



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE  
HIDALGO**

**Instituto de Investigaciones Sobre los Recursos Naturales  
Maestría en Ciencias en Ecología Integrativa**



Pastoreo crónico y establecimiento de especies arbóreas en la  
sucesión secundaria de la selva seca de Álamos, Sonora

## **TESIS**

Q U E P R E S E N T A

**BIÓLOGO NOÉ HERNANDEZ CORNEJO**

Como requisito para obtener el título de

**Maestro en ciencias en Ecología  
Integrativa**

Director de tesis:

Doctor en Ecología Vegetal Leonel Arturo López Toledo

Morelia, Michoacán. Marzo de 2017.

## **AGRADECIMIENTOS**

A Leo, por guiarme a lo largo de este proceso y compartir conmigo de su conocimiento y experiencia, por brindarme su incondicional amistad, por darme la confianza para llevar a cabo este trabajo, por su paciencia y el gran aporte que ha tenido en mi formación como investigador y como persona.

A mis sinodales el Dr. Bryan, Dr. Enrico, Dr. Alberto y la Dra. Ireri, por invertir parte de su valioso tiempo y conocimiento en fortalecer este proyecto.

A todos los que participan en la reserva Monte Mojino, por todas las facilidades que me brindaron en mi estancia dentro y fuera de la reserva, especialmente a Suzane, David, Luly, Lidia y Charlie.

A todas las personas del municipio de Álamos que de una u otra manera me ayudaron a realizar mi trabajo de campo, de manera muy especial a Yony, Chalito y Gaby.

A mis padres, hermanos y hermanas, por sus grandes esfuerzos, por apoyarme y aconsejarme en todas las decisiones de mi vida.

Agradezco a mis amigos que me acompañaron a lo largo de la maestría en los buenos y malos momentos.

A todos los que laboran en el Instituto de Investigaciones Sobre los Recursos Naturales y, en especial a los que conforman la Maestría en Ciencias en Ecología Integrativa.

Al proyecto Ecology, Conservation and Management of Neotropical Forests apoyado por el Instituto de Investigaciones para la Conservación del Zoológico de San Diego, California, por el financiamiento de esta investigación.

## DEDICATORIA

A mis padres:

*Victoria Cornejo Zaucedo*

*y*

*Bardomiano Hernández Vargas*

Por darme la vida y creer en mí en momentos en las que ni yo mismo lo hacía,  
por apoyarme en todos los aspectos y siempre darme la libertad de escoger el  
rumbo de mi vida... si no fuera por ustedes hoy no estaría en este lugar.

¡Gracias!

## CONTENIDO

Agradecimientos.....	I
Dedicatoria.....	II
Lista de tablas y figuras.....	V
<b>1. INTRODUCCIÓN GENERAL.....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVO GENERAL.....</b>	<b>9</b>
<b>3. JUSTIFICACIÓN.....</b>	<b>10</b>
<b>4. CONTENIDO DE LA TESIS.....</b>	<b>10</b>
<b>5. MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>12</b>
5.1. Aérea de estudio.....	12
5.2. Descripción hidrotérmica de la región.....	13
5.3. Uso del suelo en Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Rio Cuchujaqui (APFF-SARC).....	16
5.4. Especies de estudio.....	17
5.5. Diseño experimental.....	19
<b>6. BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>23</b>
Capítulo 1.....	31
Resumen.....	32
Abstract.....	33
<b>1. INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>34</b>
<b>2. METODOLOGÍA.....</b>	<b>38</b>
2.1. Área de estudio.....	38
2.2. Especies de estudio.....	39
2.3. Diseño experimental.....	40
2.4. Análisis de datos.....	41
<b>3. RESULTADOS.....</b>	<b>43</b>
3.1. Germinación.....	43
3.2. Supervivencia.....	44
3.3. Crecimiento.....	44

3.4. Variables físicas y químicas.....	45
<b>4. DISCUSIÓN.....</b>	<b>46</b>
<b>5. CONCLUSIONES.....</b>	<b>49</b>
<b>6. BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>50</b>

## LISTA DE TABLAS Y FIGURAS

**Figura 1.** Ubicación geográfica del área de estudio.....13

**Figura 2.** Balance hídrico del Municipio de Álamos, Sonora.....15

**Figura 3.** Climograma del Municipio de Álamos, Sonora.....16

### Capítulo 1

**Tabla 1.** Resultados de los análisis estadísticos para germinación de cuatro especies a lo largo de la sucesión secundaria en la selva seca de Álamos, Sonora.....56

**Tabla 2.** Resultados de los análisis estadísticos para supervivencia de cuatro especies a lo largo de la sucesión secundaria en la selva seca de Álamos, Sonora.....56

**Tabla 3.** Resultados de los análisis estadísticos para crecimiento de cuatro especies a lo largo de la sucesión secundaria en la selva seca de Álamos, Sonora.....57

**Tabla 4.** Resultados de los análisis estadísticos para densidad aparente, penetrometría y contenido de Nitrógeno y Carbono. a lo largo de la sucesión secundaria en la selva seca de Álamos, Sonora.....57

**Figura 1.** Germinación para cuatro especies nativas de la selva seca de Álamos, Sonora en sitios con diferente edad sucesional y condición de pastoreo.....58

**Figura 2.** Supervivencia para cuatro especies nativas de la selva seca de Álamos, Sonora en sitios con diferente edad sucesional y condición de pastoreo.....59

**Figura 3.** Tasa de crecimiento para cuatro especies nativas de la selva seca de Álamos, Sonora en sitios con diferente edad sucesional y condición de pastoreo.....60

**Figura 4.** Variables físicas y químicas de sitios de la selva seca de Álamos, Sonora con diferente edad sucesional y condición de pastoreo .....61

## **1. INTRODUCCIÓN GENERAL**

México es considerado un país megadiverso, esto debido a su riqueza biológica que está determinada por su variedad de climas, su historia geológica y su topografía (Conabio 1998). Se estima que cerca del 10% de las especies del planeta se encuentran en el territorio mexicano. En cuanto al número de especies, México es el quinto lugar en plantas, cuarto en anfibios, segundo en mamíferos y primero en reptiles (Groombridge y Jenkins, 2002). En lo que respecta a la flora nacional, en México se han descrito poco más de 25 mil especies (la mayoría angiospermas: 23 791 especies), lo que equivale aproximadamente a 9.1% de las especies descritas en el mundo (alrededor de 272 mil) (Semarnat 2009).

Una de las amenazas más fuertes que tiene la biodiversidad es la deforestación, que se refiere a la conversión de bosque a otro uso del suelo o la reducción a largo plazo de la cubierta de copa por debajo del 10% de la cobertura original (Van Kooten and Bulte, 2000). La deforestación puede resultar de la eliminación deliberada de la cubierta forestal para la agricultura o el desarrollo urbano, o bien como una consecuencia no intencional de pastoreo no controlado que puede impedir la regeneración natural de la vegetación original (Hecht 1993; Florentine and Westbrooke, 2004). El efecto combinado del pastoreo y los incendios puede ser una de las principales causas de la deforestación en las zonas secas (FAO, 2004). En la actualidad, la deforestación es uno de los procesos que tiene mayor impacto sobre los ecosistemas naturales, y aunque éste fenómeno puede tener varios orígenes, está asociado principalmente a factores antropogénicos, como la extracción de árboles reproductivos, construcción de carreteras y caminos, asentamientos

humanos, construcción de redes eléctricas y cambio del uso del suelo para cultivo o pastoreo de ganado (Bustamante y Grez, 1995).

La pérdida de cobertura vegetal tiene efectos en la modificación del paisaje, al mismo tiempo que puede alterar las características ambientales y la capacidad del ambiente de proporcionar servicios ecosistémicos (captar agua, fijar CO<sub>2</sub>, producir O<sub>2</sub>, evitar erosión, aporte estético y cultural, etc.) (Brown y Lugo, 1994). Éste fenómeno puede provocar cambios significativos en las condiciones tanto abióticas, como bióticas en los sitios perturbados en comparación con los del bosque nativo (Kapos 1989). Factores como la luz, la humedad y la temperatura del aire aumentan, mientras que la humedad del suelo decrece (Kapos 1989). Estos cambios pueden afectar las condiciones para la regeneración de las plantas; debido a que los ambientes secos, luminosos y calurosos pueden inhibir la germinación de semillas y crecimiento de plántulas de árboles (Chen et al., 1992). Aunado a estos efectos encontramos también que ésta reducción de la cobertura vegetal original puede ocasionar la eliminación local de algunas especies, y por lo tanto, influye en su viabilidad a largo plazo, que se atribuye básicamente a la reducción del número de individuos y a su aislamiento (Boshier 2004).

La selva seca no es ajena a los efectos de este tipo de procesos a nivel global (Miles et al 2006; Sánchez-Azofeifa et al., 2011). Este ecosistema es uno de los más importantes para los recursos naturales a nivel global, ya que ocupa el 42% de la superficie tropical del mundo (Murphy y Lugo, 1986) y el 47% de la superficie forestal en América Latina (Houghton et al., 1991). Sin embargo, esta superficie se encuentra en gran riesgo debido a procesos de deforestación. Por ejemplo, en el periodo 1980-2000 la selva seca de Latinoamérica tuvo una reducción de alrededor del 15% (Miles et al., 2006). Para el caso

de México, Trejo y Dirzo (2000) documentaron que la tasa de deforestación anual de las selvas secas a nivel nacional en el 2000 era del 1.4%. Además, se ha documentado que la cobertura original de este ecosistema, ha disminuido desde 14.9% de la superficie total del país en 1971 a solo 7.6% en el año 2000. Es decir, únicamente cerca del 50% de este ecosistema permanece en la actualidad (Trejo 2010). Estas altas tasas de deforestación pueden provocar importante pérdida de biodiversidad, así como en los servicios ambientales (Miles et al., 2006). Esto es muy importante, ya que la flora de la selva seca en México, tiene un componente endémico muy importante, estimado en 10% al nivel de género y en 60% para el de especie (Lott y Atkinson, 2010). Según Rzedowski (1991) la selva seca alberga cerca del 20% de la flora del país, y en este ecosistema se encuentra el 34% de las especies de vertebrados que existen en México (Ceballos y Valenzuela 2010). Por otra parte, tenemos los servicios ecosistémicos que la selva seca provee, ejemplo de ellos es que son sumideros de carbono, retienen y fertilizan los suelos para la producción agrícola y ganadera, además de abastecimiento de cuerpos subterráneos de agua, etc. (Balvanera y Maass 2010, Balvanera et al. 2011).

Al igual que en otros ecosistemas, la deforestación de las selvas secas en México se asocia principalmente al cambio de uso de suelo de forestal a agrícola-ganadero (Wright, 2005). Este cambio inicia con la roza, tumba y quema, seguido por el pastoreo intensivo después del primer periodo de cultivo agrícola (Gutiérrez, 1993). Mientras que la roza, tumba y quema tiene efectos inmediatos sobre los diversos procesos y propiedades funcionales, el cambio de uso de suelo tiene consecuencias a largo plazo. En un estudio en Chamela referente a este tipo de pérdida de cobertura vegetal, se estimó una pérdida de entre el 62 y 80% de la cantidad original de fitomasa (Kauffman et al., 2003). Aunado

a esto hay que agregar que cerca del 70% de la fitomasa puede perderse por erosión eólica en unas cuantas semanas después de la quema (González, 1992). Después de la quema se realiza la siembra de cultivos (maíz, frijol, calabaza y otros dependiendo de la región), y al término de la temporada de lluvias se lleva a cabo la cosecha y con ello se da la introducción de ganado para el pastoreo. Desde la perspectiva hidrológica, con el pastoreo se da una mayor demanda por evaporación ya que aumenta la temperatura superficial del suelo al disminuir la cobertura vegetal (Burgos, 1999). Además, como resultado de la transformación de la selva se da la disminución de hasta el 50% de las raíces finas en los primeros 5 cm. del suelo (Castellanos et al., 2001). De manera contraria, se ha documentado que el ganado puede ayudar a acelerar la integración de los nutrientes al suelo por medio de las heces y la orina evitando el proceso de caída y descomposición de las hojas y tallos (Sharrow and Ismail 2004). Es importante mencionar que las excretas suelen ser escasas en los sitios de ramoneo, y suelen ser más abundantes alrededor de cuerpos de agua, en los sitios de sombreado, de los cercos y los refugios (Arnold and Dudzinski 1978; Hirata and Higashiyama, 1997). Este patrón espacial de defecación ayuda a la redistribución de los nutrientes de los sitios de forrajeo a las áreas de reposo, que conlleva a la distribución espacialmente heterogénea de los nutrientes del suelo (Franzluebbers et al., 2000; Moe and Wegge, 2008).

Sin embargo, debido a la historia e intensidad de manejo de los sitios, estos pueden llegar a degradarse y volverse improductivos, por lo que son abandonados (Castellanos et al., 2005). Como parte del proceso sucesional y posteriores desmontes para nuevas parcelas de cultivo, se generan parches con diferentes edades de abandono que van desde campos agrícolas/ganaderos recientemente abandonados, bosques secundarios y hasta una

matriz de bosque primario (Lebrija et al., 2008). El restablecimiento de los paisajes alterados por las actividades humanas depende básicamente del potencial de recuperación del ambiente y de la capacidad del hombre para identificar prácticas productivas amigables con la naturaleza (Wright et al. 2003; Melo et al. 2013). Algunas actividades que se espera ayuden a acelerar la regeneración del bosque son la tala selectiva a pequeña escala y las plantaciones de árboles nativos en las zonas degradadas (Hartshorn 1989).

El proceso de sucesión secundaria consiste en recuperar los factores ambientales perdidos que mantienen las funciones del ecosistema (Opler, Baker, y Frankie, 1980). Este proceso no es unidireccional ya que existe un remplazamiento de las especies con el paso del tiempo o etapas serales (Van Der Valk 1987). En el bosque tropical húmedo es donde más se ha estudiado la dinámica de las especies a lo largo de la sucesión (Finegan 1996, Chazdon 2008). Por otro lado, los patrones que acontecen en las selvas secas dadas sus peculiares características están en auge (Lebrija-Trejos et al., 2008, Quesada et al. 2009), pues se desconoce qué tan adecuada es la idea clásica de sucesión ya que la dinámica en estos ecosistemas está determinada por la variación en la precipitación (Murphy y Lugo 1986, Anaya et al., 2007), y no por la cantidad de luz como sucede en las selvas húmedas (Ceccon et al., 2006). Esta variación en el patrón de precipitación determina la dinámica y la estructura de la flora de la selva seca (Murphy y Lugo 1995). La disponibilidad de agua juega un papel crucial en establecimiento, supervivencia y desarrollo de las especies vegetales (Ruthenberg 1980), pues restringe los patrones espaciales de los arboles adultos (Balvanera et al., 2011; Espinosa et al., 2011), además de intervenir en algunos procesos ecológicos como las interacciones bióticas (Martínez-Yrizar et al., 1992; Mooney et al., 1993). Un proceso que se ha documentado es que las

primeras etapas serales son más calientes y el agua es limitada, en comparación con las etapas tardías (Lebrija-Trejos et al., 2011). Además de que las primeras etapas suelen experimentar cambios rápidos en la composición de especies, fenómeno que se va estabilizando con el paso de los años (Lebrija-Trejos et al., 2010).

El patrón observado generalmente en la sucesión del bosque tropical es que la colonización inicial está dominada por especies pioneras, de corta duración y rápido crecimiento que ocupan el dosel de los bosques secundarios durante los primeros años después de abandono, estas son remplazadas por especies de lento crecimiento y de larga vida que dominan el dosel hasta etapas finales (Richards et al., 1996). La entrada de estas especies al proceso sucesional benefician posteriormente el establecimiento de especies de lento crecimiento o de estadios sucesionales maduros, ya que crean microclimas, producción alta de semillas gracias a su rápida reproducción, acelerado crecimiento y son tolerantes a altos niveles de radiación solar (Grubb 1997).

Después de perturbación por tala y quema y posterior abandono, la regeneración del bosque tiene una fase larga (entre 5 y 50 años), donde especies de leguminosas son dominantes en el caso de los bosques secos de Sonora y Sinaloa una de las especies más importantes es *Acacia cochliacantha* (Álvarez-Yépiz et al., 2008). Después del uso agrícola se da la introducción de ganado, que tiene efectos en las propiedades del suelo, por ejemplo, a menudo reduce la porosidad y la infiltración del agua y aumenta la densidad aparente (Greenwood y McKenzie, 2001; Sharrow 2007). También induce cambios en las propiedades químicas del suelo, tales como el pH, la capacidad de intercambio catiónico y carbono orgánico en una dirección dependiendo de varios factores, siendo la mineralogía del suelo y la historia de uso del suelo los más importantes

(Gebremeskel y Pieterse, 2006). Por otra parte, se ha descrito que las prácticas agrícolas de larga duración pueden reducir la disponibilidad de semillas en el banco y al mismo tiempo influye negativamente en la fertilidad del suelo (López-Toledo y Martínez-Ramos, 2011). En el sur de Sonora se han erradicado grandes áreas de selva seca de para el pastoreo de ganado (Búrquez et al., 2002); hoy en día, la sucesión del bosque secundario es evidente en los sitios abandonados (Búrquez et al., 2002), aunque muchos de ellos se siguen utilizando como parcelas de pastoreo en la actualidad. Los predios con ganadería permanente sufren alteraciones progresivas de larga duración, es decir, alteración crónica (Martorell y Peters, 2005).

Con la finalidad de estudiar los patrones a lo largo del proceso sucesional se utilizan sitios con diferentes edades de abandono, que se le conoce como cronosecuencia (Chazdon, 2008). Una de las desventajas de la utilización de las cronosecuencias es que los sitios utilizados son elegidos de manera errónea y suelen ser muestras sesgadas del paisaje (Chazdon, 2008). Los estudios a corto o largo plazo basadas en secuencias bien definidas y réplicas suficientes pueden ayudar en la comprensión de los procesos dinámicos y los cambios funcionales que se registran durante la sucesión del bosque (Walker et al., 2010).

Una vez que los sitios agrícolas y/o ganaderos son abandonados se podría iniciar el proceso de sucesión (Castellanos et al., 2005). Sin embargo, si se siguen utilizando intermitentemente durante mucho tiempo, los efectos del pastoreo citados anteriormente se pueden acumular, lo cual tiene efectos negativos en el proceso de regeneración del bosque (Álvarez-Yépiz et al., 2008). Pues se ha documentado que sitios que comparten el mismo clima, tipo y uso de suelo, requieren diferentes tiempos para la regeneración y

siguen trayectorias de sucesión diferentes, lo cual es determinado por la intensidad del factor de estrés (Chazdon et al., 2007).

El presente trabajo pretende generar conocimientos básicos de germinación, supervivencia y crecimiento de cuatro especies arbóreas en sitios con distinta edad sucesional, que pueden servir para identificar especies adecuadas para llevar a cabo el aceleramiento de la sucesión. Sin embargo, debido a la posible degradación del suelo y a la reducción de las fuentes de propágulos, como el banco de semillas, así como la estacionalidad marcada de la precipitación se puede limitar la regeneración natural y la sucesión ecológica en sitios degradados abandonados (Maza-Villalobos et al., 2011). Por lo tanto, una posible estrategia sería favorecer la sucesión secundaria mediante la reintroducción de plantas de especies nativas adecuadas a las condiciones ambientales determinadas por cada estadio sucesional (Luken 1990).

## **2. OBJETIVO GENERAL**

Contribuir con información ecológica de algunas especies arbóreas de la selva seca de Álamos durante el proceso de sucesión secundaria y que pueda ser útil en futuros programas de restauración ecológica.

### **3. JUSTIFICACIÓN**

La selva seca en la región de Álamos ha sido utilizada desde hace muchos años con fines agrícolas y ganaderos, un fenómeno muy importante es la tala de grandes extensiones de bosque para el establecimiento de pastizales, y desafortunadamente los estudios en torno a los efectos de estos cambios de uso de suelo son muy escasos (Álvarez-Yépez et al., 2008). En este sentido, es de mucha importancia identificar especies con alto potencial de establecimiento para recuperar los sitios degradados por la acción del hombre.

En el continente americano, la selva seca de Álamos constituye el punto más norteño de este ecosistema; debido a su ubicación geográfica, esta selva experimenta altas fluctuaciones de precipitación y temperatura que la convierten en un sitio adecuado para encontrar especies que tengan capacidades de establecerse bajo estas condiciones extremas, y que por tanto puedan ser incluidas en futuros programas de restauración, manejo y aprovechamiento frente al amenazador escenario del cambio climático global.

### **4. CONTENIDO DE LA TESIS**

En esta tesis se estudian las tasas de germinación, supervivencia y crecimiento de cuatro especies arbóreas nativas de la selva seca. Para esto en la primera parte se presenta una revisión bibliográfica de la importancia de la selva seca, su estado actual y las principales problemáticas a las que se enfrenta, y de manera particular los procesos que tienen lugar cuando se da la deforestación para conversión a sistemas agrícolas o de pastoreo de ganado; y en este sentido, se plantea la posibilidad de acelerar el proceso de sucesión secundaria.

En el primer capítulo, específicamente se estudia como el efecto que tuvo la condición de pastoreo de ganado en las condiciones ambientales, en sitios con distinta edad sucesional afecta la germinación, supervivencia y el crecimiento de *Lysiloma divaricatum*, *Erythrina flabelliformis*, *Ceiba acuminata* y *Tabebuia impetiginosa*, especies de nativas abundantes de la selva seca. Además, estos patrones se comparan con sitios de los cuales se excluyó el ganado recientemente (8 años antes del inicio de este experimento).

## 5. MATERIALES Y MÉTODOS

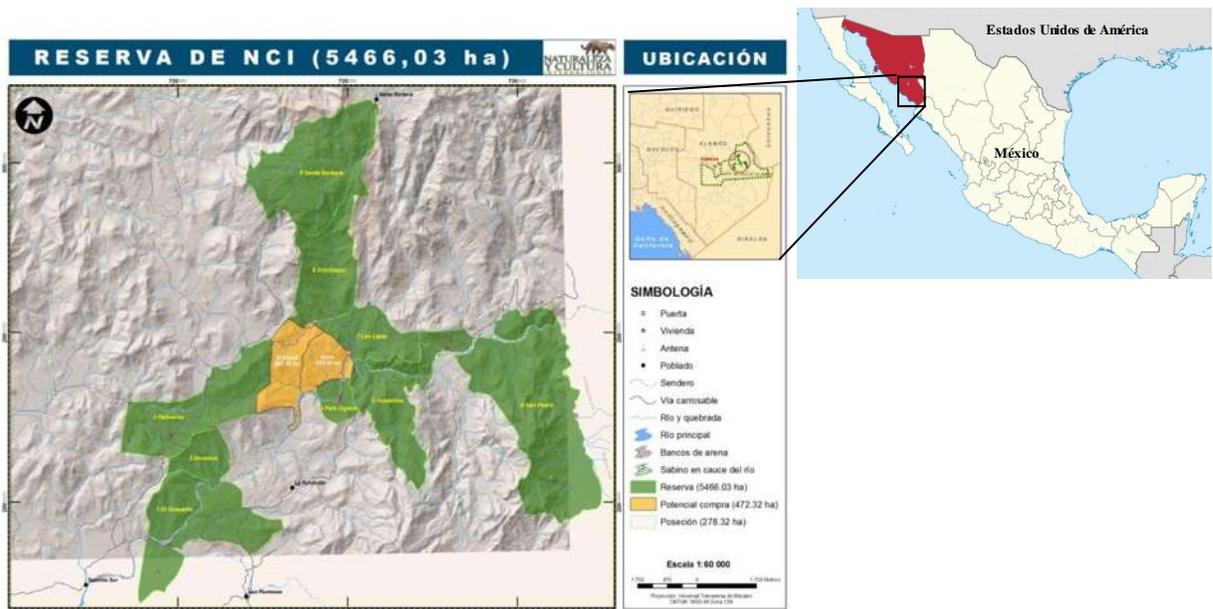
### 5.1. Área de estudio

El experimento se llevó a cabo en el municipio de Álamos, en el estado de Sonora, México, dentro del Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Rio Cuchujaqui (APFF-SARC) que es una reserva dentro de la red federal de áreas protegidas de México. Esta reserva constituye el punto más norteño de la selva seca en América. En la APFF-SARC la selva seca crece en suelos rocosos entre 300 y 900 metros de altitud, rodeado de matorral espinoso hacia el oeste, el desierto de Sonora al norte, y bosques de pino-encino dominada al este y al oeste de la en los niveles más altos de la Sierra Álamos y Sierra Madre (Van Devender et al., 2000).

Una parte del estudio se realizó dentro de la Reserva Monte Mojino (ReMM), una reserva privada de aproximadamente 5,665 hectáreas al este de Álamos, propiedad y gestionado por la Naturaleza y Cultura Internacional, una organización no lucrativa enfocada en conservación de la biodiversidad en el neotrópico de América Latina (Fig. 1). La altura promedio del dosel en la Reserva Monte Mojino es de 10 a 15 metros de altura (Van Devender et al., 2000). Las elevaciones varían de 300 a 1600 msnm y dan lugar a un gradiente de vegetación que va de la selva seca a bosque de pino-encino. La precipitación anual en la zona es muy variable con una media de 650 mm (rango: 190-1,120 mm). La estación seca de ocho meses (de noviembre a junio) es muy pronunciada, recibiendo sólo el 25-35% del total anual de precipitaciones. La temperatura media anual es de 21.5 °C (rango: 10-41 °C) (López-Toledo et al., 2013).

En el área los suelos son cambisoles y litosoles, los primeros son suelos jóvenes que, a excepción de zonas áridas, se pueden encontrar en cualquier tipo de vegetación o clima;

se caracterizan por presentar terrones originarios de la roca que les dio origen, además de acumulados de arcilla, carbonato de calcio, fierro o magnesio, su productividad está determinada por el clima donde se encuentran (INEGI, 2004). Los segundos son suelos muy abundantes en México y se caracterizan por tener baja profundidad y altas concentraciones de roca, su fertilidad y susceptibilidad depende del tipo de vegetación que los cubre, en ellos se puede practicar el pastoreo y el cultivo de manera regulada (INEGI, 2004).



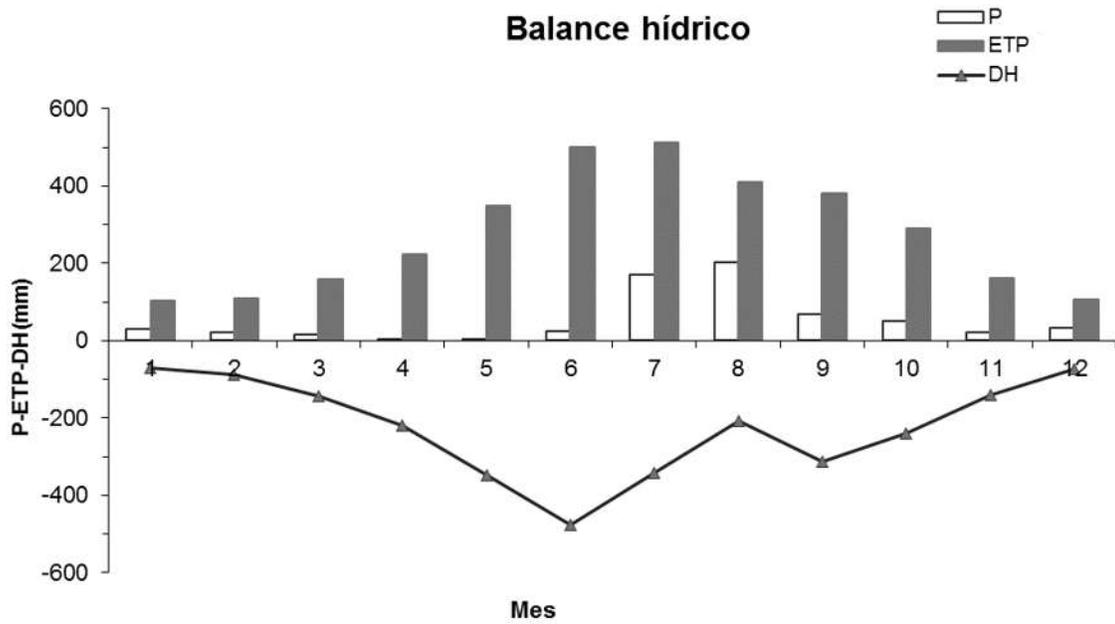
**Figura 1.** Ubicación geográfica del área de estudio.

## 5.2. Descripción hidrotérmica de la región

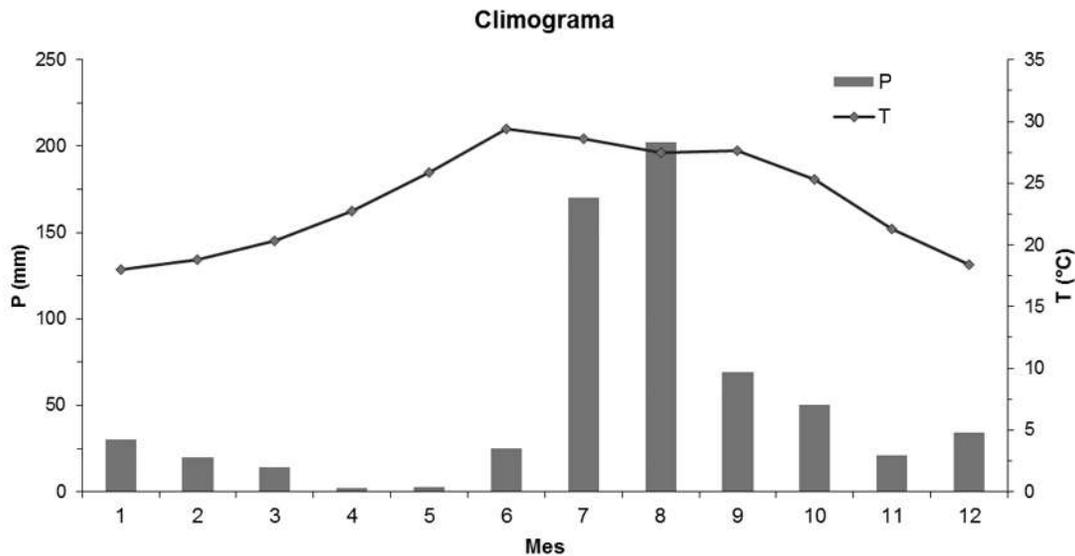
Para el entendimiento del papel que juega la disponibilidad del agua en el establecimiento de las plántulas, es útil la elaboración de climogramas y gráficas de balance hídrico, mismos que se pueden elaborar con el Programa para cálculo de régimen hidrotérmico,

horas frío, erosión FAO y balance hídrico desarrollado por Gómez-Tagle y Gómez-Tagle (2006).

Se percibe un pico en la temperatura en el mes de junio, que es seguido del inicio de la temporada de lluvias, y una marcada diferencia en los niveles de precipitación que se concentra principalmente en cuatro meses de año (julio-octubre) (Fig. 2). Se observa una relación negativa entre la evapotranspiración y el déficit hídrico, este patrón se interrumpe en los meses más lluviosos, pues la precipitación ayuda a aminorar del déficit en la relación oferta demanda de agua en el ambiente (Fig. 3). Dados los altos niveles de evapotranspiración y en su comparación, los niveles bajos de precipitación, el déficit hídrico es siempre negativo y se agudiza en el mes más caliente (Fig. 3). Un déficit hídrico negativo es indicador de ambientes donde la disponibilidad de agua es crítica, y el entonces la subsistencia de las plantas se limita la capacidad para obtenerla de subsuelo o a limitar acciones fisiológicas en la temporada de mayor escasez.



**Figura 2.** Balance hídrico del Municipio de Álamos, Sonora. En el eje vertical se representan los meses del año con números en orden sucesivo. En el eje horizontal se presenta la precipitación (P), la evapotranspiración (ETP) y el déficit hídrico (DH).



**Figura 3.** Climograma del Municipio de Álamos, Sonora. En el eje “x” se representan los meses del año con números en orden sucesivo. En el eje “y” se presenta la precipitación (P) en milímetros; en el segundo eje “y” la temperatura (T) en grados centígrados.

### **5.3. Uso del suelo en Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui (APFF-SARC).**

El Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui está compuesta por predios privados y por la Reserva Monte Mojino (ReMM). Algunas de las actividades comunes en los predios privados es la práctica de la agricultura de temporal y la ganadería, que se realiza con rotación de ganado y un promedio de 7.72 hectáreas de terreno por cabeza de ganado. Es común el uso de parcelas para cultivo o para establecer pastizales para el ganado, muchos de ellas son remplazados por otras nuevas con el paso del tiempo, con lo que genera un paisaje de parches con diferentes edades de regeneración.

Por otra parte, la ReMM se encuentra en las faldas de la Sierra Madre, rodeando principalmente la cuenca del Río Cuchujaqui y se compone de ocho ex haciendas ganaderas. Naturaleza y Cultura Internacional adquirió la mayoría de los ranchos desde 2008, y desde entonces se retiró el ganado de las propiedades. Se mantienen cercos divisorios entre propiedades reserva y ranchos colindantes, para evitar la entrada de ganado. Debido a que los predios se obtuvieron en diferentes años, la edad de recuperación que tienen es ligeramente diferente entre ellos variando entre 5 y 7 años. También es importante señalar que debido a que la zona era utilizada con fines ganaderos, en algunos predios se introdujo desde la década de 1970 pasto buffel (*Pennisetum ciliare*) y a la fecha aún existen áreas en los que subsiste éste pasto exótico. El presente estudio se realizó dentro y fuera de la ReMM, con esto se logró comparar la respuesta de las plántulas a los efectos las diferentes condiciones de pastoreo a lo largo de la sucesión secundaria.

#### **5.4. Especies de estudio**

En este estudio se utilizaron cuatro especies arbóreas que, según la literatura y posteriores corroboraciones en campo, pertenecen a la selva seca de la región; además de que se constató que tuvieran tasas abundantes de producción de semillas y con ello disponibilidad de semillas. Las especies seleccionadas son las siguientes:

*Lysiloma divaricatum* (Fabaceae). Árbol pequeño a mediano de hasta 15 m., 20 m. en ocasiones. Crece en matorrales espinosos y en la selva baja. Las hojas miden entre 4-13 cm. de largo, con una glándula en la base; tiene de 6-11 pares de pinas por hoja. Su fruto en una vaina. Es un árbol dominante en el bosque maduro del sur de Sonora. Crece desde

Costa Rica hasta el norte de México, en Sonora, Baja California sur, Tamaulipas y San Luis Potosí. Grandes cantidades de troncos se cortan y se venden como estacas para uva y otros cultivos cuando los bosques son talados para la introducción de pasto buffel, y en algunos lugares es utilizado para construir cercos, ya que su duración puede ser de hasta 15 años (CONABIO, 2009).

***Erythrina flabelliformis*** (Fabaceae). Es un arbusto o árbol pequeño de hasta 3 m. de altura. Los tallos son de color blanco y cubierto con una aterciopelada pubescencia cuando son jóvenes, cuenta con espinas curvas de aproximadamente 6 mm de largo. Hojas trifoliadas, rígidas y coriáceas, generalmente más anchas que largas. Las flores se encuentran dispuestas en racimos terminales, son de color rojo intenso y miden unos 4 cm de largo. Frutas están cubiertas con diminutos pero densos pelos. Las semillas son ovales, de hasta 15 mm de diámetro, de color rojo (CONABIO, 2009).

***Ceiba acuminata*** (Malvaceae). Un árbol nativo del bosque tropical caducifolio. Fácil de reconocer por su principal muy espinoso tallos. El grado de espinas es muy variable y algunos árboles puede casi carecen de ellos. Las flores nocturnas abren en mayo y junio y son polinizadas por murciélagos. Grandes frutos ovalados cuelgan en los árboles hasta el invierno, cuando se abren, se separan con un chasquido audible. Las semillas están incrustadas en una gran masa de fibras algodonosas (CONABIO, 2009).

***Tabebuia impetiginosa***. Es un árbol perteneciente a la familia Bignoniaceae que llega a medir hasta 20 m de altura. Tiene corteza oscura y agrietada. Hojas divididas en 5 folíolos ligeramente pubescentes. La similla mide de 25 a 45 cm. de larga por 1.5 a 2.2 cm. de ancha, la superficie es lisa o glabra. Su temporada de floración es de enero a

marzo. Crece en pendientes y cañones de la selva seca. Crece desde los 5 a los 1065 msnm, desde el sureste de Guatemala hasta Sonora y Chihuahua. Sus flores son muy vistosas al presentarse en la temporada seca y por su color llamativo (CONABIO, 2009).

### **5.5. Diseño experimental**

Para estudiar las respuestas en germinación, supervivencia y crecimiento de especies arbóreas a lo largo del proceso sucesional dada la persistencia de un factor de perturbación crónico, se utilizó un diseño de cronosecuencias, en condiciones de conservación y totalmente libres de pastoreo por ganado, dentro de la ReMM; mientras que otra se encuentra en sitios con exclusión de ganado, pero que han sido utilizados crónicamente para uso ganadero y/o agrícola y se ubicara en propiedades privadas.

Cada cronosecuencia consiste en 15 sitios con diferente edad sucesional; estos sitios son representativos del proceso sucesional completo, y van desde sitios de sucesión temprana (de reciente abandono), hasta sitios de bosque maduro que son parches de vegetación que no han sido deforestados en por lo menos, los últimos 70 años.

Se seleccionaron cuatro especies arbóreas y posteriormente se realizó una colecta de 1200 semillas para cada una de las especies. Los individuos de los cuales se colectaron las semillas se encontraban distribuidos en toda la región, esto con la finalidad de evitar algún sesgo por cuestiones genéticas. Las semillas utilizadas fueron colectadas de la temporada inmediata anterior, esto con la finalidad obtener la mayor viabilidad posible, y se trató simular las condiciones en las que las semillas se encuentran en la naturaleza.

Para cada sitio se estableció un cuadrante de 6 x 6 m; con lo que se obtuvo un total de 15 sitios con pastoreo crónico y 15 sin pastoreo. Dentro de cada cuadrante, se

pusieron a germinar las semillas de las cuatro especies distribuidas al azar en líneas para facilitar el seguimiento de la germinación, supervivencia y crecimiento de las plántulas. A lo largo de cada línea se montaron cuatro estaciones de germinación, y en cada estación se depositaron diez semillas de una especie en particular. Para evitar la dispersión/depredación, las semillas se cubrieron por una trampa hecha de malla de alambre.

El experimento de germinación se estableció a inicios de la temporada de lluvias (Julio 2015) y se realizó un monitoreo durante 5-6 meses (hasta que la curva de germinación para todas las especies alcance la asíntota). Se monitoreo a las semillas germinadas, se midió la supervivencia y el crecimiento de las plántulas emergentes hasta completar un ciclo que incluyó la época de lluvias y secas (hasta mayo 2016).

De manera complementaria al experimento de establecimiento, se midieron algunas variables físicas del suelo asociadas con la compactación y contenido de nutrientes con la finalidad de buscar algún patrón que ayude a explicar los patrones demográficos de las plántulas usadas. Se tomaron muestras de suelo para medir densidad aparente en todos los sitios bajo el método propuesto por Blake en 1965, que consiste consta de los siguientes pasos:

1. Preparar la superficie donde se va a tomar la muestra, esta debe ser completamente vertical u horizontal lisa.
2. Introducir el núcleo (muestreador) hasta llenarlo teniendo cuidado de no presionar demasiado para no provocar compactación de la muestra.
3. Retirar el cilindro cuidadosamente para mantener intacta la muestra de suelo.

4. Recortar ambos extremos del cilindro para retirar exceso de suelo de la muestra.
5. Retirar la muestra del cilindro y depositarlo en una bolsa perfectamente cerrada y previamente etiquetada para evitar confusiones.
6. Transportar las muestras al laboratorio con el mínimo de perturbación posible.
7. Pesar las muestras para obtener el peso húmedo en caso de ser requerido.
8. Después se ponen a secar las muestras en un horno a 105 °C. Para núcleos, 7.62 cm de diámetro y 7.62 cm de largo, utilizamos 72 horas para secar; para muestras más pequeñas se requiere menos tiempo.
9. La densidad aparente se calcula dividiendo el peso seco de la muestra de suelo entre el volumen del cilindro utilizado.

Otra variable asociada a la compactación del suelo que se midió fue la penetrometría, que es una variable que mide la resistencia que tiene el suelo a ser penetrada por el cono de una varilla de metal. Las medidas se realizaron con un penetrómetro dinámico, el cual consiste en una barra de metal con una punta cónica en un extremo, un yunque alrededor de la barra y un martillo deslizante con una masa fija en el otro extremo (Herrick y Jones, 2002). El cono es empujado hacia el suelo por golpes sucesivos del martillo deslizante contra el yunque. El golpe del martillo proporciona una cantidad conocida de energía cinética aplicada. La fórmula utilizada para medir la resistencia que ofrece el suelo a la penetración es la llamada “formula holandesa” (Sanglerat 1972, Cassan 1988):

$$R = (m \cdot g \cdot H / A \cdot \Delta z) (m/m + m')$$

Donde:

R.- Resistencia a la penetración (Pa)

m.- Masa del martillo.

m'.- Masa del eje (varilla, yunque, cono y otras partes unidas al penetrómetro).

g.- constante de aceleración de la gravedad ( $9.81 \text{ ms}^{-2}$ ).

H.- Altura a la que se eleva el martillo.

A.- Área basal del cono.

$\Delta z$ .- Profundidad de penetración.

Debido a que el número de golpes necesarios para recorrer una misma distancia tiende a ser discontinuo al aumentar la profundidad, una manera alternativa de analizar los datos fue calcular la densidad de energía acumulada con la profundidad de penetración, en este caso se trabajó con una profundidad de 10 cm. La fórmula utilizada para el cálculo es la siguiente:

$$Ed(z) = N (m * g * H / A) (m / m + m')$$

Donde:

Ed.- Densidad de energía acumulada ( $\text{J/m}^2$  o  $\text{N/m}$ ).

N.- Número de golpes necesarios para alcanzar la profundidad (z).

Al mismo tiempo, se tomaron muestras de suelo para medir porcentaje de Nitrógeno y Carbono, las cuales fueron enviadas para sus análisis en el Laboratorio Nacional de Fertilidad de Suelos y Nutrición Vegetal (Campo Experimental Bajío) del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias de Guanajuato. Lo anterior con la finalidad de corroborar si la edad sucesional o la ganadería modifican el contenido de estos elementos en el suelo.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez-Yepiz, J. C., Martínez-Yrizar, A. Burquez, A. Lindquist, C. (2008). Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management* 256, 355–366.
- Amstrong, W.P. (1992). Logwood and Brazilwood: Trees that spawned 2 Nations. (Modificado de: *Pacific Horticulture* 53:38-43). Disponible en: <http://waynesword.palomar.edu/ecoph4.htm>. Fecha de acceso: 06/11/2016.
- Anaya, C. A., F. García-Oliva y V. J. Jaramillo. (2007). Rainfall and labile carbon availability control litter nitrogen dynamics in a tropical dry forest. *Oecologia*, 150, 602-610.
- Arnold G. W., and Dudzinski M. L. (1978). Ethology of free-ranging domestic animals. *Journal of Range Management*, Vol. 32, No. 6, p. 480.
- Balvanera, P., Castillo, A., and Martínez-Harms, J. (2011). Ecosystem Services in Seasonally Dry Tropical Forests. In: Dirzo, R., Young, S. H., Mooney, H. A. and Ceballos, G. (eds). *Seasonally Dry Tropical Forest, Ecology and Conservation*. Island Press. pp. 259-278.
- Balvanera, P., y Maass, M. (2010). Los servicios ecosistémicos que proveen las selvas secas. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Creel, B.J., y Dirzo, R. (eds.). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. FCE, Conabio. pp. 93-118
- Blake, G. R. (1965). Bulk Density in Methods of Soil Analysis, (*Agronomy*, No. 9, Part 1), C.A. Black, ed. pp. 374-390.
- Boshier, D. H. (2004). Agroforestry systems: important components in conserving the genetic viability of native tropical tree species? *In* Schroth, G., Fonseca, GAB da, Harvey, CA; Gascon, C; Vasconcelos, H; Izac, A. Eds. *Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes*. Washington, DC, Island Press. p. 290-313.
- Brown, S., y A. E. Lugo. (1994). Rehabilitation of tropical lands: A key to sustaining development. *Restoration Ecology* 2, 97-111.

- Burgos, A. L. (1999). Dinámica hidrológica del bosque tropical seco en Chamela, Jalisco, México. Tesis de maestría, Facultad de ciencias, UMAM, México D.F.
- Búrquez, A., Miller, M., Martínez-Yrizar, A. (2002). Mexican grasslands, thornscrub and the transformation of the Sonoran Desert by invasive exotic buffel grass (*Pennisetum ciliare*). In: Tellman, B. (Ed.), Invasive Species in Sonoran Desert Communities. University of Arizona Press, Tucson, pp. 126–164.
- Bustamante R, A. Grez. (1995). Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo (Chile)* 11, 58-63.
- Cassan, M. (1988). Les essais in situ en mécanique des sols, Volume 1 réalisation et interpretation. 2<sup>ème</sup> edition, pp 146 – 151. Eyrolles: Paris.
- Castellanos, A. E., M. J. Martínez, J. M. Llano, W. L. Halvorson, M. Espiricueta y I. Espejel. (2005). Successional Trends in Sonoran Desert Abandoned Agricultural Fields in Northern Mexico. *Journal of Arid Environment* 60, 437-455.
- Castellanos, V., V. J. Jaramillo, L. R., Sanford Jr., y J. B. Kauffman, (2001). Slash-and-burn effects on fine root biomass and productivity in a tropical dry forest ecosystem in México. *Forest ecology and management* 148,41-50.
- Ceballos, G. y Valenzuela, D. (2010). Diversidad, ecología y conservación de los vertebrados de Latinoamérica. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Creel, B.J., y Dirzo, R. (eds.). Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México. FCE, Conabio, pp. 93-118.
- Ceccon, E., P. Huante y Rincón E. (2006). Abiotic Factors Influencing Tropical Dry Forests Regeneration. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49, 305-312.
- Conabio, (1998) La diversidad biológica de México: Estudio de País. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- CONABIO, (2009) Catálogo taxonómico de Especies de México. 1. En capital Natural. México. CONABIO, Ciudad de México.
- Chazdon, R. L. (2008). Chance and determinism in tropical forest succession. In W. Carson and S. Schnitzer (Eds.). *Tropical forest community ecology*, pp. 384–408. Blackwell Publishing, Oxford, U.K.

- Chazdon, R. L., Letcher, S. G., van Breugel, M., Martínez-Ramos, M., Bongers, F. and Finegan, B. (2007). Rates of changes in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 362, 273–289.
- Chen J., Franklin, J. F and Spies, T. A. (1992). Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-Fir forest. *Ecological Applications*, 2, 387-397.
- Espinosa, C. I., Cabrera, O., Escudero, A., Luzuriaga, A. (2011). What Factors Affect Diversity and Species Composition of Endangered Tumbesian Dry Forests in Southern Ecuador. *Biotropica* 43, 15-22.
- FAO, (2004). *FAO Global forest resources assessment update 2005 Terms and definitions (Final version)*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/007/ae156e/AE156E00.htm#TopOfPage>. Fecha de acceso: 04/17/2016.
- Finegan, B. (1996). Pattern and process in neotropical secondary rain forests: The first 100 years of succession. *Trends Ecology and Evolution*, 11, 119–124.
- Florentine, S.K. and Westbrooke, M.E. (2004). Evaluation of alternative approaches to rainforest restoration on abandoned pasturelands in tropical north Queensland, *Land Degradation and Development*, 14, 1-13.
- Franzluebbers A. J., Stuedemann J. A. and Schomberg H. H. (2000). Spatial distribution of soil carbon and nitrogen pools under grazed tall fescue. *Soil Science Society of America Journal*, 64,6 35–639.
- Gebremeskel, K., Pieterse, P. J. (2006). Impact of grazing around a watering point on soil status of a semi-arid rangeland in Ethiopia. *Afr. J. Ecol.* 45,72–79.
- Gómez-Tagle R. F. A., y Gómez-Tagle Ch. A. (2006). *Hoja climática y balance hídrico. software en cd, para programa Excel 2003*. UMSNH-INIRENA.
- González, P. C. (1992). Manejo de fuego en un Sistema de roza, tumba y quema en la selva baja caducifolia de Chamela, Jalisco. Tesis de licenciatura, Facultad de ciencias, UNAM, México.
- Greenwood, K. L., McKenzie, B. M. (2001). Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Aust. J. Exp. Agric.* 41, 1231– 1250.

- Groombridge, B., y M. D. Jenkins. (2002). *World Atlas of Biodiversity*. UNEP-WCMC-University of California Press, EE. UU.
- Grubb, P. J. (1997). The maintenance of species - richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Review*, 52, 107-154.
- Gutiérrez, A.R. (1993) *La ganadería extensiva en el trópico seco mexicano: causas, consecuencias y manifestaciones en su medio social*. Tesis de licenciatura, Facultad de Filosofía y Letras, UNAM, México.
- Hartshorn, G.S. (1989) Application of gap theory to tropical forest management: natural regeneration on strip clear-cuts in the Peruvian Amazon. *Ecology*, 70, 567-576.
- Herrick, J. E., Jones, T. L., (2002). A dynamic cone penetrometer for measuring soil penetration resistance. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 1320-1324.
- Hirata M. and Higashiyama M. (1997) Spatial distribution of urination by cattle in a daytime grazing system. *Asian-Australas. Journal of Animal Science*, 10, 484-490.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2004). *Guías para la Interpretación de Cartografía Edafología*. México. 27 pgs.
- Kapos, V. (1989). Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 5, 173-185.
- Kauffman, J. B., M. D. Steele, D. L. Cummings, y V. J. Jaramillo. (2003). Biomass dynamics associated with deforestation, fire, and conservation to cattle pasture in a Mexican tropical dry forest. *Forest ecology and management*, 176,1-12.
- Lebrija-Trejos, E., F. Bongers, E. A. Pérez-García, and J. Meave. (2008). Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica*, 40, 422-431.
- Lebrija-Trejos, E., Meave, J. A., Poortet, L., Pérez-García, E. A., and Bongers, F. (2010). Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. - *Perspect. Plant Systematics and Evolution*. 12, 267-275.
- Lebrija-Trejos, E., Pérez-García, E. A., Meave, J.A., Poortet, L., and Bongers, F. (2011). Environmental changes during secondary succession in a tropical dry forest in Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 27, 477-489.

- López-Toledo, L. and Martínez-Ramos, M. (2011). The soil seed bank in abandoned tropical pastures: source of regeneration or invasion? *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82, 663–678.
- López-Toledo, L., Portillo-Cruz, Y., Pulido, M., and Endress, B. (2013). Seed dynamics of an endemic palm in a Northwestern Mexican tropical dry forest: implications for population spatial structure. *Plant Ecology. An International Journal*. 214, 1115-1125.
- Lott y Atkinson (2010). En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinoza, E., Creel, J. B., y Dirzo, R., (2010). *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. Primera edición. México. 594 pp.
- Luken, J. O. (1990). *Directing ecological succession*. Chapman and Hill. Nueva York. 281 p.
- Martínez-Yrizar, A., Sarukhán, J., Pérez-Jiménez, A., Rincón, E., Maass, J. M., Solís-Magallanes, A., Cervantes, L. (1992). Aboveground Phytomass of a Tropical Deciduous Forest on the Coast of Jalisco, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 8, 87-96.
- Martorell, C., Peters, E. M. (2005). The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biol. Conserv*, 124, 199-207.
- Maza-Villalobos, S., Lemus-Herrera C., and Martínez-Ramos M., (2011). Successional trends in soil seed banks of abandoned pastures of a Neotropical dry region. *Journal of Tropical Ecology*, 27, 35–49.
- Melo, F. P., Arroyo-Rodriguez, V., Fahrig, L., Martinez-Ramos, M. and Tabarelli, M. (2013). On the hope for biodiversity friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, 28, 462–468.
- Miles, L., Newton A. C., DeFries, R. S., Ravilios, C., May, I., Blyt, S., Kapos, V., and J.E. Gordon. (2006). A global overview of de conservation status of tropical dry forest. *Journal of Biogeography*. 33, 491-505.
- Moe S. R., and Wegge P. (2008). Effects of deposition of deer dung on nutrient redistribution and on soil and plant nutrients on intensively grazed grasslands in

- lowland Nepal. *Ecological Research*, 23, 227–234.
- Mooney, H.A., Fuentes, E.R., Kronberg, B.I. (1993). *Earth System Response to Global Change*. Academic Press. San Diego, USA.
- Murphy, P. G., Lugo, A. E. (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual review of Ecology and Systematics*, 17, 67-88.
- Murphy, P. G., Lugo, A. E. (1995). Dry forests of Central America and the Caribbean. En: Bullock, S.H., Mooney, H.A., Medina, E. (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*, pp 9-34, Cambridge University Press, New York. USA.
- Olivares-Pérez, J., J. F. Avilés-Nova, B. Albarrán-Portillo, S. Rojas-Hernández y O. Castelán-Ortega. (2011). Identificación, usos y medición de leguminosas arbóreas forrajeras en ranchos ganaderos del sur del estado de México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 14, 739 -748.
- Opler, P. A., Baker, H. G., and Frankie, G. W. (1980). Plant reproductive characteristics during secondary succession in neotropical lowland forest ecosystems. *Biotropica*, 12, 40–46.
- Quesada, M., G. A. Sanchez-Azofieta, M. Alvarez-Añorve, K. E. Stoner, L. Avila-Cabadilla, J. Calvo-Alvarado, A. Castillo, M. M. Espirito-Santo, M. Fagundes, G.W. Fernandes, J. Gamon, M. Lopezaraiza-Mikel, D. Lawrence, L. P. C. Morellato, J.S. Powers, F.D.S. Neves, V. Rosas-Guerrero, R. Sayogo, and G. Sanchez-Montolla. (2009). Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management*. 25, 1014–1024.
- Richards, P.W., R.P.D. Walsh, I.C. Baillie and P. Greig-Smith. (1996) *The Tropical Rain Forest: An Ecological Study*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rivero-Cruz, J. F. (2008). Antimicrobial compounds isolated from *Haematoxylon brasiletto*. *Journal of Ethnopharmacology* 119, 99–103.
- Ruthenberg, H., 1980. *Farming systems in the tropics*. p. 424. Oxford University Press., New York. USA.
- Rzedowski, J. (1991). El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: Una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana* 15, 47-64.

- Sánchez-Azofíeta, A., B. Rivard, J. Wright, J. L. Feng, P. J. Li, M. M. Chong, y Sa Bohlman. (2011). Estimación de la distribución de *Tabebuia guayacán* (Bignoniaceae) Uso de alta resolución Teledetección Imagery. *Sencores* 11, 3851.
- Sanglerat, G. (1972). *The Penetrometer and Soil Exploration. Developments in Geotechnical Engineering 1.* Elsevier Publishing: New York.
- Semarnat, (2009). Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. México.
- Sharrow, S. H. (2007). Soil compaction by grazing livestock in silvopastures as evidenced by changes in soil physical properties. *Agroforestry Systems*. 71, 215–223.
- Sharrow, S. H., Ismail, S. (2004). Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry Systems* 60, 123–130.
- Van der Valk, A. G. (1987). Vegetation dynamics of freshwater wetlands: A selective review of the literature. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 27, 27-39.
- Van Devender, T. R., Sanders, A. C., Wilson, R. K., and Meyer, S. A. (2000). Vegetation, flora, and seasons of the Río Cuchujaqui, a tropical deciduous forest near Alamos, Sonora. In *The Tropical Deciduous Forest of Alamos: Biodiversity of a Threatened Ecosystem in Mexico*, eds. Robichaux, R. H., and Yetman, D. A., U. of Arizona Press, Tucson, AZ.
- Van Kooten, G. C. and Bulte, E. H. (2000). *The economics of nature: managing biological assets.* Blackwells.
- Vigueras, A. L. y L. Portillo. (2012). Teñido de fibras con grana cochinilla y otros colorantes naturales. En: FAO. *Actas de la Segunda Reunión para el Aprovechamiento Integral de la Tuna y otras Cactáceas y I Reunión Sudamericana CACTUSNET FAO-ICARDA.* Argentina. p:165-175.
- Walker L. R., Wardle D. A., Bardgett R. D., Clarkson B. D. (2010). The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. *J Ecol* 98, 725–736.
- Wright, S. J. (2005). Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology Evolution*, 20, 553–560.

Wright, S. J., Muller-Landau, H. C., Condit, R. and Hubbell, S. P. (2003). Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. *Ecology* 84, 3174–3185.

## **CAPÍTULO 1.**

### **Establecimiento temprano de especies arbóreas en selvas secas con pastoreo: ideas preliminares para la aceleración de la sucesión secundaria**

Noé Hernández-Cornejo<sup>1,2</sup>, Enrico Yépez<sup>3</sup>, Bryan Endress<sup>4</sup>, 1\*Leonel López-Toledo

### **Establecimiento de especies arbóreas en la selva seca**

<sup>1</sup>Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

<sup>2</sup>Maestría en Ciencias en Ecología Integrativa

<sup>3</sup> Instituto Tecnológico de Sonora

<sup>4</sup> Oregon State University

\*Autor para correspondencia: llopezt@umich.mx, leonellopeztoledo@gmail.com

Enviado a: Revista Mexicana de Biodiversidad

Fecha de envío: 30 de marzo 2017

## Resumen

La biodiversidad de las selvas secas se encuentra fuertemente amenazada por la deforestación y el avance de la frontera agrícola-ganadera. Después de la deforestación se puede iniciar la sucesión secundaria, aunque por factores crónicos como el pastoreo por ganado, la sucesión puede ser más lenta o interrumpirse. El presente trabajo estudió la germinación, supervivencia y crecimiento de plántulas de cuatro especies a lo largo de cronosecuencias con diferente condición de pastoreo en la selva seca de Álamos, Sonora. El objetivo fue generar conocimiento básico para identificar especies nativas adecuadas para iniciar o acelerar la sucesión secundaria. Las especies estudiadas fueron *Lysiloma divaricatum*, *Ceiba acuminata*, *Erythrina flabelliformis* y *Tabebuia impetiginosa*. *T. impetiginosa* alcanzó un 82% ( $\pm 3$  EE) de germinación y fue similar a lo largo de la edad sucesional, de igual manera, *T. impetiginosa* presentó mayor supervivencia (hasta 62%) no tuvo efectos de la condición de pastoreo ni de la edad sucesional. *E. flabelliformis* es la especie que en promedio presentó mayor crecimiento (13 cm  $\pm 1.4$  EE), sin diferenciación entre condiciones de pastoreo o edad sucesional. *T. impetiginosa* fue quien tuvo mejor germinación y supervivencia, por lo tanto, es la especie con mayor potencial para programas de aceleración de la sucesión secundaria.

Palabras clave: deforestación, cronosecuencia, germinación, supervivencia, crecimiento.

## Abstract

The biodiversity of tropical dry forests is at high risk due to deforestation for agricultural activities. Following deforestation, secondary succession can be initiated, although for chronic factors such as cattle grazing, can interrupt or arrest forest succession. This research examined the germination, survival and growth of four species seedlings along a forest succession chronosequence with and without cattle grazing in the dry forests of Alamos, Sonora. The objective was to generate basic knowledge to identify native species suitable to initiate or accelerate secondary succession. The species studied were: *Lysiloma divaricatum*, *Ceiba acuminata*, *Erythrina flabelliformis* and *Tabebuia impetiginosa*. The germination rate of *T. impetiginosa* reached 82% ( $\pm 3$  EE) and was similar throughout the chronosequence. Likewise, *T. impetiginosa* had the highest survival rate (up to 62%), and no differences were found among forest stands of different ages or forests exposed to cattle. *E. flabelliformis* had the greatest growth on average (13 cm  $\pm 1.4$  EE), and again, no differences were found among grazing treatments of forest stand ages. Since *T. impetiginosa* had the best germination and survival rates of the species we studied, has the greatest potential for use in programs that seek to accelerate secondary succession.

Key words: deforestation, chronosequence, germination, survival, growth.

## 1. INTRODUCCIÓN

La selva seca es el ecosistema mejor representado en los trópicos y al mismo tiempo, uno de los diversos (Trejo y Dirzo, 2002). En América se albergan más de la mitad de las selvas secas del planeta, y de éstas en México se encuentran el 38% (Portillo-Quintero and Sánchez-Azofeifa 2010). Este ecosistema es también uno de los más amenazados por las actividades antropogénicas, principalmente por la deforestación asociada al avance de la frontera agrícola-ganadera (Miles et al., 2006, Wright, 2005). Estas áreas deforestadas son utilizadas por algunos años para actividades agropecuarias y posteriormente son abandonadas (Castellanos et al., 2005). Este cambio de uso de suelo genera un paisaje conformado por praderas ganaderas, áreas agrícolas, y vegetación secundaria en distintas etapas sucesionales inmerso en una matriz de vegetación primaria (Lebrija et al., 2008). En muchas regiones tropicales, la actividad ganadera implica el establecimiento de praderas y además también el libre pastoreo es común en áreas de vegetación secundaria y primaria (Krzic et al. 2003). En algunas regiones estas áreas han sido utilizadas durante décadas y aunque como parte del manejo, se lleva a cabo la rotación de ganado, sufren lo que se conoce como alteración crónica, que se refiere a alteraciones progresivas de larga duración (Martorell y Peters, 2005).

En la actualidad existe un debate sobre el efecto del pastoreo de ganado en la regeneración de selvas secundarias. Por una parte, se dice que el pastoreo puede provocar un aumento en la temperatura superficial del suelo, y con ello una mayor demanda de agua, que disminuye la infiltración y la capacidad de captación hídrica, (Castellanos et al., 2001; Burgos, 1999); por otra parte, se argumenta que el ganado juega un papel importante en la distribución y disponibilidad de los nutrientes, y que puede ayudar a que

algunas especies se establezcan de una manera más eficaz, al disminuir la competencia por los recursos (Karl and Doescher, 1993; Hirata and Higashiyama, 1997; Franzluebbers et al., 2000; Moe and Wegge, 2008). Así pues, el establecimiento de praderas ganaderas con sobrepastoreo provoca la pérdida de la cubierta vegetal, y con ello el suelo se puede erosionar por la lluvia y el viento, lo que altera su estructura, disminuye la infiltración de agua y aumenta la pérdida de nutrientes (Giovannini et al., 1990; Cotler et al., 2007), afectando las propiedades físicas del suelo como la resistencia y la compactación (Hamza y Anderson, 2003), que son características que afectan el desempeño de las raíces y la disponibilidad de agua (Grunwald et al., 2001). Por otra parte, se ha documentado que bajo manejos adecuados del ganado (rotación y densidad) muchas especies de árboles son capaces de mantener sus poblaciones en sitios de pastoreo (Esquivel et al., 2008), especialmente en áreas sombreadas y con escaso estrato arbustivo, donde el ganado prefiere ramonear debido al alto porcentaje de sombra que encuentra en estos sitios (Krzic et al. 2003). Así el pastoreo de ganado puede tener un efecto positivo en el crecimiento de las plántulas de estadios recientes, al consumir parte de la cobertura herbácea, disminuyendo así la competencia entre plántulas por la luz, el agua y los nutrientes (Janzen, 1988; Karl and Doescher, 1993). Al mismo tiempo, el ganado puede ayudar a reintegrar los nutrientes al suelo por medio de las heces y la orina evitando el proceso de caída y descomposición de las hojas y tallos (Sharrow and Ismail, 2004). Además, la concentración y la labilidad de los nutrientes es mayor en la orina y las heces que en la hojarasca y por lo tanto puede contribuir en el reciclaje de nutrientes (de Mazencourt et al., 1998).

Con el paso del tiempo las parcelas bajo manejo inadecuado suelen ser abandonadas por la disminución de su productividad (Wright, 2005). Cuando se da el abandono, el microclima, el suelo, el manejo del suelo y la cercanía a fragmentos de vegetación, determinan la sucesión secundaria (Chazdon, 2008). Sin embargo, debido a la reducción de las fuentes de propágulos, la marcada estacionalidad y alteración en las condiciones ambientales y edáficas, se puede limitar la sucesión ecológica en sitios degradados (Maza-Villalobos et al., 2011). Además, también el libre pastoreo de ganado en estas áreas en sucesión puede provocar cambios en las condiciones ambientales y retrasar el avance de la sucesión secundaria (Álvarez-Yépiz et al., 2008). Una estrategia para favorecer o acelerar la sucesión secundaria, es mediante la reintroducción de plantas de especies nativas adecuadas a las distintas etapas de la sucesión ((Ramírez-Marcial, 2003), reconociendo que las especies presentarán distinto desempeño bajo los diferentes grados y tipos de perturbación debido a sus atributos funcionales, morfológicos y de historia de vida (Gerhardt, 1993; Ramírez-Marcial, et al., 2006).

Una posible estrategia para explorar el uso de algunas especies útiles para iniciar o acelerar el proceso sucesional, incluyen el uso de información de la estructura y composición de la vegetación en distintas etapas sucesionales, así como información demográfica especialmente de las etapas tempranas de las especies a lo largo del proceso sucesional (Lamb et al., 2005; Chazdon, 2008). De la misma manera, hasta donde conocemos, no se ha explorado si la exclusión del pastoreo libre de ganado, se ve reflejado en el mejor desempeño de plantas y que esto pueda favorecer a algunas especies.

Este tipo de conocimiento es de gran importancia, especialmente para México, en donde la selva seca es uno de los tipos de vegetación con mayor tasa de deforestación e índices de degradación en el mundo (Martínez-Yrizar et al., 2000). En el noroeste de México, en el Estado de Sonora, la organización Naturaleza y Cultura Internacional (NCI) ha adquirido tierras, previamente utilizadas con fines agropecuarios, para establecer una reserva con fines de conservación. Así, en 2008 NCI estableció la Reserva Ecológica Monte Mojino (ReMM) y a partir de entonces las actividades ganaderas cesaron permanentemente. Esto dejó un escenario ideal para estudiar los efectos de esta remoción del ganado en la vegetación en varios aspectos de la sucesión secundaria (Quisehuatl-Medina, 2016).

Así en el presente trabajo, se pretende generar información que pueda ser útil en futuros programas de restauración. Para esto, se evaluó el establecimiento temprano de cuatro abundantes especies arbóreas nativas intermedias y tardías a lo largo de la sucesión secundaria en sitios que continúan con pastoreo crónico de ganado y en sitios de los cuales se excluyó permanentemente 8 años antes del inicio de este estudio. El fin último de este estudio, es identificar especies adecuadas para llevar a cabo programas de inicio o aceleración de la sucesión secundaria en diferentes edades sucesionales. De esta manera, se espera que el establecimiento de las especies en sitios edades sucesionales tempranas será bajo, y éste aumentará con la edad sucesional. Por otra parte, debido a la reducción de la competencia que realiza el ganado y el papel que juega en la disponibilidad de los nutrientes se espera que en aquellos sitios con pastoreo crónico la germinación, la supervivencia y el crecimiento serán mejores debido a los efectos positivos del pastoreo citados anteriormente.

## **2. METODOLOGÍA**

### **2.1. Área de estudio**

El estudio se realizó en el Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álamos-Río Cuchujaqui (APFF-SARC), un área protegida de 92 890 ha en el sureste del estado de Sonora, en el norte de México. Las elevaciones varían de 300 a 1600 msnm y dan lugar a un gradiente de vegetación que va desde selva baja hasta bosque de pino-encino. La precipitación anual en la zona es muy variable, con una media de 650 mm, con 190 mm como mínima y 1120 mm la máxima. La temporada seca es de 8 meses (noviembre a junio), recibiendo sólo 25-35% de la precipitación anual total. La temperatura media anual es de 21.5 °C con 10 °C y 41 °C como temperaturas mínima y máxima. El experimento se llevó a cabo en Reserva Monte Mojino (ReMM) y en propiedades privadas aledañas. La ReMM es propiedad y administrada por Nature and Culture International (NCI) quien ha adquirido tierras dentro de la APFF-SARCR con fines de conservación e investigación ([www.natureandculture.org](http://www.natureandculture.org)).

Las estaciones de germinación se encuentran sobre cambisoles y litosoles; ambos son suelos jóvenes y delgados de amplia distribución, cuya productividad está determinada por el clima y tipo de vegetación donde se encuentran (INEGI, 2004).

La ReMM se encuentra en la cuenca del Río Cuchujaqui y se compone de ocho ex haciendas ganaderas. Naturaleza y Cultura Internacional adquirió la mayoría de los ranchos desde 2008, y desde entonces se retiró el ganado de las propiedades. Todas las propiedades están cercadas para evitar la entrada de ganado. Debido a que los predios se obtuvieron en diferentes años, la edad de recuperación que tienen es ligeramente diferente entre ellos variando entre 7 y 8 años.

## 2.2. Especies de estudio

Las especies se seleccionaron en base a tres aspectos, que estuvieran reportadas en la bibliografía para la región, que después de recorridos en la zona se encontraran de manera abundante, y que después de los dos aspectos anteriores, su periodo de producción de semillas coincidiera con la con nuestra temporada de colecta de las mismas.

*Lysiloma divaricatum* (Fabaceae). Árbol pequeño a mediano de hasta 20 m. Crece en matorrales espinosos y en la selva baja, es un árbol dominante en el bosque maduro del sur de Sonora. Toleran condiciones ambientales adversas y suelos poco profundos y degradados (Vázquez-Yanes et al., 1990, Gale and Pennington, 2004).

*Erythrina flabelliformis* (Fabaceae). Árbol que alcanza los 9 m de altura (Hastings et al., 1972), crece hasta los 1800 msnm. Puede ocurrir en una variedad de diferentes suelos que van desde los derivados de la piedra caliza a cuarzo monzonita (Hargreaves et al., 1974).

*Ceiba acuminata* (Malvaceae). Planta frecuente en el matorral subtropical y en las selvas secas del bajío mexicano. Altitud 1650-2200 msnm. Florece de mayo a octubre, los frutos maduran de septiembre a febrero. Distribuida desde el centro de México hasta Honduras (Vázquez-Yanes et al., 1990).

*Tabebuia impeginosa* (Bignoniaceae). Árbol que se encuentra entre los 300 y 1300 msnm (Lozano and Zapater, 2008), en climas cálidos y húmedos, con precipitaciones principalmente en verano y soporta heladas durante el invierno. Su rango de precipitación pluvial varía entre los 800-2000 mm anuales. Es una especie que se destaca por su carácter heliófilo (Leonardi et al., 2002).

### **2.3. Diseño experimental**

Se utilizó un diseño de cronosecuencias que incluyó todas las etapas de la sucesión secundaria en sitios en dos condiciones contrastantes: i) condiciones de conservación y totalmente libres de pastoreo por ganado, dentro de la ReMM; ii) sitios en propiedades privadas, que han sido utilizados crónicamente para el pastoreo libre de ganado. En estos últimos sitios se estableció una cerca de alambre para evitar el ramoneo y pisoteo de las plántulas por parte del ganado y asegurar de esta manera, que los efectos observados fueran debido a las condiciones ambientales. En cada una de las dos condiciones se tuvieron 15 sitios que difieren en edad sucesional, y van desde sitios de sucesión temprana, con 2-3 años de abandono, hasta sitios de bosque maduro que nunca, o que al menos en 70 años, no han sido talados. Los sitios están separados por 0.5 – 10 km.

De cada una de las cuatro especies arbóreas se colectaron semillas al finalizar su periodo de fructificación. De cada especie las semillas fueron colectadas de al menos 10 individuos separados por lo menos 1 km para evitar parentesco entre ellos.

En cada sitio se estableció un cuadrante de 6 x 6 m en los que las semillas de todas las especies fueron colocadas distribuidas al azar en líneas con cuatro estaciones. En cada estación se depositaron diez semillas de una especie. Para evitar la dispersión/depredación, las semillas se cubrieron por una trampa de malla de alambre.

El experimento de germinación se estableció a inicios de la temporada de lluvias (Julio 2015) y se realizó el monitoreo durante 6 meses cuando se observó una asíntota en la tasa de germinación. Se monitoreo la supervivencia y el crecimiento de las plántulas

emergentes mensualmente hasta completar un año, lo que incluyó una temporada de lluvias y una de secas.

Además, se midieron algunas variables físicas y químicas del suelo asociadas con la compactación y contenido de nutrientes con la finalidad de buscar algún patrón que ayude a explicar los resultados observados en las plántulas. Se midió densidad aparente en todos los sitios bajo el método propuesto por Blake (1965). También se calculó la densidad de energía acumulada a los 10 cm de profundidad. Esta fue medida con un penetrómetro dinámico (Herrick y Jones, 2002) utilizando la siguiente fórmula:

$$Ed(z) = N (m \cdot g \cdot H / A) (m / m + m')$$

Donde  $Ed$  = densidad de energía acumulada ( $J/m^2$  o  $N/m$ );  $N$  = número de golpes necesarios para alcanzar la profundidad ( $z$ );  $m$  = masa del martillo;  $m'$  = masa del eje;  $g$  = constante de aceleración de la gravedad;  $H$  = altura a la que se eleva el martillo;  $A$  = área basal del cono.

Finalmente, se tomaron muestras de suelo de cada uno de los 30 sitios que fueron analizadas para determinar el porcentaje de nitrógeno (N) y carbono (C).

#### **2.4. Análisis de datos**

Se realizaron dos grupos de análisis de datos dependiendo de las variables de respuesta: i) el primero enfocado a comparar parámetros demográficos de las semillas y plántulas para identificar aquellas especies con mejor desempeño en cada tratamiento y ii) para explorar las diferencias en los atributos físicos y químicos de suelo. Dentro del primer grupo de análisis se incluyen la tasa de germinación de semillas, y la supervivencia y crecimiento de las plántulas resultantes de la germinación de las

diferentes especies. Para los atributos del suelo se exploró la variación en la densidad aparente, la penetrometría, y el porcentaje de nitrógeno y carbono. En ambos casos, se utilizó un diseño de análisis de covarianza (ANCOVA) en los que las variables explicativas fueron la edad sucesional (ES) como variable continua y la condición de pastoreo como variable categórica (CP, con dos niveles: con pastoreo crónico y exclusión permanente de pastoreo crónico), así como la interacción de ambos factores (ES:CP).

Las pruebas estadísticas utilizadas estuvieron en función de la naturaleza de la variable de respuesta (Crawley 2012). Para variables de respuesta continuas (crecimiento, penetrometría, densidad aparente y contenido de nitrógeno y carbono) se utilizaron modelos lineares, previa exploración de distribución normal y homogeneidad de varianzas. Para el caso de aquellas variables que no cumplieran con esta condición se transformaron a logaritmos ( $\log(y+1)$ ). Para la germinación y supervivencia, se utilizaron modelos lineares generalizados (GLM) para considerar el error de distribución y específicamente se analizaron como una variable binaria, utilizando un error de distribución binomial (Crawley, 2012).

Para cada variable de respuesta se produjeron modelos saturados en los que se incluyeron los efectos principales de las variables explicativas y su interacción y se fueron eliminando términos hasta tener modelos únicamente con términos significativos. Cuando la variable continua y la categórica fueron significativas se obtuvieron modelos de la forma  $y = mx + b$  para cada nivel de CP en donde  $m$  es la pendiente y  $b$  la ordenada al origen (Crawley, 2012). Las líneas de regresión presentadas en los resultados fueron obtenidas de estos modelos. Los análisis se realizaron en el programa estadísticos R 3.3.2 (R Development Core Team, 2016).

### 3. RESULTADOS

Las especies estudiadas tienden a tener mejor desempeño en los sitios de sucesión avanzada y más aún en los tratamientos con pastoreo crónico. Así, con excepción de algunos casos, la germinación, la supervivencia y el crecimiento de las plántulas de las especies estudiadas fue similar en la mayoría de los tratamientos. En la siguiente sección se presentan los resultados para cada uno de los caracteres evaluados.

#### 3.1. Germinación

Respecto a la germinación de las cuatro especies estudiadas, se encontró en general que *Tabebuia impetiginosa* fue la que mayor germinación presentó con 62 ( $\pm 3$  EE) %, lo que representa 1.6, 3.4 y 4.7 veces mayor germinación que *Ceiba acuminata*, *Lysiloma divaricatum* y *Erythrina flabelliformis*, respectivamente (Fig. 1). La edad sucesional no tiene un efecto estadísticamente significativo en la germinación de todas las especies (Tabla 1). Para el caso de la condición de pastoreo, aunque no se encontraron diferencias estadísticas para la mayoría de las especies, en general se observó una mejor respuesta en sitios con ganado. Tanto la condición de pastoreo como la interacción entre ambos factores (ES:CP) fueron significativos para el caso *E. flabelliformis* (Tabla 1); para los sitios con ganado la germinación aumenta con la edad sucesional, donde la proporción va desde 0.1 en sitios recientes y llega hasta valores de 0.22 en sitios de bosque maduro, con una pendiente positiva ( $m = 0.00193/\text{año}$ ); de manera contraria sucede en los sitios sin ganado, se encontró una disminución en la proporción de germinación para esta especie al aumentar la edad sucesional (0.12 en los estadios tempranos y 0.06 en los estadios de

avanzada sucesión) (Fig. 1B), teniendo entonces una pendiente negativa ( $m = -0.000873/\text{año}$ ).

### 3.2. Supervivencia

La sobrevivencia de plántulas tuvo una gran variación entre especies, fueron *Tabebuia impetiginosa* y *Lysiloma divaricatum* las que presentaron la mayor y menor sobrevivencia, respectivamente. La primera alcanzó un promedio ( $\pm$  EE) de 0.14 ( $\pm 0.03$ ), mientras que la segunda fue 6.6 menor (Fig. 2). Sin embargo, las especies tuvieron una respuesta diferente dependiendo de la condición de pastoreo y la edad sucesional (Tabla 2). Así *L. divaricatum* en sitios con pastoreo crónico presentó una pendiente positiva ( $m = 0.000533/\text{año}$ ) con el avance de la sucesión y negativa ( $m = -0.000419/\text{año}$ ) en sitios sin manejo, lo que resultó en una interacción significativa de la condición de pastoreo y la edad sucesional (Fig. 2A; Tabla 2). En el caso de *E. flabelliforme* el pastoreo también tuvo un efecto positivo en la sobrevivencia, alcanzando una proporción promedio ( $\pm$ EE) de 0.05 ( $\pm 0.02$ ) que fue 5 veces mayor que en los sitios sin pastoreo (Fig. 2B; Tabla 2). La supervivencia de *C. acuminata* fue independiente de la condición de pastoreo y la edad sucesional (Tabla 2; Fig. 2C). Aunque la sobrevivencia de *T. impetiginosa* es independiente de la edad sucesional, en general se pudo observar mayor sobrevivencia (hasta 0.62) en sitios  $\geq 15$  años de abandono (Fig. 2D).

### 3.3. Crecimiento

De manera general se puede observar que las plántulas alcanzaron mayores alturas en los sitios de sucesión avanzada (Fig. 3), y que en tres de las cuatro especies la

condición de pastoreo no modificó su velocidad de crecimiento (Tabla 3). *E. flabelliformis* creció de manera uniforme en todos los tratamientos, por lo que se puede decir que la edad sucesional y la condición de pastoreo no influyen de manera significativa en las plántulas de esta especie (Tabla 3; Fig. 3B). La condición de pastoreo no influyó en los patrones de crecimiento de *L. divaricatum* y *C. acuminata*, de manera contraria, la edad sucesional sí tuvo efectos en el crecimiento de las dos especies (Tabla 3); ambas especies presentaron mayores alturas en los sitios de sucesión avanzada, alcanzando poco más de los 10 y 11 centímetros respectivamente (Fig. 3A y C). El incremento en altura de las plántulas de *C. acuminata* al aumentar la edad sucesional de los sitios fue casi el doble que el incremento que mostró *L. divaricatum*, presentando pendientes positivas en ambos casos ( $m= 0.0519/\text{año}$  y  $0.0294/\text{año}$  respectivamente). Por otro lado, *T. impetiginosa* fue la única especie que fue influenciada significativamente tanto por la edad sucesional como por la condición de pastoreo (Tabla 3); las mayores alturas se encontraron en los sitios con ganadería, y en ambos manejos el crecimiento fue aumentando al avanzar la edad sucesional (Fig. 3D), teniendo entonces para las dos condiciones de pastoreo pendientes positivas (con ganadería:  $m= 0.0221/\text{año}$  y sin ganadería  $m= 0.0358/\text{año}$ ).

### **3.4. Variables físicas y químicas**

A pesar de que la densidad aparente tiende a disminuir con el aumento de la edad sucesional (Fig. 4A), no muestra efectos significativos de ninguno de los factores (Tabla 4). En lo que respecta a la penetrometría, la condición de pastoreo ejerce un efecto sobre la densidad de energía acumulada (Tabla 4), en los sitios con pastoreo crónico la densidad

de energía acumulada es mayor, aunque la edad sucesional no es significativamente diferente, se observa una disminución cuando aumenta la edad de los sitios (Fig. 4B), con una tasa de cambio negativa  $m = -0.0049/\text{año}$  en sitios con ganadería, y  $m = -0.0047/\text{año}$  en sitios sin ganadería. El porcentaje de Nitrógeno y Carbono presentaron patrones similares, en ambos casos solo hubo efecto de la edad sucesional (Tabla 4), y su contenido en el suelo se ve favorecido con el aumento de la edad de la selva (Fig. 4C y D), con pendientes positivas de  $0.0042/\text{año}$  para Nitrógeno, y de  $0.04/\text{año}$  para Carbono.

#### **4. DISCUSIÓN**

Los resultados de este estudio indican que la edad sucesional juega un papel importante para algunas de las especies. En la mayoría de los casos las variables medidas incrementaron con el aumento de la edad sucesional. En referencia a este patrón, algunos estudios han demostrado que la supervivencia de las plántulas de árboles de la selva seca se ve favorecida en sitios de bosque maduro en comparación con sitios en sucesión temprana (Gerhardt 1996; McLaren and McDonald 2003). Lo anterior se asocia a que la desecación es menos probable en las áreas con bosques establecidos, y en estos sitios las plántulas pueden tener mayores posibilidades de sobrevivir (Lieberman and Li 1992; McLaren and McDonald 2003). También existe evidencia de que la supervivencia de las plántulas de algunas especies se ve favorecida por la presencia de árboles adultos (Vieira et al. 2006, Santiago-García et al., 2008, Wolfe and Van Bloem, 2012). Aún para especies intolerantes a la sombra, no se ha encontrado una mejora en los niveles de supervivencia en claros (Vargas-Rodríguez et al., 2005). Lo anterior sirve como evidencia de que los índices de desecación y de radiación en las selvas secas son fuertes restricciones

ambientales para la producción, establecimiento, supervivencia y crecimiento de los propágulos, especialmente en áreas desmontadas (Vieira et al. 2008, Suresh et al., 2010). Los estudios de contenido de nutrientes pueden servir como una evidencia de que en los sitios de reciente abandono los nutrientes son más escasos y como se sabe, los nutrientes de suelo influyen en el establecimiento de las plántulas (Lajzerowicz et al., 2004). Además de que en estos sitios la densidad aparente y la energía necesaria para penetrar el suelo tiende a ser mayor, lo que dificulta el crecimiento de las raíces (Grunwald et al., 2001).

En lo que respecta al pastoreo de ganado, se obtuvieron resultados que se adecuan a lo hipotetizado en este estudio, ya que en general, las especies tuvieron mejor desempeño en las cronosecuencias que presentan pastoreo crónico. Según un estudio de Hirata et al., (2009) las vacas defecan entre 10-19 veces por día, produciendo heces de entre 2.2 y 3.5 kg, y 33 a 73 g N por cada animal por día. Con dichas tasas de degradación de materia orgánica, el ganado puede ayudar a acelerar la mineralización de los nutrientes y a que estén más disponibles para las plantas, pues su concentración y la labilidad es mayor en la orina y las heces que en la hojarasca (de Mazencourt et al., 1998). Además, cuando las heces y la orina se mezclan con la hojarasca aceleran las tasas de descomposición y ayudan a acelerar la actividad microbiana (Seagle et al., 1992, Pastor et al., 1993). Una mayor disponibilidad de nutrientes hace más fácil la absorción y con ello se aumenta la productividad primaria de la planta (Seagle et al., 1992, Frank et al., 2002). Se ha documentado que el efecto positivo o negativo del pastoreo sobre las plántulas de árboles está determinado por el tipo de manejo y la densidad del ganado (Karl and Doescher, 1993; Ramirez-Marcial, 2003). En la región de Álamos, se hace

rotación del ganado de manera continua e información previa, se sabe que sus densidades son bajas, con un promedio de 7.72 hectáreas por cabeza de ganado.

La mayor altura fue alcanzada por *Erythrina flabelliformis*, fenómeno que se puede atribuir al hecho de que todas las partes de la planta de son extremadamente venenosas (Hargreaves et al., 1974), y por lo tanto no pierde energía en reponer daños por herbivoría. Por otra parte, la adecuación de *Lysiloma divaricatum*, *Erythrina flabelliformis*, *Ceiba acuminata* fue baja en comparación con la que tuvo *Tabebuia impetiginosa*, que fue la especie que alcanzó índices más altos de germinación y supervivencia, y aunque se observa una tendencia a un menor éxito en los sitios de sucesión temprana, no mostró efectos estadísticos de la condición de pastoreo ni de la edad sucesional. De las cuatro especies utilizadas, *T. impetiginosa* es la especie que produce una semilla con menor defensa física. Aun así, la respuesta de esta especie fue muy alta comparada con las otras tres, lo que se puede atribuir a que al principio del experimento las semillas estuvieron protegidas para evitar la dispersión y/o depredación. Una de las ventajas de utilizar esta especie en programas de reforestación es que se ha detectado que tiene la peculiaridad de que después de incendios puede producir rebrotes desde la raíz (Leonardi et al., 2002), y también puede ser utilizado como un producto forestal no maderable con fines medicinales, pues su corteza interna tiene propiedades astringentes, antiinflamatorias, antibacterianas, antimicóticas, diuréticas y laxantes (Hashimoto 1996).

## 5. CONCLUSIONES

Los estadios de reciente abandono tienen características ambientales extremas que dificultan el establecimiento temprano de las especies utilizadas en este estudio, el porcentaje de Nitrógeno y de Carbono es menor que sitios de sucesión avanzada. Por otra parte, los resultados indican que la ganadería tiene efectos positivos para la germinación, supervivencia y crecimiento, esto bajo adecuadas prácticas de rotación y bajas densidades de ganado. Específicamente, *Tabebuia impetiginosa* parece ser una buena especie para explorar su papel en la aceleración la sucesión, pues tuvo un desempeño similar tanto en sitios con y sin pastoreo crónico y a lo largo de toda la sucesión y además aún en los sitios donde su adecuación fue menor, los valores estuvieron por encima de las otras especies. Se puede realizar este tipo de experimentos para conocer las respuestas de otras especies y tratar de identificar otros árboles con potencial para reforestar sitios degradados. Especialmente para sitios de reciente abandono, sería recomendable explorar el papel de especies típicas de los primeros estadios sucesionales.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez-Yepiz, J. C. Martínez-Yrizar, A. Burquez, A. Lindquist, C. (2008). Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management*, 256, 355–366.
- Blake, G. R. (1965). Bulk Density in Methods of Soil Analysis. (Agronomy, No. 9, Part 1), C.A. Black, ed. pp. 374-390.
- Burgos, A. L. (1999). Dinámica hidrológica del bosque tropical seco en Chamela, Jalisco, México. Tesis de maestría, Facultad de ciencias, UMAM, México D.F.
- Castellanos, V., V. J. Jaramillo, L. R., Sanford Jr., y J. B. Kauffman, (2001). Slash-and-burn effects on fine root biomass and productivity in a tropical dry forest ecosystem in México. *Forest ecology and management*, 148, 41-50.
- Castellanos, A. E., M. J. Martínez, J. M. Llano, W. L. Halvorson, M. Espiricueta y I. Espejel. (2005). Successional Trends in Sonoran Desert Abandoned Agricultural Fields in Northern Mexico. *Journal of Arid Environment*, 60, 437-455.
- Chazdon, R. L. (2008). Chance and determinism in tropical forest succession. En W. P. Carson, and S. A. Schnitzer (Eds.). *Tropical forest community ecology*, pp. 384–408. Blackwell Publishing, Chichester, U.K.
- Cotler, H., E. Sotelo, J. Domínguez, M. Zorrilla, S. Cortina, y L. Quiñones. (2007). La conservación de suelos: un asunto de interés público. *Gaceta Ecológica*, 83, 5-71.
- Crawley, M. (2012). *The R Book*. Wiley and Sons, 975 pgs.
- de Mazencourt, C., Loreau M. and Abbadie L. (1998). Grazing optimization and nutrient cycling: when do herbivores enhance plant productivity? *Ecology*, 79, 2242-2252.
- Esquivel M. J., Harvey C. A., Finegan B., Casanoves F., and Skarpe C. (2008). Effects of pasture management on the natural regeneration of neotropical trees. *Journal of Applied Ecology*, 45, 371–380.
- Frank, D. A., M. M. Kuns, and D. R. Guido. (2002). Consumer control of grassland plant production. *Ecology*, 83, 602-606.
- Franzluebbers A. J., Stuedemann J. A. and Schomberg H. H. (2000). Spatial distribution of soil carbon and nitrogen pools under grazed tall fescue. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 635–639.

- Gale, S. W. y T. D. Pennington. (2004). *Lysiloma* (Leguminosae: Mimosoideae) in Mesoamerica. *Kew Bulletin*, 59, 453–467.
- Gerhardt, K. (1993). Tree seedling development in tropical dry abandoned pasture and secondary forest in Costa Rica. *Journal of Vegetation Science*, 4, 95–102.
- Gerhardt, K. (1996). Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry forest. *Forest Ecology and Management*, 82, 33–48.
- Giovannini, G., S. Lucchesi, and S. Giachetti. (1990). Beneficial and detrimental effects of heating on soil quality. In: Goldammer, J. G., and M. J. Jenkins (eds). *Fire in Ecosystem Dynamics. Mediterranean and Northern Perspective*. SPB Academic Publishing. Hague, Holland, pp: 95-102.
- Grunwald, S., Rooney, D. J., McSweeney, K., Lowery, B., (2001). Development of pedo-transfer functions for a profile cone penetrometer. *Geoderma*, 100, 25–47.
- Hamza, M. A., Anderson, W. K., (2003). Responses of soil properties and grain yields to deep ripping and gypsum application in a compacted loamy sand soil contrasted with a Sandy clay loam soil in Western Australia. *Australian Journal of Agricultural Research*, 54, 273–282.
- Hargreaves, R. T., R. D. Johnson, D. S. Millington, M. H. Mandal, W. Bearvers, L. Becker, C. Young, and K. L. Rinehart, Jr. (1974). Alkaloids of American species of *Erythrina*. *Lloydia*, 37, 569-579.
- Hashimoto, G. (1996). *Illustrated Cyclopedia of Brazilian Medical Plants*; Aboc-sha: Kamakura, p. 158.
- Hastings, J. R., R. M. Tunner, and D.K. Warren. (1972). An atlas of some plant distributions in the Sonoran Desert. Technical reports on the meteorology and climate of arid regions 21. Institute Atmospheric Physics, University Arizona, Tucson.
- Herrick, J. E., Jones, T. L., (2002). A dynamic cone penetrometer for measuring soil penetration resistance. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 1320–1324.
- Hirata M. and Higashiyama M. (1997) Spatial distribution of urination by cattle in a daytime grazing system. *Asian–Australas. Journal of Animal Science*, 10, 484–490.

- Hirata, M., Hasegawa, N., Nomura M., Ito, H., Nogami, K., and Sonoda, T. (2009). Deposition and decomposition of cattle dung in forest grazing in southern Kyushu, Japan. *Ecological Research*, 24, 119–125.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2004). *Guías para la Interpretación de Cartografía Edafología*. México, 27 pgs.
- Janzen, D. (1988). Management of habitat fragments in a tropical dry forest: growth. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 75, 105–116.
- Karl, M. G., Doescher, P.S. (1993). Regulating competition on conifer plantations with preregulating competition on conifer plantations with prescribed cattle grazing. *Forest Science*, 39, 405–418.
- Lajzerowicz, C. C., Walters, M. B., Krasowski, M., Massicotte, H. B., (2004). Light and temperature differentially limit subalpine fir and Engelmann spruce seedling growth in partial-cut subalpine forests. *Can. Journal of Forest Research*, 34, 249–260.
- Lamb D., Erskine P. and Parrota J. (2005). Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 310, 1628-1632.
- Lebrija-Trejos, E., Bongers, E. A. Pérez-García, and J. Meave. (2008). Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica*, 40, 422–431.
- Leonardi, D.; O. Di Sapio; M. Gattuso and S. Gattuso. (2002). Caracteres morfoanatómicos de la corteza y hojas de *Tabebuia impetiginosa* y *T. heptaphylla* (Bignoniaceae). *Bulletin of the Botanical Society of Argentina*, 37, 51-61.
- Lieberman, D., and M. Li. (1992). Seedling recruitment patterns in a tropical dry forest in Ghana. *Journal of Vegetation Science*, 3, 75–382.
- Martínez-Yrizar, A., Búrquez, M. y Maass, M. (2000). Structure and functioning of tropical deciduous forest in Western Mexico. Pp. 19-35. En: *The tropical deciduous forest of Alamos: biodiversity of a threatened ecosystem in Mexico*. R. H. Robichaux y D. Yetman (eds.) University of Arizona Press, Tucson.
- 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.

- Maza-Villalobos, S., Lemus-Herrera C., and Martínez-Ramos M. (2011). Successional trends in soil seed banks of abandoned pastures of a Neotropical dry region. *Journal of Tropical Ecology*, 27, 35–49
- McLaren, K. P., and M. A. McDonald. (2003). Seedling dynamics after different intensities of human disturbance in a tropical dry limestone forest in Jamaica. *Journal of Tropical Ecology*, 19, 567–578.
- Miles, L., Newton A. C., DeFries, R. S., Ravilios, C., May, I., Blyt, S., Kapos, V., y J. E. Gordon. (2006). A global overview of de conservation status of tropical dry forest. *Journal of Biogeography*, 33, 491-505.
- Moe S. R., and Wegge P. (2008). Effects of deposition of deer dung on nutrient redistribution and on soil and plant nutrients on intensively grazed grasslands in lowland Nepal. *Ecological Research*, 23, 227–234.
- Murphy, P. G., Lugo, A. E. (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual review of Ecology and Systematics*, 17, 67-88.
- Pastor, J., B. Dewey, R. J. Naiman, P. E McInnes, and Y. Cohen. (1993). Moose browsing and soil fertility in the boreal forests of Isle Royale National Park. *Ecology*, 74, 467- 480.
- Portillo-Quintero, C. A., Sánchez-Azofeifa, G. A. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, 143, 144–155.
- Quisehuatl-Medina, A. (2016). Estructura y composición de la comunidad de leñosas en la sucesión secundaria de la selva seca del sur de Sonora. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México.
- Ramírez-Marcial N. (2003). Survival and growth of tree seedlings in antropogenically disturbed Mexican montane rainforests. *Journal of Vegetation Science*, 14, 881-890.
- Ramírez-Marcial, N., A. Camacho-Cruz, M. González-Espinosa y F. López-Barrera. (2006). Establishment, survival and growth of tree seedling under successional montane oak forest in Chiapas, Mexico. Pp. 177-189. En: M. Kappelle (Ed.). *Ecology and Conservation of Neotropical Montane oak Forest*. Ecological Studies, Vol. 185. Springer-Verlag. Berlin.

- Santiago-Garcia, R. J., S. M. Colon, P. Sollins, and S. J. Van Bloem. (2008) The role of nurse trees in mitigating fire effects on tropical dry forest restoration: A case study. *Ambio*, 37, 604–608.
- Seagle, S. W., S. J. McNaughton, and R. W. Ruess. (1992). Simulated effects of grazing on soil nitrogen and mineralization in contrasting Serengeti grasslands. *Ecology*, 73, 1105-1123.
- Sharrow, S. H., Ismail, S. (2004). Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry Systems*, 60, 123–130.
- Suresh, H. S., H. S. Dattaraja, and R. Sukumar. (2010) Relationship between annual rainfall and tree mortality in a tropical dry forest: Results of a 19-year study at Mudumalai, southern India. *Forest Ecology and Management*, 259, 762–769.
- Trejo, I. y R. Dirzo. (2002). Floristic Diversity of Mexican Seasonally Dry Tropical Forests. *Biodiversity and Conservation*, 11, 2063-2084.
- Vargas, R., Allen, M., Allen, E. (2008). Biomass and carbon accumulation in a fire chronosequence of a seasonally dry tropical forest. *Global Change Biology*, 14, 109–124.
- Vargas-Rodriguez, Y. L., J. A. Vázquez-García, and G. B. Williamson. (2005). Environmental correlates of tree and seedling–sapling distributions in a Mexican tropical dry forest. *Plant Ecology*, 180, 117– 34.
- Vázquez-Yanes, C., A. I. Batis M., M. I. Alcocer, M. Gual, y C. Sánchez D. (1990). Árboles y arbustos nativos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Technical Report for Project J-084. Ciudad de México: CONABIO e Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Vieira, D. L. M., A. Scariot, and K. D. Holl. (2006). Effects of habitat, cattle grazing and selective logging on seedling survival and growth in dry forests of Central Brazil. *Biotropica*, 39, 269–274.
- Vieira, D. L. M., V. V. De Lima, A. C. Sevilha, and A. Scariot. (2008). Consequences of dry-season seed dispersal on establishment of dry forest trees: Should we store seeds until the rains? *Forest Ecology and Management*, 256, 471–481.
- Wolfe, B. T., and S.J. Van Bloem. (2012). Subtropical dry forest regeneration in grass-

invaded areas of Puerto Rico: Understanding why *Leucaena leucocephala* dominates and native species fail. *Forest Ecology and Management* 267,253–261.

Wright, S. J. (2005). Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology Evolution*, 20, 553–560.

1 **TABLAS**

2 **Tabla 1.** Resultados de los análisis estadísticos para germinación de cuatro especies a lo  
 3 largo de la sucesión secundaria en la selva seca de Álamos, Sonora. Se muestran los  
 4 estadísticos del modelo lineal generalizado:  $\chi^2$ , los grados de libertad (gl) y el valor de  
 5 significancia “P” (ns= no significativo).

6

	<i>Lysiloma divaricatum</i>			<i>Erythrina flabelliformis</i>			<i>Ceiba acuminata</i>			<i>Tabebuia impetiginosa</i>		
	$\chi^2$	gl	P	$\chi^2$	gl	P	$\chi^2$	gl	p	$\chi^2$	gl	P
<b>Edad</b>	0.01	1	ns	1.66	1	ns	0	1	ns	0.04	1	ns
<b>Condición</b>	1.44	1	ns	7.04	1	<0.01	0.01	1	ns	0.11	1	ns
<b>ES:CP</b>	0.06	1	ns	6.77	1	<0.01	0.05	1	ns	0.01	1	ns

7

8

9

10

11 **Tabla 2.** Resultados de los análisis estadísticos para supervivencia de cuatro especies a lo  
 12 largo de la sucesión secundaria en la selva seca de Álamos, Sonora. Se muestran los  
 13 estadísticos del modelo lineal generalizado:  $\chi^2$ , los grados de libertad (gl) y el valor de  
 14 significancia “P” (ns= no significativo).

15

16

	<i>Lysiloma divaricatum</i>			<i>Erythrina flabelliformis</i>			<i>Ceiba acuminata</i>			<i>Tabebuia impetiginosa</i>		
	$\chi^2$	gl	P	$\chi^2$	gl	P	$\chi^2$	gl	P	$\chi^2$	gl	P
<b>Edad</b>	0.3	1	ns	3.1	1	ns	0.02	1	ns	0.01	1	ns
<b>Condición</b>	7.9	1	<0.001	17.1	1	<0.001	0.02	1	ns	0.01	1	ns
<b>ES:CP</b>	5.4	1	<0.05	0.1	1	ns	0.14	1	ns	0.01	1	ns

17

18

19 **Tabla 3.** Resultados de los análisis estadísticos para crecimiento de cuatro especies a lo  
 20 largo de la sucesión secundaria en la selva seca de Álamos, Sonora. Se muestran los  
 21 estadísticos del modelo lineal generalizado:  $\chi^2$ , los grados de libertad (gl) y el valor de  
 22 significancia “P” (ns= no significativo).

23

	<i>Lysiloma divaricatum</i>			<i>Erythrina flabelliformis</i>			<i>Ceiba acuminata</i>			<i>Tabebuia impetiginosa</i>		
	$\chi^2$	gl	P	$\chi^2$	gl	P	$\chi^2$	gl	P	$\chi^2$	gl	P
<b>Edad</b>	15.47	1	<0.01	52.29	1	ns	34.18	1	<0.01	26.73	1	<0.05
<b>Condición</b>	1.63	1	ns	37.38	1	ns	1.35	1	ns	78.17	1	<0.001
<b>ES:CP</b>	0.45	1	ns	2.97	1	ns	0.29	1	ns	2.74	1	ns

24

25

26

27 **Tabla 4.** Resultados de los análisis estadísticos para densidad aparente, penetrometría y  
 28 contenido de Nitrógeno y Carbono. a lo largo de la sucesión secundaria en la selva seca  
 29 de Álamos, Sonora. Se muestran los estadísticos de un análisis de varianza: F, los grados  
 30 de libertad (gl) y el valor de significancia “P” (ns= no significativo).

31

	Densidad aparente			Penetrometría			Nitrógeno			Carbono		
	F	gl	P	F	gl	P	F	gl	P	F	gl	P
<b>Edad</b>	2.06	1	ns	1.32	1	ns	10.42	1	<0.01	8.58	1	<0.01
<b>Condición</b>	0.81	1	ns	10.7	1	<0.01	0.003	1	ns	0.0006	1	ns
<b>ES:CP</b>	0.59	1	ns	0.09	1	ns	0.89	1	ns	0.5	1	ns

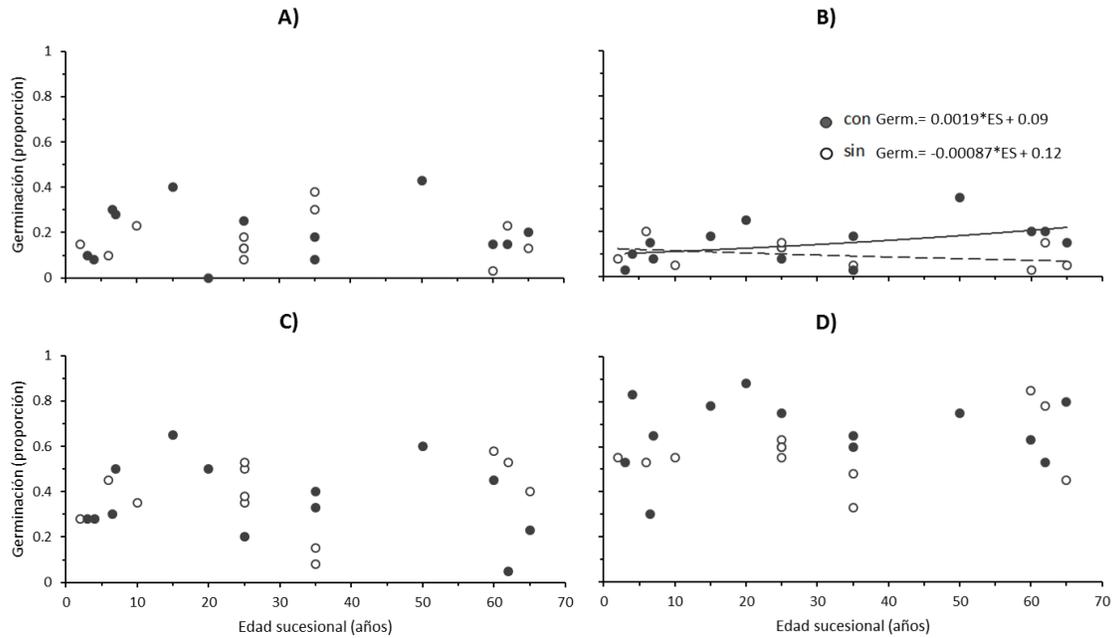
32

33

34

35

36 **FIGURAS**



37

38 **Figura 1.** Germinación para cuatro especies nativas de la selva seca de Álamos, Sonora  
39 en sitios con diferente edad sucesional y condición de pastoreo: A) *Lysiloma divaricatum*,  
40 B) *Erythrina flabelliformis*, C) *Ceiba acuminata* y D) *Tabebuia impetiginosa*. El eje  
41 vertical indica la proporción de germinación y el eje horizontal la edad sucesional. Los  
42 símbolos indican los sitios, cerrados aquellos con pastoreo crónico y abiertos los sitios en  
43 los que el pastoreo crónico fue excluido. Las líneas de tendencia indican sitios con  
44 pastoreo crónico (continua) y sitios con exclusión de pastoreo (punteada). En C) y D) ni  
45 la edad sucesional, ni la condición de pastoreo fueron significativas.

46

47

48

49

50

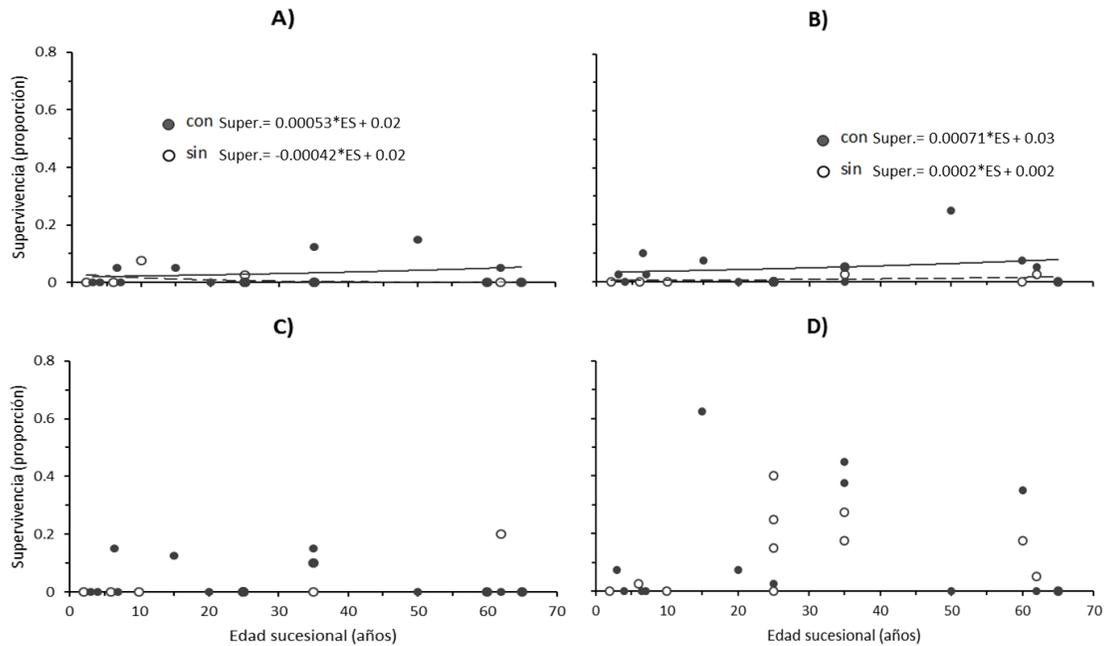
51

52

53

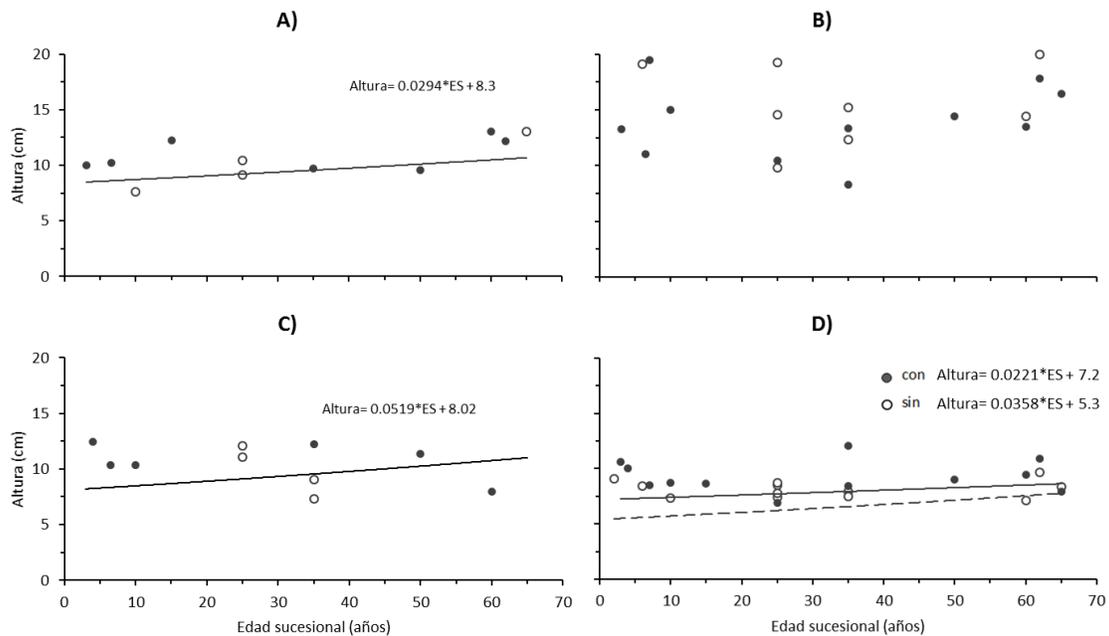
54

55  
56



57  
58  
59  
60  
61  
62  
63  
64  
65  
66  
67  
68  
69  
70  
71  
72  
73  
74

**Figura 2.** Supervivencia para cuatro especies nativas de la selva seca de Álamos, Sonora en sitios con diferente edad sucesional y condición de pastoreo: A) *Lysiloma divaricatum*, B) *Erythrina flabelliformis*, C) *Ceiba acuminata* y D) *Tabebuia impetiginosa*. El eje vertical indica la proporción de supervivencia y el eje horizontal la edad sucesional. Los símbolos y las líneas de tendencia indican lo mismo que en la Figura 1. En C) y D) ni la edad sucesional, ni la condición de pastoreo fueron significativas.



75

76 **Figura 3.** Tasa de crecimiento para cuatro especies nativas de la selva seca de Álamos,  
 77 Sonora en sitios con diferente edad sucesional y condición de pastoreo: A) *Lysiloma*  
 78 *divaricatum*, B) *Erythrina flabelliformis*, C) *Ceiba acuminata* y D) *Tabebuia*  
 79 *impetiginosa*. El eje vertical indica el crecimiento en altura y el eje horizontal la edad  
 80 sucesional. Los símbolos y las líneas de tendencia indican lo mismo que en la Figura 1,  
 81 excepto para A y C en las que se presenta una sola línea de tendencia, ya que no se  
 82 encontraron diferencias entre condiciones de pastoreo. En B) ni la edad sucesional, ni la  
 83 condición de pastoreo fueron significativas.

84

85

86

87

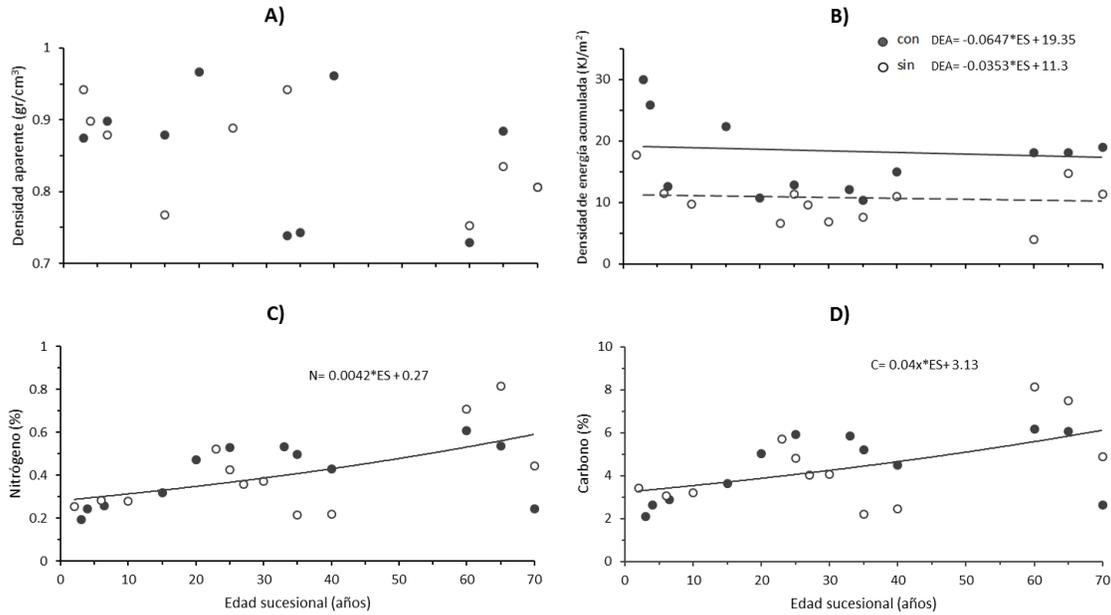
88

89

90

91

92



93

94 **Figura 4.** Variables físicas y químicas de sitios de la selva seca de Álamos, Sonora con  
 95 diferente edad sucesional y condición de pastoreo: A) Densidad aparente; B)  
 96 Penetrometría; C) Contenido de Nitrógeno y D) Contenido de Carbono. El eje horizontal  
 97 indica la edad sucesional. Los símbolos y las líneas de tendencia indican lo mismo que en  
 98 la Figura 1, excepto para C) y D) en las que se presenta una sola línea de tendencia, ya  
 99 que no se encontraron diferencias entre condiciones de pastoreo.