g}/\text{m}^2$) y el hábitat conservado ($0.01 \pm 0.02 \text{ g}/\text{m}^2$). De las especies registradas como ruderales, cinco especies tienen un uso tradicional local (Apéndice 1). De éstas, las especies más importantes por biomasa fueron *Opizia stolonifera* (Poaceae) y *Sanvitalia procumbens* (Asteraceae), ambas fueron registradas en los hábitats excluido y sin excluir mientras que estuvieron ausentes del hábitat conservado. *O. stolonifera*, que es usada como forraje y para la construcción, aumenta cuatro veces su biomasa en

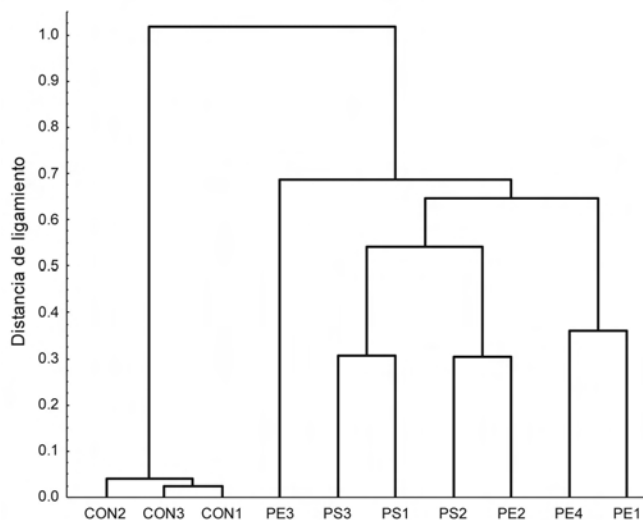


Figura 2. Análisis de clasificación de diez sitios: cuatro perturbados excluidos (PE), tres perturbados sin excluir (PS) y tres conservados (CON) de selva estacional aledaña a la localidad de El Limón de Cuauichichinola, Sierra de Huautla, Morelos, México.

el hábitat excluido ($23.44 \pm 28.82 \text{ g/m}^2$) en comparación con el hábitat sin excluir ($5.27 \pm 3.37 \text{ g/m}^2$), mientras que *S. procumbens*, que es usada para la medicina tradicional, aumenta tres veces su biomasa en el hábitat excluido ($9.84 \pm 15.93 \text{ g/m}^2$) en comparación con el hábitat sin excluir ($3.02 \pm 1.94 \text{ g/m}^2$).

Discusión

La perturbación de la selva estacional durante > 30 años ha provocado un cambio en la composición y un aumento en la riqueza de hierbas. Este estudio es el primero en mostrar que en la selva estacional, la disminución de árboles, directamente por extracción selectiva o indirectamente por el pastoreo, es lo que produce un efecto mayor en la riqueza de hierbas al favorecer el establecimiento de ruderales. Por otra parte, el ramoneo tuvo un efecto mayor en la biomasa de hierbas que la densidad de árboles. Sin embargo, dado que se sospecha que el ganado dispersa a las ruderales, probablemente en áreas sin ganado habrá una menor densidad de ruderales aún en un escenario de perturbación por extracción selectiva. Más herbáceas nativas tienen algún uso tradicional y el 50% sólo se encontraron en los hábitats secundarios, de donde no han sido desplazadas, aún después de décadas de actividades humanas.

Riqueza y biomasa de hierbas. La riqueza de hierbas fue mayor en la selva estacional secundaria (excluida o no de la ganadería) en comparación con la de la selva conservada. Estos resultados fueron contrarios a nuestra hipótesis para la selva estacional pero coinciden con lo que se ha encontrado para pastizales naturales en diferentes continentes (Israel, Sternberg *et al.*, 2000; Argentina, Nai-Bregaglio *et al.*, 2002; Australia, McItyre *et al.*, 2003). El aumento de especies se ha atribuido a (1) la disminución de la biomasa de las especies dominantes, lo cual favorece a especies competidoras y (2) la entrada de especies no nativas. La disminución de la biomasa de las herbáceas dominantes es un efecto directo del ganado consumiendo la vegetación (Floyd *et al.*, 2003) mientras que la competencia por luz con los árboles es la segunda causa de disminución de hierbas en la selva estacional (Behera y Misra, 2006). La exclusión de la ganadería en la selva secundaria nos permite evaluar el efecto de la densidad de árboles y el de la ganadería de forma separada. La densidad de árboles en la selva secundaria sin excluir ($\geq 5 \text{ cm DAP}$, 1.3 m; 264 individuos/ha, Martínez-Garza *et al.*, 2011) no cambió después de 32 meses de exclusión (C. Martínez-Garza, datos no publicados); así que el incremento, no significativo, del 8% en la riqueza de hierbas en las exclusiones puede ser atribuido a la exclusión de la ganadería. Por otra parte, la comparación entre la selva secundaria excluida y la selva conservada nos permite notar el efecto de triplicar la densidad de árboles (264 vs 905, respectivamente) en la riqueza de hierbas: el

aumento en la riqueza de hierbas fue de un 50% dentro de las exclusiones lo que se explica por la llegada de nuevas especies a la selva secundaria probablemente traídas por el ganado antes de la exclusión y que prosperaron sin él y con mayores niveles de luz. Se espera que los procesos de sucesión sean más rápidos en las formas de vida pequeñas (p. ej., hierbas) que en las más grandes (p. ej., árboles), entonces, en los sistemas boscosos, una vez que se establecen los árboles, estos modifican las condiciones microambientales que favorecen a las hierbas (Griscom y Ashton, 2011). Por ejemplo, en una cronosecuencia en la selva estacional de la India, se encontró que la riqueza de hierbas disminuyó a la mitad en sitios con diez años de exclusión en comparación con aquellos excluidos por dos años debido al aumento de la cobertura de árboles (Behera y Misra, 2006). La perturbación durante > 30 años ha favorecido una acumulación de especies herbáceas en esta selva secundaria, siendo la disminución de árboles, directamente por extracción o indirectamente por el pastoreo, lo que produce un efecto mayor en la riqueza.

El ganado puede llegar a eliminar la masa vegetal (Floyd *et al.*, 2003). La exclusión de la ganadería tuvo un efecto positivo inmediato en la biomasa de hierbas en comparación con la de la selva sin excluir, como se esperaba. Dado que después de 32 meses no cambió la densidad de árboles dentro y fuera de las exclusiones, el aumento en un 45% de la biomasa de hierbas dentro de las exclusiones se debe al efecto único de la exclusión del ramoneo. Por otra parte, el aumento de la biomasa de hierbas en un 29% dentro de las exclusiones en comparación con la selva conservada puede ser atribuido al aumento de luz debido a una densidad de árboles tres veces menor en la selva secundaria. Acorde con estos resultados, en otros estudios se ha notado que si el pastoreo se detiene, se nota un aumento inmediato en la biomasa de pastos y hierbas (Argentina, Nai-Bregaglio *et al.*, 2002). Mas tarde, la biomasa del estrato herbáceo decrece debido a que se cierra el dosel (Brown y Lugo, 1990) y disminuye el espacio disponible (Behera y Misra, 2006). La exclusión de la ganadería tiene un efecto positivo inmediato en la biomasa de hierbas; este efecto disminuirá con el tiempo de exclusión gracias a la recuperación del estrato arbóreo para finalmente alcanzar los valores típicos de la selva conservada.

Nativas y ruderales. La riqueza de herbáceas nativas fue similar en los tres hábitats evaluados mientras que la riqueza de ruderales fue mayor en la selva perturbada que en la conservada. El movimiento del ganado desde sus sitios de estabulado durante la época de secas, hasta los de alimentación en la selva estacional secundaria durante la época de lluvias (Monroy, 1997; Trujillo, 2009) parecen estar favoreciendo la entrada de especies ruderales que el ganado consume o dispersa en su piel (Miceli-Méndez *et al.*, 2008). Acorde con estos resultados, en pastizales naturales

se ha registrado que el aumento en la riqueza de pastos y hierbas se debe en buena parte, a la entrada de especies no nativas (Sternberg *et al.*, 2000; McIntyre *et al.*, 2003). En un estudio en la selva baja de Jalisco México, se observó también una mayor diversidad de hierbas en sitios pastoreados debido a la entrada de ruderales (Keyes-Hennin y García-Moya, 2001). Separando el efecto del pastoreo y el de la densidad de árboles en la riqueza de hierbas de los dos estatus podemos notar que la exclusión del pastoreo en la selva estacional secundaria resultó en un incremento mínimo (< 11%) en la riqueza de herbáceas nativas y ruderales pero permitió que la riqueza de herbáceas nativas fuera significativamente más alta que la de ruderales. Esto sugiere que sin pastoreo, las herbáceas nativas podrían ser mejores competidoras en la selva secundaria. Por otra parte, la disminución en un tercio de la densidad de árboles en la selva secundaria en comparación con la conservada estuvo asociada a un aumento del 67% en la riqueza de ruderales (de 0.9 a 2.7 sp/m²) mientras que la riqueza de nativas aumentó sólo en un 24%. La ganadería extensiva y la extracción de leña han resultado en una baja densidad de árboles lo que parece favorecer el establecimiento de las herbáceas ruderales traídas por el ganado. Sin embargo, las especies nativas no han sido desplazadas aún después de 30 años de perturbación.

La selva conservada presentó la menor biomasa de ruderales mientras que la selva secundaria presentó una mayor biomasa, como se esperaba para sitios manejados por el hombre (Bye, 1993; Villaseñor-Ríos y Espinosa-García 1998). La sola exclusión del pastoreo resultó en un incremento del 35% en la biomasa de herbáceas ruderales y en un 36% de la de nativas lo que sugiere sólo una pequeña ventaja de las herbáceas nativas sobre las ruderales después de 32 meses de exclusión; esta ventaja no fue significativa para la biomasa. Las ruderales son, muchas veces, mejores competidoras capaces de desplazar a las especies nativas (Baruch *et al.*, 1989), esta sustitución parece que ha comenzado a revertirse con la exclusión del pastoreo. La disminución en la densidad de árboles en la selva secundaria contribuyó en un 60% al aumento en la biomasa de herbáceas ruderales mientras que las nativas presentaron la misma biomasa, independientemente de la densidad de árboles. Se ha registrado que para la selva estacional, el pastoreo afecta más que la extracción selectiva de madera, la estructura de la comunidad arbórea (Maass *et al.*, 2010). Lo anterior coincide con nuestros resultados: la disminución en la densidad de árboles, ya sea indirectamente por el pastoreo o directamente por extracción de leña, favorece el aumento en la biomasa de herbáceas ruderales más que sólo el pastoreo. Sin embargo, dado que se sospecha que el ganado es el dispersor de las especies ruderales, en sitios no pastoreados probablemente habría una menor densidad de ruderales aún en un escenario de perturbación por extracción selectiva.

Composición. Las especies que el ganado no consume presentan espinas, sustancias tóxicas, dominan los sitios sobrepastoreados y son llamadas especies crecientes (Nai-Bregaglio *et al.*, 2002). Por otra parte, las especies preferidas por el ganado, que son muy nutritivas, pueden decrecer o desaparecer (Sternberg *et al.*, 2000). Un estudio en la selva estacional de Jalisco, México, demostró que gran parte de las especies arbóreas y herbáceas que se encuentran en la selva, tienen un alto valor nutritivo para el ganado por lo que son muy consumidas, dejando unas pocas especies dominantes en los sitios sobrepastoreados (Sánchez *et al.*, 2001). En este estudio, la selva conservada presentó una composición diferente a la de la selva secundaria, ya se excluida o sin excluir. En resumen, las preferencias alimenticias del ganado parecen haber cambiado la composición de la vegetación y 32 meses de exclusión no han sido suficientes para que este cambio se revierta. Estudios con cronosecuencias estiman que se necesitan más de 80 años de sucesión para recuperar la composición de la comunidad arbórea de la selva estacional conservada (Kennard, 2002) y, aunque la sucesión de las hierbas es más rápida que la de los árboles, la recuperación de la composición siempre necesita más tiempo de sucesión sin perturbación. Evaluaciones con periodos de exclusión de más tiempo serán necesarias para resolver si la recuperación de la composición se llevará a cabo naturalmente o será necesario introducir las especies faltantes y/o eliminar a las ruderales.

Uso tradicional. Existe una estrecha relación entre los habitantes de la selva estacional y sus recursos, lo que es apoyado por el alto porcentaje de especies que son utilizados por los pobladores de la selva estacional (80%) en comparación con otros ecosistemas ($\leq 40\%$; revisado en Maldonado-Almanza, 1997). Los cambios en la composición de hierbas debido a la ganadería puede impactar la calidad de vida de los pobladores de estas selvas. En nuestro estudio, la densidad de hierbas con algún uso fue cinco veces más alto en las exclusiones de ganado (48.9 g/m²) que en la selva conservada (9.45 g/m²) y en la selva secundaria con pastoreo (9.04 g/m²; Apéndice 1). La exclusión del ganado en pequeñas áreas de la selva secundaria (en este estudio < 1%) permitiría el aumento en la biomasa de las especies que utiliza la gente. Para otras especies útiles, la eliminación de la perturbación por 32 meses no ha sido suficiente para su recuperación, probablemente porque su dispersión es baja o porque son pobres competidoras.

Implicación para el manejo y restauración de la selva estacional. La perturbación de la selva estacional ha provocado un cambio en la composición que no se ha revertido después de 32 meses de exclusión de la perturbación. Para acelerar la recuperación de la composición original en los sitios en recuperación, podrían introducirse semillas de las especies que fueron desplazadas de los sitios perturbados. Los sitios

designados para conservación podrían enriquecerse reintroduciendo las especies típicas de los sitios conservados que además tienen algún uso tradicional, como *Laciascis nigra* que tiene uso medicinal o *L. procerrima* y *L. ruscifolia* que son usadas como forraje (Maldonado-Almanza, 1997). Las especies no presentes en la selva secundaria pudieron ser desplazadas debido a que: (a) fueron consumidas por el ganado en su totalidad, (b) a la competencia con las especies ruderales o (c) al cambio en las condiciones microambientales (mayor cantidad de luz y menor humedad). Estudios posteriores deben explorar la causa del desplazamiento de hierbas de los sitios perturbados para planear el manejo adecuado para su reintroducción exitosa (p. ej., eliminación de ruderales o creación de microhábitats).

La exclusión de la perturbación por 32 meses favoreció un aumento de la biomasa de hierbas a niveles más altos que los que existen en la selva conservada. El regreso a manejos tradicionales como el de dejar descansar los terrenos por ciertos periodos de tiempo, debe retomarse también en la selva secundaria bajo ganadería extensiva para aumentar la cantidad de alimento a disposición del ganado. Por ejemplo, el pasto nativo llamado “zacate pololo” o “zacate de loma” (*Panicum virgatum*, Poaceae) y el pasto ruderal (*Opizia stolonifera*, Poaceae) utilizados como forraje (Maldonado-Almanza, 1997), aumentaron respectivamente, siete y cinco veces su biomasa después de 32 meses de exclusión. Diferentes estrategias de manejo de la ganadería extensiva podrían favorecer distintas especies de hierbas dependiendo de su estatus (nativas o ruderales) o su cantidad de nutrientes. Futuras investigaciones deben evaluar diversas estrategias de manejo con diferentes objetivos (p.ej., económicos o de conservación).

Algunas especies útiles, como la llamada “escoba” (*Schkuhria pinnata*, Asteraceae), usada para hacer escobas (Maldonado-Almanza, 1997), únicamente prospera en sitios altamente perturbados, como aquellos con entrada de ganado. Sin embargo, dos especies útiles sólo fueron registradas dentro de las exclusiones, como el cilantro (*Coriandrum sativum*, Apiaceae) que se usa en los alimentos y también es medicinal y el llamado “quesillo” (*Sida rhombifolia*, Malvaceae) cuyo fruto es medicinal y también comestible (Maldonado, 1997). Otras especies, como la llamada “rodilla de pipilo” o “amor seco” (*Gomphrena decumbens*, Amaranthaceae) o el “ojo de gallo” (*Sanvitalia procumbens*, Asteraceae) que son utilizadas para remedios caseros (Maldonado, 1997), pueden crecer en sitios con entrada de ganado, pero triplican su biomasa en los excluidos. Pequeñas exclusiones en la selva secundaria bajo ganadería extensiva podrían favorecer la presencia y/o el aumento en la biomasa de herbáceas nativas con algún uso tradicional, permitiendo también que persistieran como metapoblaciones (Vandermer y Carvajal, 2001) y fuente de diásporas (“source gardens” *sensu* Suding y Gross, 2006).

Conclusiones

La perturbación durante > 30 años ha favorecido una acumulación de especies de hierbas en esta selva secundaria, siendo la disminución de árboles, directamente por extracción o indirectamente por el pastoreo, lo que produce un efecto mayor en la riqueza de herbáceas ruderales. Sin embargo, las especies nativas no han sido desplazadas aún después de décadas de perturbación. Dado que se sospecha que el ganado es el dispersor de las especies ruderales, probablemente habría una menor densidad de ruderales en sitios no pastoreados pero con eventos de extracción selectiva. La exclusión de la ganadería tiene un efecto positivo inmediato en la biomasa de hierbas; con el tiempo de exclusión, la biomasa de hierbas podría disminuir debido a la recuperación del estrato arbóreo. Más herbáceas nativas que ruderales tienen algún uso tradicional y el 50% sólo se encontraron en los hábitats secundarios, de donde no han sido desplazadas, aún después de décadas de actividades humanas.

Las preferencias alimenticias del ganado parecen haber cambiado la composición de hierbas y 32 meses de exclusión no han sido suficientes para que este cambio se revierta. Para acelerar la recuperación de la composición de hierbas se sugiere el enriquecimiento con especies útiles típicas de sitios conservados. La creación de mosaicos que incluyan selva conservada, selva secundaria bajo uso agropecuario y pequeñas áreas de selva secundaria excluida del ganado (< 1% de las áreas comunales) permitiría el mantenimiento de la riqueza de hierbas junto con las actividades económicas de la región.

Agradecimientos

Agradecemos el apoyo del Programa del Mejoramiento del Profesorado en Provincia (PROMEP-SEP) otorgado a CM-G, una beca de este programa otorgada a JO-T y, a CONACYT (Ciencia Básica # 80027, otorgado a CM-G). Agradecemos la ayuda de Feliciano García y Leonardo Beltrán para la identificación de las hierbas, a David Valenzuela-Galván por sus datos no publicados. René Gadea, Marines De la Peña, Angélica Alemán, Silvino Morales y Raúl Hernández por su ayuda en el trabajo de campo y a Alejandro Flores-Palacios por su ayuda con los análisis estadísticos.

Literatura Citada

- Argueta A., Cano L. y Rodarte M.E. (Coordinadores). 1994. Atlas de las Plantas de la Medicina Tradicional Mexicana. Tres tomos, Instituto Nacional Indigenista, México, D.F.
- Baruch Z., Hernández A.B. y Montilla M.G. 1989. Dinámica del crecimiento, fenología y repartición de biomasa de gramíneas nativas e introducidas en una sabana neotropical. *Ecotropicos* 2:1-13.

- Behera S.K. y Misra M.K. 2006. Floristic and structure of the herbaceous vegetation of four recovering forest stands in the Eastern Ghats of India. *Biodiversity and Conservation* **15**:2263-2285.
- Brown S. y Lugo A.E. 1990. Tropical secondary forest. *Journal of Tropical Ecology* **6**:1-32.
- Bye R. 1993. The role of humans in the diversification of plants in Mexico. En: Ramamoorthy T.P., Bye R. A., Lot A. y Fa J. E. Eds. *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*, pp. 713-731, Oxford University Press, Nueva York.
- Cadena-Salgado M.D. 2003. Efectos de la perturbación y estacionalidad en la comunidad de roedores en una selva baja caducifolia en Morelos, México. Tesis de Licenciatura, Departamento de Química y Biología, Universidad de las Américas Puebla, Santa Catarina Mártir, Puebla. 98 pp.
- CONABIO [Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad]. 2006. Malezas de México <<http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/2inicio/home-malezas-mexico.htm>> (consultado el 6 febrero del 2010).
- Dirzo, R., Young H.S., Mooney H.A., y Ceballos G. 2011. *Seasonally Dry Tropical Forest. Ecology and Conservation*. Island Press, Washington, DC.
- Dorado O., Maldonado B., Arias D., Sorani V., Ramírez R., Leyva E. y Valenzuela D. 2005. *Programa de Conservación y Manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, México*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México, DF.
- Fleischner T. 1994. Ecological costs of livestock grazing in western North America. *Conservation Biology* **8**: 629-644.
- Flores A., Martínez J. y Curry R. 2009. La vegetación de isla Socorro, Archipiélago de Revillagigedo, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* **84**:13-23.
- Floyd M.L., Fleischner T.L., Hanna D. y Whitefield P. 2003. Effects of historical livestock grazing on vegetation at Chano Culture National Historic park, New Mexico. *Conservation Biology* **17**:1703-1711.
- Griscom H.P. y Ashton M.S. 2011. Restoration of dry tropical forests in Central America: A review of pattern and process. *Forest Ecology and Management* **261**:1564-1579.
- Hayes G.F. y Holl K.D. 2003. Cattle grazing impacts on annual forbs and vegetation composition of mesic grasslands in California. *Conservation Biology* **17**:1694-1702.
- Hernández-Vargas G., Sánchez-Velásquez L.R., Carmona-Valdovinos T.F., Pineda-López M.R. y Cuevas-Guzmán R. 2000. Efecto de la ganadería extensiva sobre la regeneración arbórea de los bosques en Sierra de Manantlán. *Madera y Bosques* **6**:13-28.
- Higgs, E.S. 1997. What is good ecological restoration? *Conservation Biology* **11**:338-348.
- Kennard D.K. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* **18**:53-66.
- Keyes-Hennin M.R. y García-Moya E. 2001. Producción animal en la selva mediana de la costa de Jalisco. En: Hernández-García L., Comp. *Historia Ambiental de la Ganadería en México*, pp. 270-276, L'Institut de Recherche pour le Développement/Instituto de Ecología, A.C., Xalapa.
- Maass M., Búrquez A., Trejo I., Valenzuela D., González M.A., Rodríguez M. y Arias H. 2010. Amenazas. En: Ceballos G., Martínez L., García A., Espinoza E., Bezaury-Creel J. y Dirzo R. Eds. *Diversidad, Amenazas y Áreas Prioritarias para la Conservación de las Selvas Secas del Pacífico de México*, pp. 321-346, Fondo de Cultura Económica/Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F.
- Maldonado-Almanza B.J. 1997. Aprovechamiento de los recursos florísticos de la Sierra de Huautla Morelos, México. Tesis de Maestría en Ciencias, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 144 pp.
- Martínez-Garza C., Osorio-Beristain M., Valenzuela-Galván D. y Nicolás-Medina A. 2011. Intra and inter-annual variation in seed rain in a secondary dry tropical forest excluded from chronic disturbance. *Forest Ecology and Management* **262**:2207-2218.
- Mason-Romo E.D. 2005. Efectos de la perturbación del hábitat y la estacionalidad climática en la dieta del ratón espinoso mexicano *Liomys irroratus* (Gray, 1868) en una selva seca del sur del estado de Morelos. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca. 137 pp.
- McIntyre S., Heard K. y Martin T.G. 2003. The relative importance of cattle grazing in subtropical grasslands: does it reduce or enhance plant biodiversity? *Journal of Applied Ecology* **40**:445-457.
- Mendenhall W. y Sincich T. 1997. *Probabilidad y Estadística para Ingeniería Web y Ciencias*. Editorial Prentice Hall, 4a ed. México, D.F.
- Miceli-Méndez C.L., Ferguson B.G. y Ramírez-Marcial N. 2008. Seed dispersal by cattle: Natural history and applications to Neotropical forest restoration and agroforestry. En: Myster R.W. Ed. *Post-Agricultural Succession in the Neotropics*, pp.165-191, Springer, Nueva York.
- Monroy-Ortiz C. 1997. La leña como recurso energético. Implicaciones ecológicas y etnobotánicas. Tesis de Maestría en Ciencias, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. 114 pp.
- Nai-Bregaglio M., Pucheta E., y Cabido M. 2002. El efecto del pastoreo sobre la diversidad florística y estructural en pastizales de montaña del centro de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* **75**:613-623.
- Rivas-Alonso E. 2006. Dieta de *Baiomys musculus* (Merriam, 1862) en la Sierra de Huautla y su relación con la perturbación y la estacionalidad. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, Morelos 110 pp.
- Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México, D.F.
- Sánchez-Velásquez L., Hernández-Vargas G., Carranza-M. M.A., Pineda-López M.R., Cuevas-G R. y Aragón-C. F. 2001. Estructura arbórea del bosque tropical caducifolio usado para la ganadería extensiva en el norte de la sierra de Manantlán, México. Antagonismo de usos. *Polibotánica* **13**:25-46.
- SERI 2006. Society for Ecological Restoration International. International Primer on Ecological Restoration. En línea <http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>, revisado: enero, 2012.
- StatSoft Inc. 2004. STATISTICA for Windows [Computer program manual]. StatSoft Inc. Tulsa.
- Stern M., Quesada M. y Stoner K.E. 2002. Changes in composition and structure of a tropical dry forest following intermittent cattle grazing. *Revista de Biología Tropical* **50**:1021-1034.
- Sternberg M., Gutman M., Perevolotsky A., Ungar E.D. y Kigel J. 2000. Vegetation response to grazing management in a Mediterranean herbaceous community: a functional group approach. *Journal of Applied Ecology* **37**:224-237.

- Suding K. N. y Gross K. L. 2006. The dynamic nature of ecological systems: multiple states and restoration trajectories. En: Falk D. A., Palmer M. A. y Zedler J. B. Eds. *Foundations of Restoration Ecology*, pp. 190-209, Island Press, Washington, DC.
- Trujillo M. 2009. El significado de la práctica ganadera en Ixtlilco El Grande, Morelos: Una construcción desde los actores. Tesis de Doctorado, Universidad Autónoma Metropolitana, México, D.F. 426 pp.
- Vandermeer J. y Carvajal R. 2001. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. *American Naturalist* **158**:211-220.
- Villaseñor J. y Espinosa F. 1998. *Catálogo de Malezas de México*. Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Recibido: 4 de enero de 2012

Aceptado: 2 de mayo de 2012

Apéndice 1. Biomasa promedio (gr/m²) de 67 taxas de herbáceas en cuatro sitios excluidos (Exc), tres sitios sin excluir (Sin Exc) y tres sitios en la selva conservada (Cons) cercana a la localidad de El Limón de Cuauchichinola, Sierra de Huautla, Morelos, México en agosto- septiembre del 2008.

Especies		Exc	Hábitat Sin Exc	Cons
<i>Dicliptera peduncularis</i> Ness	Acanthaceae	0	0	2.36
<i>Elytraria imbricata</i> (Vahl) Pers. f	Acanthaceae	1.75	0.01	0.73
<i>Tetramerium nervosum</i> Nees †	Acanthaceae	0	1.11	0
<i>Gomphrena decumbens</i> Jacq. † f	Amaranthaceae	0.23	0.10	0
<i>Coriandrum sativum</i> L. f	Apiaceae	0.08	0	0
<i>Aldama dentata</i> La llave †	Asteraceae	6.37	0	0
<i>Bidens odorata</i> Cav. † f	Asteraceae	0.34	0.11	3.06
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist †	Asteraceae	0.01	0	0
<i>Cosmos sulphureus</i> Cav †	Asteraceae	0.51	0	0
<i>Delilia berteroi</i> Spreng. †	Asteraceae	0	0	0.44
<i>Dyssodia porophyllum</i> (Cav.) Cav.	Asteraceae	0.01	0	0
<i>Florestina pedata</i> (Cav.) Cass. †	Asteraceae	0.27	0	0
<i>Galinsoga quadriradiata</i> Ruiz & Pav. * †	Asteraceae	0	0.13	0.32
<i>Lagascea mollis</i> Cav. †	Asteraceae	1.56	0	0
<i>Melampodium sericeum</i> Lag. * †	Asteraceae	0	0	2.6
<i>Pectis capillaris</i> DC.	Asteraceae	0.51	0	0
<i>Pectis prostrata</i> Cav.	Asteraceae	2.09	0.69	0
<i>Porophyllum tagetoides</i> (Kunth) DC. ‡	Asteraceae	0	0.1	3.62
<i>Porophyllum</i> sp.	Asteraceae	0	0.25	5.98
<i>Sanvitalia procumbens</i> Lam. † f	Asteraceae	9.84	3.02	0
<i>Schkuhria pinnata</i> (Lam.) Kuntze ex Thell. ‡	Asteraceae	0	0.10	0
<i>Tagetes lucida</i> Cav. f	Asteraceae	1.06	0	0.18
<i>Tridax coronopifolia</i> (Kunth) Hemsl. †	Asteraceae	13.58	5.19	0
Asteraceae sp.	Asteraceae	1.2	0.83	0
<i>Commelina diffusa</i> Burm. F. * †	Commelinaceae	0.91	0.11	0
<i>Evolvulus alsinoides</i> (L.) L. †	Convolvulaceae	12.18	0.27	0.95
<i>Melothria pringlei</i> (S.Watson) Mart. Crov.	Cucurbitaceae	0.07	0	0.2
<i>Cyperus esculentus</i> L.	Cyperaceae	0.61	0.03	0.21
<i>Cyperus squarrosus</i> L.	Cyperaceae	2.42	0.03	0
<i>Cyperus</i> sp.	Cyperaceae	0	0.14	0
<i>Croton ciliatoglandulosus</i> Steud.	Euphorbiaceae	0.23	0.10	0
<i>Croton flavescens</i> Greenm.	Euphorbiaceae	0	0	3.13
<i>Euphorbia berteriana</i> Balb. ex. Spreng.*	Euphorbiaceae	0.03	0.29	0
<i>Euphorbia hirta</i> L. †	Euphorbiaceae	0.5	0	0
<i>Euphorbia mendezzi</i> Boiss *	Euphorbiaceae	0.02	0.14	0
<i>Aeschynomene</i> sp.	Fabaceae	7.71	0.09	0.18
<i>Dalea</i> sp.	Fabaceae	0.73	0	0
<i>Desmodium procumbens</i> (Mill.) Hitchc.	Fabaceae	4.9	1.6	0
<i>Senna hirsuta</i> (L.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	0.34	7	0.35
<i>Senna uniflora</i> (Mill.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	12.44	5.69	0
<i>Zornia thymifolia</i> Kunth*	Fabaceae	1.79	0.03	0

Apéndice 1. Continuación

Especies		Exc	Hábitat Sin Exc	Cons
Fabaceae 1	Fabaceae	11.85	0	0
<i>Salvia riparia</i> Kunth* †	Lamiaceae	0.18	0.42	0
<i>Salvia</i> sp.	Lamiaceae	0	0.09	2.13
<i>Sida elliotii</i> Torr. & A.Gray*	Malvaceae	0.76	0	0
<i>Sida glabra</i> Mill.	Malvaceae	0.46	0.13	0
<i>Sida rhombifolia</i> L. f	Malvaceae	0.25	0	0
<i>Sida</i> sp.	Malvaceae	0	0	0.61
<i>Bouteloua repens</i> (Kunth) Scribn. & Merr.	Poaceae	0	1.15	0
<i>Cenchrus echinatus</i> L. † f ‡	Poaceae	3.01	0.09	1.64
<i>Chloris virgata</i> Sw. †	Poaceae	2.82	0.35	0
<i>Cynodon</i> sp.	Poaceae	9.52	2.23	0.52
<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Willd.	Poaceae	0.73	0.03	0
<i>Lasiacis</i> sp.1	Poaceae	4.13	0.23	72.96
<i>Lasiacis</i> sp. 2	Poaceae	0	0	0.07
<i>Opizia stolonifera</i> J.Presl † ‡	Poaceae	23.44	5.27	0
<i>Panicum virgatum</i> L. ‡	Poaceae	0.95	0.12	0
<i>Paspalum convexum</i> Humb. & Bonpl. ex Flügge	Poaceae	28.03	0.11	0
<i>Paspalum virgatum</i> L. †	Poaceae	32	6.98	0
<i>Setaria geniculata</i> Beauv	Poaceae	7.28	0	0
Poaceae sp1	Poaceae	21.46	0.97	1.88
Poaceae sp2	Poaceae	21.46	0.97	1.88
Poaceae sp3	Poaceae	0.13	0	0
<i>Polygala</i> sp.	Polygalaceae	1.98	0.38	0
Rubiaceae sp1	Rubiaceae	0	0.36	0.07
<i>Waltheria americana</i> L. f	Sterculiaceae	0	0.12	0.41
<i>Melochia</i> sp.	Sterculiaceae	0	0.07	0.61
Morfoespecies		27.35	4.63	9.82

* Especies que no se encuentran en el listado de Sierra de Huautla (Dorado *et al.* 2005).

† Especies registradas como ruderales (malezas *sensu* CONABIO, 2006).

f Especies con uso medicinal según Maldonado-Almanza (1997)

‡ Especies con otro uso (forraje, construcción) según Maldonado-Almanza (1997)