



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLOGICAS

Instituto de Ecología

REGENERACION DE ESPECIES LEÑOSAS SOMETIDAS A COSECHA EN UN BOSQUE TROPICAL CADUCIFOLIO DE JALISCO: ELEMENTOS PARA SU MANEJO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE

DOCTOR EN CIENCIAS

P R E S E N T A

HUMBERTO RENDON CARMONA

DIRECTORA DE TESIS: DRA. ANGELINA MARTINEZ-YRIZAR

COMITÉ TUTORAL: DR. DIEGO RAFAEL PEREZ SALICRUP
DRA. ROSA IRMA TREJO VAZQUEZ

MORELIA, MICHOACAN

DICIEMBRE 2011



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 27 de junio de 2011, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **DOCTOR EN CIENCIAS** del alumno **RENDÓN CARMONA HUMBERTO** con número de cuenta **503012166** con la tesis titulada: **"REGENERACIÓN DE ESPECIES LEÑOSAS SOMETIDAS A COSECHA EN UN BOSQUE TROPICAL CADUCIFOLIO DE JALISCO: ELEMENTOS PARA SU MANEJO"**, realizada bajo la dirección de la **DRA. ANGELINA MARTINEZ YRIZAR**:

Presidente:	DR. JOSÉ MANUEL MAASS MORENO
Vocal:	DRA. LUCIANA PORTER BOLLAND
Secretario:	DRA. ROSA IRMA TREJO VÁZQUEZ
Suplente:	DRA. ANA ELENA MENDOZA OCHOA
Suplente	DR. DIEGO RAFAEL PÉREZ SALICRUP

De acuerdo con lo anterior, el alumno se acogió a la nueva normatividad, con base en el Artículo **QUINTO TRANSITORIO** en apego a lo establecido en el Artículo 31 del Reglamento General de Estudios de Posgrado (29 septiembre de 2006).

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

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F. a 31 de octubre de 2011.


DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA

c.c.p. Expediente del interesado.

Dedicatoria

A Tania y Kena Sofía: dos pequeñas que me han acompañado e inspirado siempre

A mis padres: Marcos Rendón y Virginia Carmona, por alentarme siempre a seguir adelante

A mis hermanos: Angel, Filo, Gerardo, Alvy, Olga, Isidro y Flor, por su cariño y apoyo incondicional

Agradecimientos

En la realización y conclusión del doctorado tuve la fortuna de contar con el valioso apoyo de diferentes instituciones y personas, quienes de diferente manera me ayudaron a lograr esta meta.

En primer lugar al Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM, por darme la oportunidad de continuar con mi formación académica. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, así como a la Dirección General de Estudios de Posgrado por las becas de posgrado otorgadas durante cuatro años. A los Fondos Sectoriales Semarnat-Conacyt, por el financiamiento otorgado al proyecto "Regeneración de especies leñosas sometidas a cosecha en el bosque tropical caducifolio de la Costa de Jalisco: elementos para un aprovechamiento sustentable" (Ref. Semarnat 2002-C01-1411, estatus finalizado), del cual formó parte la presente tesis y con el cual se dio un inicio formal al estudio del aprovechamiento de varas en la Costa de Jalisco. En la etapa final del trabajo, agradezco el apoyo del Programa de Apoyo de Investigación e Innovación Tecnológica de la Dirección General de Asuntos del Personal Académico, UNAM (Ref. IN224610-3) otorgado al proyecto "Diversidad de especies y potencial de regeneración natural de sitios de bosque tropical caducifolio sometidos a corte selectivo de varas en la Costa de Jalisco, México" que permitió dar continuidad al estudio. A lo largo de este tiempo también agradezco el apoyo recibido a la tesis a través del Presupuesto Operativo asignado a la Dra. Angelina Martínez-Yrizar, por parte del Instituto de Ecología, UNAM.

Al Comité tutorial integrado por la Dra. Angelina Martínez-Yrizar, el Dr. Diego Pérez-Salicrup y la Dra. Irma Trejo Vázquez, que desde el inicio y hasta el final del doctorado me apoyó con sugerencias, comentarios, cuestionamientos, etc., que dieron mejor estructura y planteamiento al presente trabajo, y contribuyeron sustancialmente a mi formación. A Gela, a quien conocí justo antes de entrar al doctorado, por estar presente de manera permanente durante tantos años (casi 9!!!!), con quien he compartido innumerables discusiones, salidas a campo y recibiendo siempre orientaciones acertadas. En este largo proceso he aprendido mucho de ti y has sido pilar fundamental para su conclusión. Mi reconocimiento para esa calidad humana que tienes y que trascendió a tu papel como directora de tesis. A Diego, quien también de manera permanente me ofreció y dio su apoyo, me orientó mucho en cuestiones estadísticas, me abrió las puertas de su laboratorio para hacer uso del espacio, de material o equipo; incluso, por darme la confianza de trabajar todo un año en su cubículo cuando estuvo de estancia sabática. Y a Irma, por estar sugiriendo y aportando al trabajo a pesar de la distancia, y por tener siempre la disposición de hacer coincidir las agendas para llevar a cabo los tutorales.

Al Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIECO) y sus directivos, por asignarme un espacio que ocupé como estudiante, siendo alumno formal del Instituto de Ecología. En particular, agradezco el apoyo del proyecto Cuencas y de los diferentes investigadores del CIECO que en él participan, quienes a través de la gestión del Dr. Manuel Maass me permitieron hacer uso de un espacio que en todo momento me resultó cómodo y que facilitó mi trabajo como estudiante. Las presentaciones del proyecto de tesis o de los avances de la investigación que hice al interior del proyecto Cuencas fortaleció el trabajo a través de sus comentarios y sugerencias.. A Paty Balvanera, con quien tuve la oportunidad de analizar los datos de biodiversidad del segundo capítulo de la tesis, y con quien pudimos escribir y concretar junto con Diego y Gela la publicación de ese artículo. Al M. C. Alfredo Pérez-Jiménez (q.e.p.d.), quien amablemente me apoyó en la identificación de las plantas colectadas, quien además, con su humor fino hizo agradable el trabajo de campo.

A los integrantes del Jurado asignado por el posgrado, Dr. Manuel Maass Moreno, Dr. Diego Pérez-Salicrup, Dra. Luciana Porter Bolland, Dra. Ana Elena Mendoza Ochoa y Dra. Irma Trejo Vázquez, cuya revisión final a la tesis fue enriquecedora y permitió puntualizar varios aspectos del trabajo.

Al Dr. Alberto Búrquez Montijo, no solo por recibirme en su casa en Hermosillo, Sonora (junto con Gela), en una estancia del 2007 en la que iba decidido a terminar la tesis, sino por su disposición y acierto en preguntas consultadas en persona y a distancia. Al Dr. Victor Jaramillo por poner a disposición un vehículo en el cual hicimos muchas salidas a campo, pero también por asesorías

puntuales.

A Raúl Ahedo, técnico académico del CIECO, por su constante apoyo y paciencia en temas relacionados con las salidas a campo, necesidades de materiales, vehículos, comprobaciones, búsqueda de artículos o libros, trámites, etc. A Heberto Ferreira, Alberto Valencia y Atzimba López, técnicos académicos del CIECO que en todo momento me brindaron un valioso apoyo sobre cómputo. A todos ustedes un reconocimiento especial porque su amabilidad, paciencia y disposición me sacaron de muchos apuros, y casi siempre en momentos críticos. También a Maribel Nava, técnico académico que me orientó en algunas pruebas sobre viabilidad de semillas realizadas en el Laboratorio de suelos, así como al Dr. Felipe García Oliva por autorizar el uso de este espacio. También quiero expresar mi agradecimiento a Salvador Araiza y Abel Verduzco, técnicos de campo con sede en la Estación de Biología, Chamela. También, su disposición en las actividades de campo y su orientación en las comunidades fue decisivo para la conclusión de la tesis.

A las personas que han estado al frente de la estación de Biología de Chamela durante este periodo y a todos sus trabajadores, ya que el trabajo que ustedes realizan me ayudó a tener estancias muy cómodas y sobre todo productivas en cuanto al trabajo. Particularmente a los doctores Ricardo Ayala y Jorge Vega, a Eva Robles, Delia Verduzco y Doña Elena.

Del Ejido Campo Acosta donde llevé a cabo el trabajo de campo que comprendió esta tesis, quiero mencionar muy especialmente a los señores Angel y Esteban Acosta Sánchez, por ser los guías en todas las salidas a campo, por apoyar siempre las evaluaciones que se hicieron, por estar al cuidado de los sitios de muestreo y por compartir generosamente todo lo que conocen sobre el campo. Les reconozco el aprecio que tienen por su tierra y valoro la gentileza que han tenido hacia mí en todo este tiempo. Sé que en esa región tengo otra casa más. También quiero mencionar a Jose Luis Acosta Sánchez, quien como Presidente del Comisariado Ejidal en el periodo 2004-2007 dio todas las facilidades para que el proyecto se realizara en su comunidad. A César Acosta, ejidatario que desinteresadamente ha facilitado un terreno para llevar a cabo el estudio. De esta comunidad, también agradezco el apoyo de la Sra. Amalia y sus hijos Angel, Lizzeth, Vanessa e Ivan, quienes además de recibirme en su casa, también me apoyaron muchas veces en el trabajo de campo. De igual modo, a Jorge, Mary, Ernesto, Carlos, Joel y Joselo, quienes me apoyaron en diversas ocasiones. A Fernando Alvarado, Nelida del Coco, Juan Carlos Alvarez y Pablo Piña, por apoyar el muestreo de campo. A Ady Láscarez, quien inició un interesante trabajo de tesis de Licenciatura con el tema de producción de semillas en *Croton*. Gracias por el apoyo y ojala también pronto concluyas con tu tesis.

A César González, Sandra Pérez y Sandra Quijas, Noé Montaña, Carlos Anaya, Ana Lidia Sandoval, Luz Piedad Romero, Selene Ramos, Jesús Fuentes, René Martínez, Yolanda Nava, Fabiola Parra, América Plata, Fabiola Murguía, Guillermo Murray, Adriana Flores y Ana Noguez, amigos y compañeros del CIECO, con quienes muchas veces intercambié opiniones sobre los respectivos temas de tesis o trabajos. A Ana Burgos y Eduardo Lombardi, amigos de siempre con quienes tuve la oportunidad de trabajar en el Grupo Balsas y de quienes aprendí muchas cosas sobre el trabajo en las comunidades de Tierra Caliente de Michoacán. A Quena Bustamante del Instituto de Ecología, Unidad Hermosillo, gracias por todo el apoyo que como técnico del Instituto de Ecología me has dado.

Con la familia García Padrón estaré siempre en deuda. Carmelita Padrón, una persona con mucha calidad humana que en los últimos años me dio la oportunidad de trabajar en el Rancho Tierra Pura, asignándome la agradable tarea relacionada con la producción orgánica de plantas medicinales, la cual he podido realizar de acuerdo a mis complicados tiempos, pero gracias siempre a su comprensión. Su generosidad y enseñanzas sobre la vida me han marcado, gracias por todo ello y por el apoyo desinteresado e incondicional hacia mis dos pequeñas, Tania y Kena. Gracias también a sus hijos, Kethzel, Ghimel, Aleph y Celeste García Padrón, personas ejemplares y valiosas que me han apoyado de mil formas. A Celestino García, también por su generosidad y apoyo.

A mis padres por alentarme siempre; a mis hermanos, Angel, Filo, Gerardo, Alvy, Olga, Isidro y Flor, con todos ellos estoy muy agradecido por su apoyo permanente en el sentido moral. Alvy, Isidro y Olga, quienes además me estuvieron apoyando económicamente durante mucho tiempo, a pesar que estaban en una situación tanto o más complicada que la mía. A mis cuñados, Román y

Pedro, también quiero expresarles mi agradecimiento por la solidaridad que tuvieron siempre hacia mí.

A muchos amigos que en la cercanía o a la distancia me apoyaron de muchas formas y en momentos precisos: Alejandra González, Maritza Vázquez y su mamá Marianela, Olga Flores, Isabel y José Luis Romero, Alfredo Méndez, Patricia Iturbe, Rosa Isela Méndez, Carmen Soberanis, Miriam Vinalay, Berenice Villalobos, Virginia Cervantes, Flor Martínez y la Sra. Elia Villalobos. A Alma Carmona, Miriam Hernández y Alma Tinoco, por el tiempo que compartimos juntos. Finalmente, a las señoras Mary, Irma y Mago por su ayuda en casa, así como a Yunuen, Nancy y Chayito, cuya ayuda desde Natura Select fue valiosa.

Rendón-Carmona, H. 2011. Regeneración de especies leñosas sometidas a cosecha en un bosque tropical caducifolio de Jalisco: Elementos para su manejo. Tesis de Doctorado. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México. 131 pp.

Palabras clave: Banco de semillas, bosque tropical caducifolio, corte selectivo, manejo, rebrote, regeneración.

Resumen

Los bosques constituyen el hábitat para un considerable número de especies de flora y fauna, y a través de funciones intrincadas en interacción con el medio abiótico proporcionan al hombre diversos recursos y servicios mediante los cuales satisface sus necesidades de vida. Sin embargo, como consecuencia de las actividades humanas, los bosques han sufrido cambios severos que operan a grandes escalas y que ponen en riesgo su capacidad para seguir desarrollando tales funciones. Por las actuales tendencias de deterioro ambiental, uno de los principales retos que enfrenta el manejo forestal es implementar un manejo forestal sostenible, que conserve la biodiversidad existente en los bosques, sus procesos y funciones, a la vez que se hace uso de ellos. El presente estudio se llevó a cabo en el Bosque Tropical Caducifolio (BTC), uno de los ecosistemas más importantes de México por su alta biodiversidad y número de especies endémicas, pero también uno de los más amenazados por las actividades humanas. En este ecosistema de amplia distribución sobre la costa del Pacífico Mexicano, desde mediados del siglo pasado se realiza un aprovechamiento forestal que consiste en el corte selectivo de varas de diferentes especies de *Croton* spp. (Euphorbiaceae), las cuales se usan ampliamente en el cultivo de hortalizas en los estados de Sonora y Sinaloa. Como estudio de caso se tomó el ejido Campo Acosta, en el municipio de Tomatlán, Jalisco, donde esta actividad se realiza desde mediados de los 80s. Para tres sitios de BTC con diferente historia de eventos de corte de varas (sin corte, con un corte y con dos cortes; considerados como tratamientos) se analizó la composición y estructura de la vegetación y se evaluaron los cambios promovidos por el corte a nivel de la comunidad vegetal (Capítulo 2); se caracterizó la dinámica de la regeneración sexual (Capítulo 3) y se evaluó la capacidad de rebrote en las especies proveedoras de varas a un año posterior al corte. Para la especie de mayor extracción (*Croton septemnerivus*), de 2004 a 2009 se evaluó el efecto de tres niveles de poda de los rebrotes (0%, 50% y 75%) y cuatro categorías de tocones por densidad de rebrotes (C1=6 a 10, C2=11 a 15, C3=16 a 20 y C4=21 a 30 rebrotes), sobre el diámetro, la altura y porcentaje de supervivencia de rebrotes, así como en la supervivencia de los tocones, como una herramienta para el manejo de esta especie en el BTC (Capítulo 4).

La extracción selectiva de varas, realizada en una o en dos ocasiones tiene efectos importantes a nivel de la comunidad (Capítulo 2). En primer lugar, la riqueza de especies disminuye en la medida que aumenta el número de cortes ($T_0 = 65$ especies, $T_1 = 50$ especies, $T_2 = 38$ especies). El segundo efecto detectado fueron los cambios en los patrones de dominancia-diversidad de las especies leñosas, en particular en la densidad relativa, el área basal relativa y el número de tallos por especie. Tales cambios originan una comunidad fuertemente dominada por *C. septemnerivus*, la especie con mayor porcentaje de extracción. Desde el punto de vista de la disponibilidad de tallos que provean de tutores para la horticultura, el aumento en la dominancia de *C. septemnerivus* es positivo; sin embargo, ocurre a expensas de una reducción en la riqueza de especies arbóreas y de la reducción en la abundancia relativa de algunas especies de bosque maduro, permitiendo a la vez que otras especies de carácter secundario aumenten su densidad. Los cambios encontrados sugieren que el corte selectivo de varas, realizado bajo los actuales regímenes de cosecha, es una práctica incompatible con la conservación de la diversidad de especies leñosas, por lo cual requiere de adecuaciones.

En el Capítulo 3 se muestra que para tres fechas de muestreo establecidas como las de mayor fructificación en la zona de estudio (mayo de 2004, marzo y septiembre de 2005), el banco de semillas estuvo compuesto principalmente por especies de *Hierbas dicotiledóneas*, en segundo lugar por semillas de *Hierbas monocotiledóneas (gramíneas)*, con una baja representación de especies *Leñosas* y con una ausencia total de semillas de *C. septemnerivus* en los tres tratamientos de corte. En cuanto al

establecimiento de plántulas, en 2004 (septiembre) solamente en el tratamiento de un corte se encontraron plántulas de *C. septemnerivius* (2,778 plántulas/ha), cuya supervivencia fue del 80% en 2005 (septiembre), del 20% en 2006 (septiembre) y del 0% en 2007. En 2005 no se registraron plántulas de *C. septemnerivius* en ningún tratamiento, debido probablemente a las lluvias atípicas que en ese año tuvieron un inicio tardío y con lluvias intermitentes de baja intensidad. Por el contrario, en 2006, uno de los años con mayor precipitación en la historia de la región (1,014 mm), la densidad de plántulas/ha en todos los tratamientos fue muy alta (sin corte o testigo: $T_0 = 37,800$, un corte: $T_{1\text{sin pastoreo}} = 21,700$, $T_{1\text{con pastoreo}} = 35,600$, dos cortes: $T_2 = 402,202$). No obstante estas densidades, la supervivencia de plántulas al 2007 descendió considerablemente, llegando al 53% en el tratamiento testigo, al 0% en el tratamiento de un corte con y sin pastoreo, y al 7% en el tratamiento de dos cortes. Dado que plántulas de 2 años de edad no sobrepasaron 1.5 mm de diámetro y 11 cm de altura, se considera que *C. septemnerivius* es una especie de lento crecimiento. Aparentemente existe una fuerte relación entre el patrón de precipitación con la producción y banco de semillas, así como con el establecimiento de plántulas de especies leñosas y su crecimiento. Por los resultados obtenidos en el periodo 2004-2007, es notorio que tanto el banco de semillas como el establecimiento de plántulas son muy limitados en los sitios sujetos al corte selectivo de varas y se pone en duda si tales niveles podrían garantizar una regeneración natural exitosa que permita un aprovechamiento sostenible de las especies proveedoras de tutores.

En el Capítulo 4 se muestra que nueve especies del BTC proporcionan varas para la horticultura, pero *C. septemnerivius* es la especie con mayor extracción, alcanzando el 76% del total de las varas cortadas. Después de un año del corte, las nueve especies presentan una alta y variada capacidad de rebrote, pero el alto porcentaje de mortalidad de tocones observado a un año del corte sugiere que la regeneración asexual también presenta restricciones. Como parte del experimento de podas realizado de 2004 a 2009, únicamente el nivel de poda tiene un efecto significativo sobre el diámetro de los rebrotes, y a lo largo del tiempo, este factor y la categoría de tocones tienen de manera independiente un efecto significativo sobre esta variable. De 2004 a 2009 el incremento del diámetro de los rebrotes fue de 6.7, 6.4 y 7.9 mm para el tratamiento de poda al 0%, 50% y 75%, respectivamente. Con respecto a los cambios en diámetro de los rebrotes en función de la categoría de tocones, en la mayoría de los años los rebrotes de la categoría C1 de todos los tratamientos de poda -pero en particular en el tratamiento con poda al 75%-, tuvieron un mayor incremento con respecto a los rebrotes de las otras categorías de tocón. El nivel de poda también tiene un efecto significativo sobre la altura de los rebrotes, pero a lo largo del tiempo no hay un efecto consistente tanto de este factor como de la categoría de tocones sobre la altura de los rebrotes, aunque existe la tendencia de que a menor densidad de rebrotes, la altura de los mismos sea mayor. Independientemente del nivel de poda aplicado o de la densidad de rebrotes por tocón, la supervivencia de rebrotes disminuye fuertemente al 2009, obteniéndose una supervivencia total (todas las categorías de un mismo tratamiento) de 11%, 12% y 25% para el tratamiento sin poda, con poda al 50% y al 75%, respectivamente. En todos los tratamientos la categoría C1 presentó el porcentaje de supervivencia de rebrotes más alto. Similarmente a los rebrotes, la supervivencia de tocones también descendió considerablemente al 2009, siendo 28%, 23% y 30% en el tratamiento sin poda, con poda al 50% y con poda al 75%, respectivamente. Los resultados encontrados sugieren que la supervivencia de los individuos cortados (tocones) se compromete cuando la densidad de rebrotes es superior a 25 tallos, por lo que el manejo del rebrote se puede implementar mediante dos opciones: 1) El manejo natural del rebrote (sin podar), el cual podría aplicarse en aquellos tocones que presenten hasta 25 rebrotes; es decir, este grupo de tocones podrían dejarse sin manipulación alguna, aunque no se estaría optimizando el crecimiento y la consecuente reducción en el ciclo de corte. 2) El manejo del rebrote con podas controladas, el cual podría implementarse en los tocones con una densidad inferior o superior a 25 rebrotes. En este caso, la poda sugerida puede ser desde 25% hasta 75%, dependiendo de la densidad de rebrotes/tocón y de la variable de crecimiento que se desee fomentar. Debido a la baja supervivencia de tocones y de rebrotes de *C. septemnerivius*, así como por el tiempo estimado para su cosecha (más de 13 años), surge la duda si la regeneración por rebrote puede permitir una extracción sostenible en el largo plazo en este BTC.

En el Capítulo 5 se discute que tanto la regeneración sexual como asexual en *C. septemnerivus* enfrentan fuertes restricciones relacionadas con la precipitación y ello puede limitar una cosecha sostenible en el largo plazo para esta especie. Se resalta la importancia de los estudios de largo plazo que permitan aportar mejores elementos referentes a la regeneración de las especies proveedoras de varas, de tal modo que los planes de manejo implementados por las autoridades federales en esta materia estén más apegados a la capacidad regenerativa real de las especies aprovechadas del BTC.

Rendon-Carmona, H. 2011. Regeneration of woody species subjected to harvest in a tropical dry forest of Jalisco: Elements for their management. Doctoral Dissertation. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México. 131 pp.

Key words: Coppice, management, regeneration, seed bank, selective cutting, tropical dry forest

Abstract

Forests provide habitat for a wide number of species of flora and fauna, which have intricate functions and interactions with the abiotic environment, providing services upon which humans benefit. However, because of the impact of human activities, forests have suffered severe changes that operate on large scales threatening their ability to further develop these functions. Under the current trends of environmental degradation, one of the main challenges facing forest management is to implement sustainable forest management practices that allow the conservation of forest biodiversity, their functions and processes, while using their resources. The present study was conducted in the Tropical Dry Forest (TDF), one of Mexico's most important ecosystems, because of its high biodiversity and number of endemic species, but also one of the most threatened by human activities. Widely distributed in the Mexican Pacific coast, TDFs have been logged since the middle of the last century, an extraction consisting of selective cutting of stakes ("varas") of different species of *Croton* (Euphorbiaceae), widely used as plant support stakes in horticultural fields (mainly tomato crops). As a case study, Ejido Campo Acosta in the municipality of Tomatlan, Jalisco, was chosen where this activity began in the mid 80s. By selecting three TDF sites differing in their history of cutting (uncut, one cut, and two cut events, considered here as treatments) we analyzed the floristic composition and structure of the vegetation on each site. Also, plant community changes promoted by the selective cutting were evaluated in detail (Chapter 2). The dynamics of sexual regeneration was also characterized (Chapter 3), and the coppicing capacity of the harvested species was measured a year after the trees were cut. For the species with the highest percentage of extraction (*Croton septemnerivus* McVaugh, Euphorbiaceae), from 2004 to 2009, we monitored the effect of three resprout pruning levels (0%, 50% and 75% removal of the total number of resprouts in the stump) and four categories of shoot density by stump (C1=6 to 10 shoots, C2=11 to 15, C3=16 to 20 and C4=21 to 30), on the diameter, height and survival rate of shoots (resprouts), as well as the survival of resprouts and stumps, as a tool for management of this species in the TDF (Chapter 4).

Selective cutting of stakes in one or two occasions has important effects at the community level (Chapter 2). First, species richness decreased as the number of cuts increased ($T_0 = 65$ species, $T_1 = 50$ species, $T_2 = 38$ species). Secondly, changes in the patterns of dominance-diversity of woody species were detected, particularly in relative density, relative basal area and number of shoots per species. Such changes caused a community strongly dominated by *C. septemnerivus*, the species with the highest percentage of extraction. Considering the importance of the varas as a valuable economic resource, the increasing dominance of *C. septemnerivus* is positive; however, it occurs at the expense of a decrease in richness of tree species and relative abundance of some primary forest species, while density of other species considered as secondary species increased. These changes suggest that selective cutting of stems, practiced under the current harvest regime in the region is not compatible with the conservation of woody species biodiversity, needing urgent revision. Chapter 3 shows that during the three sampling dates when fructification of the species was highest (May 2004, March and September 2005), the seed bank was mainly composed of herbaceous dicotyledonous species, followed by herbaceous monocotyledonous species (grasses). All samples had a low representation of woody species and a total absence of *C. septemnerivus* seeds in the three treatments of selective cutting. By September 2004, seedlings of *C. septemnerivus* (2,778 seedlings/ha) were only found in the one-cut treatment. Percentage of survival for these seedlings was 80% in September 2005, 20% in September 2006 and 0% in October 2007. In 2005 there was no seedling recruitment of *C. septemnerivus* in any treatment, probably as a result of atypical rains during this year, starting late in the season, intermittent and low intensity rainfall events). In contrast, 2006, was historically one of the highest rainfall years in

the region (1,014 mm), we found a high density of seedlings/ha in all treatments (uncut or reference treatment: $T_0 = 37,800$, one cut $T_{\text{ungrazed}} = 21,700$, $T_{\text{grazed}} = 35,600$, two cuts: $T_2 = 402,202$). Despite these high densities, survival seedlings decreased significantly in 2007: (uncut or reference treatment: $T_0 = 53\%$, one cut $T_{\text{ungrazed}} = 0\%$, $T_{\text{grazed}} = 0\%$, two cuts: $T_2 = 7\%$). *C. septemnervius* is considered as a slow-growing species since after two years, the seedlings only reached 1.5 mm in diameter and 11 cm in height. Apparently, there is a strong relationship between the pattern of precipitation and seed production, soil seed bank, and seedling establishment and growth of the vara species. The results from 2004-2009 suggest that both soil seed bank and seedling establishment are low in sites under selective cutting. These observations also support the idea that successful regeneration and sustainable use of the vara species are not ensured under the current levels of wood extraction.

Chapter 4 shows that nine TDF species provide stakes for horticultural fields, but *C. septemnervius* is the most harvested, contributing with 76% of total extraction. A year after cutting, all nine species coppiced heavily, but the high mortality rate of stumps a year after the cutting suggests that successful vegetative regeneration is limited. As part of the pruning experiment measurements from 2004 to 2009 indicated that the level of pruning had a significant effect on the diameter of the resprouts, and that this factor and stump category have an independent significant effect on resprout diameter over time. The mean 5-y increase in the diameter of the shoots was 6.7 mm, 6.4 mm and 7.9 mm for 0%, 50% and 75% pruning treatments, respectively. As to the changes in shoot diameter by stump category, shoots from the C1 category in all pruning treatments -but particularly in the 75% pruning treatment- had a higher increase in diameter, compared to the other categories in most years. The level of pruning also had a significant effect on shoot height, but the effect of this factor and of the category of stumps on shoot height was not consistent through time. However, there was a clear tendency for a greater height at a lower shoot density. Whatever the level of pruning or density of stems left in the stumps, resprout survival decreased sharply in 2009, reaching values across stump categories of 11%, 12% and 25% of survival for the treatment without pruning, pruning to 50% and 75%, respectively. In all treatments the stump category C1 presented the higher shoot survival rate. Similarly to shoots, stumps survival also declined sharply to 2009, reaching up 28%, 23% and 30% for the three pruning treatments, respectively. These results suggest that stump survival is reduced when the density of stems is higher than 25 stems/stump. Thus, coppice management could be implemented following two options: 1) Natural coppice management (without pruning), which could be applied to those stumps bearing more than 25 stems. In other words, stumps like this could be left without any manipulation, but at the expense of growth optimization and reduction of the cutting cycle. 2) Management of coppice through controlled pruning, which could be applied to stumps having either a higher or a lower shoot density than 25. In this case, shoot pruning from 25% to 75% is suggested, depending on the density on shoots/stump and the growth variable to be encouraged. Due to the low survival of stumps and resprouts, as well as the estimated time for them to reach harvest size (over 13 years), the vegetative regeneration mechanism is apparently not efficient for *C. septemnervius* in this TDF.

Chapter 5 discuss how both sexual and sexual regeneration in *C. septemnervius* face strong restrictions related to the rainfall patterns and how these conditions can limit a sustainable harvest over the long-term for this species. The importance of long-term studies is highlighted as an approach to generate sound scientific guidelines for better management plans based on the real regenerative capacity of the vara TDF species.

INDICE GENERAL

CAPITULO 1

INTRODUCCION GENERAL

1. Estructura de la tesis	1
2. Marco teórico-conceptual	2
2.1. El manejo forestal	2
2.2. Regeneración natural	4
3. Consideraciones sobre el objeto de estudio	7
3.1. El Bosque Tropical Caducifolio (BTC)	7
3.2. El corte selectivo de varas para uso hortícola en México	9
4. Preguntas de investigación y objetivos generales	12
4.1. Preguntas de investigación	12
4.2. Objetivos generales	13
5. Inserción institucional	13
6. Bibliografía	14

CAPITULO 2

SELECTIVE CUTTING OF WOODY SPECIES IN A MEXICAN TROPICAL DRY FOREST: INCOMPATIBILITY BETWEEN USE AND CONSERVATION

1. Introduction	23
2. Materials and methods	24
2.1. Study area	24
2.2. Study plot selection and field design	25
2.3. Vegetation sampling	25
2.4. Data analysis	26
2.4.1. Tree community	26
2.4.2. Stake providing species (resource)	26
3. Results	26
3.1. Tree community	26

3.1.1. Floristic composition	26
3.1.2. Diversity	26
3.1.3. Dominance-diversity patterns	26
3.1.4. Changes in the distribution of number of stems and basal area per diameter size class	27
3.2. Stake providing species (resource)	28
4. Discussion	30
4.1. Tree community	30
4.2. Stake providing species (resource)	31
5. Conclusion and implications to TDF management	31
6. References	33

CAPITULO 3

BANCO DE SEMILLAS Y ESTABLECIMIENTO DE PLÁNTULAS

DE *C. septemnervius* EN ÁREAS DE BOSQUE TROPICAL

CADUCIFOLIO DE LA COSTA DE JALISCO SUJETAS

AL CORTE SELECTIVO DE VARAS PARA USO HORTÍCOLA

1. Introducción	36
1.1. Preguntas y objetivos de la investigación	39
2. Materiales y Métodos	40
2.1. Área de estudio	40
2.2. Diseño experimental	40
2.2.1. Banco de semillas	44
2.2.2. Plántulas de <i>C. septemnervius</i>	45
2.3. Análisis estadísticos	46
3. Resultados	47
3.1. Banco de semillas del suelo	47
3.2. Plántulas de <i>C. septemnervius</i>	49
4. Discusión	52
4.1. Banco de semillas	52

4.2. Plántulas de <i>C. septemnerivius</i>	55
5. Conclusiones	58
6. Bibliografía	60

CAPITULO 4

CAPACIDAD DE REBROTE EN ESPECIES LEÑOSAS DE BOSQUE TROPICAL CADUCIFOLIO SOMETIDAS A COSECHA Y EL PAPEL DE LAS PODAS EN EL MANEJO DEL REBROTE DE *C. septemnerivius*

1. Introducción	67
1.1. Preguntas y objetivos de la investigación	70
2. Métodos	71
2.1. Área de estudio	71
2.2. Diseño experimental	74
2.2.1. Descripción del proceso extractivo y evaluación de la capacidad de rebrote en las especies cortadas	74
2.2.2. Experimento de podas controladas	75
2.3. Análisis estadísticos	76
3. Resultados	78
3.1. Proceso extractivo de varas y especies aprovechadas	78
3.2. Capacidad de rebrote de las especies del BTC un año después del corte del tronco principal	81
3.3. Manejo del rebrote en <i>C. septemnerivius</i> mediante podas controladas	85
3.3.1. Efectos del nivel de poda y la categoría de tocones sobre el diámetro de los rebrotes	85
3.1.2. Efectos del nivel de poda y la categoría de tocones sobre la altura de los rebrotes	88
3.1.3. Efectos del nivel de poda y la categoría de tocones sobre la supervivencia de rebrotes	89
3.1.4. Efectos del nivel de poda y la categoría de tocones sobre la supervivencia de tocones	93

4. Discusión	95
4.1. Proceso extractivo de varas y especies usadas	95
4.2. Capacidad de rebrote en especies de bosque tropical caducifolio a un año después del corte	97
4.3. Manejo del rebrote en <i>C. septemnervius</i> mediante podas controladas	101
4.4. Implicaciones para el manejo de <i>C. septemnervius</i> mediante la regeneración vegetativa en el bosque tropical caducifolio	104
5. Conclusiones	113
6. Bibliografía	116

CAPITULO 5

DISCUSION GENERAL	123
Bibliografía.....	130

CAPITULO 1

INTRODUCCION GENERAL

1. Estructura de la tesis

La presente investigación se organiza en cinco capítulos, los cuales en conjunto describen la manera en cómo se realiza el aprovechamiento de varas en el Bosque Tropical Caducifolio (BTC) de la Costa del estado de Jalisco, y con base en el estudio de la dinámica de la regeneración sexual (por semillas) y asexual (por rebrote), sugiere algunas prácticas de manejo. El Capítulo 1 incluye una introducción general sobre el manejo forestal actual y los mecanismos de regeneración natural que operan en el BTC. Asimismo, describe la problemática asociada con este ecosistema y hace una breve reseña del corte selectivo de varas para uso hortícola en diferentes estados de México. El Capítulo 2 incluye una evaluación detallada sobre algunos efectos ocasionados por el corte selectivo de varas, tanto a nivel de comunidad vegetal como de las especies proveedoras de la madera. Este capítulo se presenta como trabajo publicado en una revista internacional indizada titulado: Rendón-Carmona, H., Martínez-Yrizar, A., Balvanera, P., Pérez-Salicrup, D. 2009. Selective cutting of woody species in a Mexican tropical dry forest: Incompatibility between use and conservation. *Forest Ecology and Management* 25: 567–579. El Capítulo 3 evalúa el aporte del banco de semillas y el establecimiento de plántulas como un mecanismo de regeneración natural en los sitios sujetos al aprovechamiento. El Capítulo 4 documenta la extracción de varas en el sitio con un corte, la capacidad de rebrote que presentan las especies cortadas a un año del disturbio, y el papel de las podas en el manejo del rebrote en *Croton septemnerivius* McVaugh. (Euphorbiaceae) como un tratamiento silvícola que puede ayudar al manejo de esta especie en el largo plazo. En este capítulo se discuten algunas recomendaciones de manejo para *C. septemnerivius*, las cuales podrían ser aplicadas con sus respectivos ajustes a otras especies. Finalmente, el Capítulo 5 integra y discute los resultados de todo el estudio, resume algunas recomendaciones generales para el manejo de las especies proveedoras de varas, en particular para *C. septemnerivius*, y señala algunos aspectos que son necesarios de investigar para avanzar hacia un manejo forestal sostenible.

2. Marco teórico-conceptual

2.1. El manejo forestal

Los bosques representan el hábitat para un considerable número de especies y proporcionan bienestar al hombre a través de la provisión de servicios ecosistémicos que resultan de los procesos que llevan a cabo, tales como la regulación del clima, la purificación del aire y del agua, el control de plagas, la provisión de madera, alimentos y productos medicinales, entre otros beneficios. Sin embargo, fuertes alteraciones por disturbios naturales e inducidos por la actividad humana han puesto en riesgo la capacidad de los ecosistemas de proveer estos servicios que son esenciales para el mantenimiento de los sistemas de soporte de la vida en la tierra. Por esta razón, existe una preocupación creciente sobre la pérdida de los bosques a nivel mundial, pero especialmente en los trópicos (Fuhrer, 2000; Kozłowski, 2002; Pearce *et al.* 2003), por lo que numerosos estudios se han centrado en analizar las consecuencias ecológicas de esta pérdida. Durante el periodo 1990-1995, las estimaciones sobre los cambios en la cobertura vegetal mundial muestran una disminución de 65.1 millones de hectáreas de bosques en los países en desarrollo y de 8.8 millones de hectáreas para los países desarrollados (FAO, 1997). La destrucción de los bosques tropicales es atribuida principalmente a la conversión de tierras para la agricultura, al desmonte con fines ganaderos, al corte de madera y a la extracción no regulada de productos forestales no maderables (Ramakrishnan, 1995; Myers, 1996; Potter, 1999). Ante la creciente demanda de recursos naturales destinados a satisfacer las necesidades de la sociedad humana, pero también, de conservar las funciones asociadas a los bosques, diversos autores han planteado la necesidad de implementar un enfoque de manejo forestal que asegure que estos procesos y recursos continúen existiendo en niveles aceptables para el beneficio de las generaciones actuales y futuras (Hartshorn, 1995; Roberts y Gilliam, 1995; Rubio *et al.* 1999; Sayer *et al.* 1995; Perry, 1998; Pearce *et al.* 2003; Führer, 2000; Piusi y Farrell, 2000; Szaro *et al.* 2000). Un enfoque de este tipo es visto como una opción que en teoría puede permitir un equilibrio entre la satisfacción de las necesidades humanas y la conservación de los ecosistemas. Sin embargo, en la práctica resulta bastante complejo porque enfrenta el reto de conservar la biodiversidad que componen los bosques, sus procesos y funciones, a la vez que se hace uso de ellos (Szaro *et al.* 2000).

Concebida comúnmente como el número de especies o riqueza de especies en un ecosistema dado, la biodiversidad ha sido tema de numerosos estudios (Simberloff, 1999). Sin embargo, entre las primeras investigaciones realizadas con la finalidad de demostrar que la biodiversidad contribuye a mantener las funciones de los ecosistemas destacan las de Naeem *et al.* (1994; 1995), las cuales indican una relación positiva entre la riqueza de especies con los procesos y funciones de los ecosistemas forestales. Asimismo, Tilman *et al.* (1996) reportan que algunos procesos como la productividad primaria están influidos por la riqueza de especies, pero que el número de grupos funcionales y especialmente su identidad predicen mejor esta variable. Por su parte, Hooper y Vitousek (1997) reportan que un incremento en el número de grupos funcionales no ocasionan un incremento en la productividad de las plantas, pero la presencia de determinados grupos funcionales son cruciales. En un esquema de uso de los ecosistemas donde se busca la mayor rentabilidad económica posible y considerando las evidencias presentadas en estudios anteriores, puede llegarse a pensar que conservar la riqueza de especies en su totalidad no es tan importante, sino más bien, que lo importante es conservar aquellas especies que cumplen con las funciones deseadas. Sin embargo, como lo establece Grime (1997), es más probable que un ecosistema rico en especies desarrolle mejor sus funciones ecosistémicas cuando está completo que cuando ha sido reducido a una fracción menor. Aplicando lo anterior al manejo forestal, el reto que enfrentamos en la actualidad es cómo mantener a las especies y no únicamente el cómo mantener la función de los bosques mediante la simplificación de la riqueza de especies o sustituyendo una especie por otra; es decir, la biodiversidad debe considerarse como un fin, más que como un medio (Simberloff, 1999).

En el manejo sostenible de los bosques la silvicultura tiene un importante papel, ya que según el manejo implementado, puede constituirse en una causa parcial de deforestación, o bien, como una opción potencial para evitar el deterioro en las áreas sujetas a la extracción, siempre y cuando ésta sea practicada correctamente (Hartshorn, 1995; Roberts y Gilliam, 1995; Perry, 1998; Rubio *et al.* 1999; Führer, 2000; Piussi y Farrell, 2000; Szaro *et al.* 2000; Pearce *et al.* 2003). De este modo y como parte del consenso de que el manejo forestal actual debe cambiar para conservar la biodiversidad, se han propuesto nuevos términos (por ejemplo, “la nueva silvicultura”, “silvicultura ecológica”, “manejo ecosistémico”, “retención estructural”, “nuevas perspectivas”, etc. (Simberloff, 1999), que hacen referencia a un nuevo enfoque de

manejo que incluya la conservación de la biodiversidad y sus funciones. En este sentido, los enfoques de manejo más discutidos son tres: el corte convencional (CL, por sus siglas en inglés), el manejo maderable sostenible (STM) y el manejo forestal sostenible (SFM). El CL se caracteriza por ser un enfoque con visión en el corto plazo y no incluye acciones que promuevan el manejo a través de la regeneración. Debido a que con frecuencia el CL carece de regulación técnica gubernamental, existe el riesgo de que el manejo implementado por este enfoque lleve al bosque a una degradación paulatina, propiciando así su conversión hacia otros usos. El STM, por su parte, es un sistema de manejo que tiene como meta el rendimiento o la producción sostenida de la madera sin que ésta decline en el largo plazo. Aún cuando el STM tiene el cuidado de extraer la madera causando el menor daño posible a la vegetación remanente (Vanclay, 1996), es posible que no logre mantener la biodiversidad, incluso, a los procesos de los ecosistemas (Putz *et al.* 2000). Por su parte, el SFM es un sistema de manejo que tiene como meta la producción sostenida de múltiples productos y servicios del bosque. El manejo forestal sostenible, por lo tanto, tiene como objetivo producir una gama de productos y servicios que pueden o no incluir la madera, implicando un uso múltiple del bosque en el largo plazo (Pearce *et al.* 2003).

Existen varias definiciones de manejo forestal sostenible (Dickinson *et al.* 1996; Reid y Rice, 1997), pero quizás la definición más completa es la propuesta por Bruenig (1996), donde el principio básico inherente al manejo es imitar a la naturaleza tanto como sea posible, es decir: “el manejo forestal sostenible debería tener como meta mantener la estructura de los bosques que los mantienen lo más robustos, elásticos, versátiles, adaptables, resistentes, tolerantes y resilientes como sea posible; que la apertura del dosel generada por el uso se mantenga en los límites de la formación natural de claros, que los daños al suelo y a la vegetación sean minimizados, y que los ciclos de corte sean lo suficientemente largos como para que la estructura de edades y tallas sean mantenidas sin o con muy poca manipulación silvícola”. Así, las prácticas de manejo forestal implementadas en cada sitio constituyen un factor clave en acelerar o retardar la recuperación de las propiedades del ecosistema.

2.2. Regeneración natural

Independientemente del sistema de manejo empleado, en los bosques que se encuentran

bajo algún sistema de corte selectivo de madera, el principal reto para alcanzar una extracción sostenible en el largo plazo es asegurar la regeneración eficiente de las especies comerciales (Neke *et al.* 2006; Mwavu y Witkowski, 2008; Mostacedo *et al.* 2009). Lo anterior es especialmente importante dado que el corte selectivo reduce de manera inmediata la abundancia de las especies cosechadas, alterando la estructura de edades (Uhl *et al.* 1997; Putz *et al.* 2001), y generando simultáneamente cambios biofísicos en el sistema como la apertura del dosel que altera el ambiente lumínico, la estructura del suelo y el flujo de nutrientes, entre otros (Uhl y Vieira, 1989; Johns, 1997; Asner *et al.* 2004, 2005). Tales cambios modifican a su vez la dinámica de la regeneración natural, tanto para las especies cosechadas como no cosechadas, llevando incluso a la pérdida de algunas de ellas. El impacto de la cosecha de madera sobre la dinámica de la regeneración natural dependerá también de la intensidad con la cual se realice la extracción. Es decir, del número de individuos cortados y su tamaño, de las herramientas usadas para el corte, del equipo utilizado para el transporte de la madera (maquinaria o tracción animal), de la apertura de nuevos caminos, etc. Sumado a lo anterior, las particularidades ambientales específicas a las áreas de corte también imponen restricciones o ventajas sobre los modos de regeneración. Por ejemplo, la regeneración a partir de rebrotes o semillas, pueden influir en el éxito o dominancia de algunas especies en las comunidades sucesionales. Consecuentemente, los cambios en la composición de especies después del corte pueden manifestarse a partir de las diferencias que presenten las plantas en los modos particulares de regeneración (Kennard *et al.* 2002).

En ambientes estacionalmente secos la regeneración natural ocurre mediante dos mecanismos. Uno de ellos se lleva a cabo por la vía sexual a partir de la germinación de semillas y del establecimiento de plántulas (Kozlovski, 2002). El otro mecanismo es por la vía vegetativa o asexual, que implica la aparición o formación de nuevos tallos a partir de meristemas de crecimiento localizados a lo largo de los troncos, tallos y raíces de la plantas. Este mecanismo de regeneración se conoce como rebrote y es considerado como el mecanismo de regeneración más simple que ocurre en los bosques después de que pierden parte de la bioamasa aérea (Blake, 1983), aunque también es susceptible de activarse por senescencia y muerte natural de algunas partes de las plantas (Fenner, 1985). Para ecosistemas estacionalmente secos, la disponibilidad de agua limita la regeneración por semillas y el reclutamiento de plántulas. En cambio, la regeneración vegetativa por retoños o rebrotes, no

presenta esta restricción y se considera una característica particularmente importante de persistencia ante la falta de agua (Nyerges, 1989; Swaine, 1992; Neke *et al.* 2006; Mwavu y Witkowski, 2008). Esta mayor resistencia al estrés hídrico obedece a que en ambientes áridos y semiáridos, la proporción promedio de biomasa radicular alcanza hasta el 34% de la biomasa total de las plantas (Holbrook *et al.* 1995). Esta alta proporción radicular favorece que ante la pérdida de biomasa aérea las raíces de las plantas se mantengan vivas por más tiempo, activando de manera paralela el desarrollo de nuevos tallos a partir de los meristemas de crecimiento localizados en las propias raíces o en los troncos remanentes. Al contar con un continuo suministro de carbohidratos y agua a través del sistema radicular ya establecido, los rebrotes tienen la capacidad de crecer más rápidamente que las plántulas (Miller, 1999; Deiller *et al.* 2003).

Por las ventajas anteriormente mencionadas, de tres décadas a la fecha la capacidad de rebrote en las plantas ha sido estudiada con mayor intensidad y con distintos fines. En primer lugar se ha evaluado como un mecanismo de regeneración natural que sirve para la rehabilitación y recuperación de sitios que han sido desmontados y/o quemados (Stocker, 1981; Kauffman y Martin, 1990; Canadell *et al.* 1991; Kauffman, 1991; Rico-Gray y García-Franco, 1992; Sampaio y Salcedo, 1993; Hodgkinson, 1998; Miller y Kauffman 1998a; Miller y Kauffman, 1998b; Miller, 1999). También ha sido tema de estudio en zonas afectadas por fuertes vientos que ocasionan los huracanes y tiran los árboles (Putz y Brokaw, 1989; Bellingham *et al.* 1994; Zimmerman *et al.* 1994; Paciorek *et al.* 2000), así como en zonas bajo pastoreo (Hardesty y Box, 1988), o que están sujetos al barbecho o cultivo (Nyerges, 1989). En general, los estudios anteriores coinciden en que el rebrote es un mecanismo de regeneración frecuente y eficiente en numerosas plantas y en varios países también se ha estudiado con la finalidad de obtener recursos adicionales como forraje y madera (Hardesty *et al.* 1988; Hardesty y Box, 1988; Kamo *et al.* 1990; Harrington y Fownes, 1993; Ngulube *et al.* 1993; Abbot y Lowore, 1999; Shackleton, 2000; Negreros-Castillo y Hall, 2000; Rendón-Carmona, 2002). La ventaja del rebrote no solamente radica en que constituye un mecanismo de regeneración eficiente que mitiga los efectos de un disturbio, sino que también tiene un fuerte significado en cuestiones de manejo dado que permite realizar cosechas periódicas de un mismo individuo sin ocasionarle la muerte (Sennerby-Forsse *et al.* 1992). Debido a que las especies con una regeneración preferentemente vegetativa experimentan una menor mortalidad de individuos con

respecto a las especies que se regeneran principalmente por la vía de las semillas, la presencia y dominancia de especies con este modo de regeneración puede estar influyendo sobre los patrones de riqueza de especies en un sitio dado (Bond y Midgley, 2001; Kruger y Midgley, 2001). Lo anterior implica que en los ecosistemas naturales, el rebrote, como respuesta al daño parcial o total de la biomasa aérea se considera como una estrategia de persistencia de las especies leñosas y representa un camino dominante de regeneración, con implicaciones en la dinámica de la vegetación, la composición de la comunidad y la coexistencia de especies (Poorter *et al.* 2010). Sin embargo, la inducción del rebrote a través de diferentes disturbios que implican la remoción de la biomasa aérea puede inducir a cambios fisiológicos con repercusiones sobre los dos mecanismos de regeneración ya mencionados. Por ejemplo, en ambientes donde el fuego es un disturbio frecuente que ha moldeado la dinámica del ecosistema, las especies asignan más recursos al almacenamiento con la finalidad de apoyar el crecimiento (rebrote) de estructuras de soporte (tallos), más que a estructuras reproductivas. Por consecuencia, estas especies tienden a tener una baja producción de semillas y un bajo reclutamiento de plántulas con respecto a especies que se regeneran por la vía sexual (Bell *et al.* 1996; Bell y Ojeda, 1999), sugiriéndose la idea de un “trade-off” entre persistencia y reproducción (Bond y Midgley, 2001). En las especies cortadas con la finalidad de obtener tutores para uso hortícola, que son las especies estudiadas en la presente investigación, cabe la posibilidad de que estando sujetas al corte repetido de sus tallos, sigan una estrategia de regeneración semejante a las especies sujetas al fuego continuo, lo cual comprometería la regeneración sexual. A la fecha, son pocos los estudios ecológicos que han analizado el efecto del corte selectivo de tallos sobre la disminución o incremento del banco de semillas y su aporte a la regeneración sexual, así como del aporte del rebrote promovido por el corte de árboles sobre la regeneración de especies de BTC comercialmente importantes (Mostacedo *et al.* 2009).

3. Consideraciones sobre el objeto de estudio

3.1. El Bosque Tropical Caducifolio (BTC)

Se estima que los bosques tropicales secos cubren una superficie aproximada al 42% de

la cobertura vegetal a nivel mundial (Murphy y Lugo, 1986). A lo largo de la historia estos ecosistemas han estado expuestos a cambios severos que operan a grandes escalas, ya sea mediante su transformación a zonas agrícolas o ganaderas, a través del corte y aprovechamiento de especies valiosas o de incendios accidentales o inducidos (Gerhardt y Hytteborn, 1992). Además, ha sido una fuente importante de madera para combustible y de recursos forestales en general (Murphy y Lugo, 1986). En su análisis del estatus de conservación de los bosques tropicales secos, Miles *et al.* (2006) reportan que de 1,048,700 km² que persisten a escala global, 97% está en riesgo por una o más amenazas relacionadas principalmente con las actividades humanas, tales como la fragmentación del hábitat, el fuego, la conversión a terrenos agrícolas y el crecimiento demográfico. Los autores mencionan que actualmente, cerca de 300,000 km² de bosques tropicales secos se encuentran bajo alguna modalidad de áreas protegidas, correspondiendo el 71.8% de este total a áreas localizadas en América del Sur. Aunque de acuerdo con Sánchez-Azofeifa y Portillo-Quintero (2011), tan sólo en Latinoamérica la tasa de pérdida anual de los bosques tropicales secos es de 2 a 4.56%, con las tasas más altas en los bosques de Bolivia, y en más del 50% de todos los sitios estudiados continentales e insulares, se debe principalmente a la expansión de la frontera agrícola, a las actividades ganaderas y a la extracción selectiva de madera. Tomando en consideración su alto valor por la biodiversidad existente, el bosque tropical seco debería tener una alta prioridad en cuanto a su conservación.

En México, uno de los ecosistemas tropicales más extensos es el bosque tropical caducifolio. Se extiende por toda la vertiente del Océano Pacífico, la cuenca del Río Balsas y en franjas discontinuas de la Península de Yucatán, Veracruz y Tamaulipas (Rzedowski, 1990, Trejo y Dirzo, 2000). Es de gran importancia ecológica y debido a su alta diversidad de especies y elevado número de endemismos algunas áreas han recibido especial atención de estudio (Noguera *et al.* 2002). Sin embargo, es uno de los ecosistemas tropicales menos conocidos y uno de los más amenazados por las actividades humanas (Janzen, 1988). A nivel nacional se estima que el BTC originalmente cubría 14% del territorio mexicano (Rzedowski, 1990), pero en 1990 sólo el 27% del área potencial original estaba conservada, un 50% incluía zonas con cierto grado de perturbación y el 23% había sido convertido en tierras agrícolas o ganaderas. Las causas más importantes de la pérdida de este ecosistema son las actividades humanas, principalmente la ganadería, la agricultura y la extracción de madera. En este escenario donde

las actuales tendencias de deterioro indican que este ecosistema se llevará a un grado de perturbación y pérdida todavía más severo (Trejo y Dirzo, 2000), generar información relacionada con la regeneración y manejo de estas áreas es de crucial importancia para su mantenimiento y sostenibilidad en el largo plazo (Ceccon *et al.* 2006; Quesada *et al.* 2009; Stoner y Sánchez-Azofeifa, 2009).

El presente estudio se desarrolló en el BTC de la costa del estado de Jalisco, México, particularmente en sitios de la región de Chamela sujetos al corte selectivo de varas para uso hortícola. El BTC es una variante de los bosques tropicales secos (sensu Murpy y Lugo, 1986) que globalmente se distribuyen en las regiones tropicales que presentan de 7 a 8 meses continuos de sequía, con una temperatura promedio de 22 a 26° C y con una precipitación total anual que varía de 400 a 1,300 mm (García-Oliva *et al.* 2002). La productividad primaria oscila entre el 50% y el 75% con respecto a los bosques húmedos, debido a que en la estación de estiaje detienen su crecimiento, o incluso lo disminuyen (Martínez-Yrizar *et al.* 1992).

3.2. El corte selectivo de varas para uso hortícola en México

El trabajo de Lindquist (2000) indica que en México, el corte de varas con fines hortícolas tuvo su origen en el estado de Sonora en la década de los 60s. La autora reporta que la extracción en dicho estado se ha realizado históricamente de poblaciones silvestres de *Croton fantzianus* Seymour (Euphorbiaceae), un árbol conocido localmente como vara blanca. La cosecha de varas se ha realizado principalmente para ser usadas como tutores en el cultivo de tomate y uva en los extensos campos agrícolas de Sinaloa, Sonora y Baja California Sur. En Sonora, esta especie se encuentra principalmente en las partes más bajas del municipio de Álamos, pero también en pequeñas porciones de los municipios de Quieriego, Novojoa y Rosario, las cuales presentan áreas con bosque tropical caducifolio. *C. fantzianus*, además de proveer tallos para la horticultura, tradicionalmente se ha utilizado para la construcción de paredes y techos de casas en los pueblos de Sonora. La misma autora refiere que la vara blanca es preferida por los horticultores debido a que la madera es muy dura y puede resistir el daño de los insectos y hongos, cualidades que no han sido encontradas en otras especies que pueden servir como substitutos. En el municipio de Álamos, Sonora, la extracción de varas ejemplifica

el uso histórico de una especie de bosque tropical caducifolio, cuya permanencia futura no está garantizada debido a su aprovechamiento intensivo.

Para el estado de Sinaloa, la información disponible indica que la extracción de varas tuvo su origen en la década de los 70s, 10 años después que en Sonora. Las primeras zonas mencionadas para este aprovechamiento forestal son los municipios de Culiacán, Elota, San Ignacio, Mocorito, El Fuerte, Choix, Mazatlán, Sinaloa de Leyva, Cosalá, Salvador Alvarado, Concordia y Rosario. La vara blanca es utilizada de diversas maneras, por ejemplo, en la construcción de casas con paredes de lodo, en cercos continuos o con hiladas de alambre, pero principalmente como tutores en el cultivo de tomate, berenjena, calabacita, chile y pepino, en los distritos de riego de la planicie costera del mismo estado (Muro, 1987; Reyes, 1993). Estudios realizados sobre la distribución y abundancia de las principales especies utilizadas como tutores en el cultivo de hortalizas en Sinaloa, indican que el nombre de “vara blanca” (*Croton* spp.) es un nombre genérico que se aplica a un grupo de cinco especies de la familia Euphorbiaceae: *C. alamosanus* Rose, *C. flavescens* Greenm., *C. septemnerivius* McVaugh (*C. niveus* Jacq.), *C. watsonii* y *C. reflexifolius* Kunth. Con base en características morfológicas de los tallos de las diferentes especies, la densidad, la estructura poblacional y la distribución de frecuencia del número y tamaño de los tallos, se sugiere que *C. septemnerivius* es la especie con mayor potencial de uso en el estado de Sinaloa (López-Urquidez, 1997). De acuerdo con los registros, el aprovechamiento de especies nativas para extraer varas de plantas catalogadas como “maderas corrientes tropicales” implicaba el otorgamiento de permisos económicos de hasta 50 m³ en rollo anuales. La regulación institucional era incipiente y los volúmenes rebasaban por mucho los montos autorizados. Toda esta situación motivó la gestión de permisos globales, la realización de estudios dasonómicos previos y el pago de derecho de monte a partir de 1983. Estas modificaciones marcaron el inicio de otra época en el control forestal, permitió una mejor organización en el aspecto de la comercialización, se incorporaron muchos predios y se aumentaron los volúmenes de producción. Aunque de manera incipiente los estudios dasonómicos permitieron establecer criterios ecológicos acerca de la intensidad de corte, la creciente demanda de tutores provocó una disminución de las poblaciones naturales, lo cual llevó a la búsqueda de tutores alternos, tales como las varillas de metal, postes de concreto y de plástico, los cuales han tenido poco uso debido a los altos costos de adquisición y la dificultad en su manipulación en el campo (Muro, 1987; Reyes, 1993). La disminución de las poblaciones

naturales ocurrió para las zonas sometidas a cosecha en el propio estado de Sinaloa, llevando a la búsqueda y aprovechamiento de éstas y otras especies silvestres en otras entidades del país, tales como Nayarit y Jalisco. Por la demanda de tutores que existe para el cultivo de hortalizas en México, otros esfuerzos se han dirigido a explorar métodos alternativos de producción de vara, como el establecimiento de plantaciones forestales con especies tropicales de amplia distribución y rápido crecimiento, tales como *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth en Baja California Sur (Osuna, 2003) y de *Dodonea viscosa* (L.) Jacq. en Morelos (Mancera, 2002). El aprovechamiento intensivo de varas constituyó una de las principales prácticas forestales con importancia económica, social y ecológica en Sinaloa; incluso, considerada en algún momento de mayor rentabilidad que la agricultura de temporal (Muro, 1987). Por la intensidad con la cual se ha realizado el corte de varas y tal como lo apunta López-Urquidez (1997), es posible que la explotación de las diferentes especies de vara blanca tenga fuertes implicaciones ecológicas, tan graves como lo puede ser la extinción local de algunas especies de *Croton* en el estado.

Desde 1987, Muro reportó que la reducción de las poblaciones naturales de vara blanca en Sinaloa, ocasionó que este aprovechamiento también se realizara en el estado de Nayarit y Jalisco. Para Nayarit no se dispone de información; sin embargo, estudios recientes indican que en la Costa de Jalisco, particularmente en la región de Chamela, la extracción de varas inició a mediados de los ochentas, con incipiente regulación técnica a partir de 1996. El aprovechamiento se realiza principalmente de *C. septemnerivius* -conocida como canelilla o vara blanca- en alrededor de un 90% del total de las varas cortadas, aunque con menor intensidad también se usan ocho especies más del BTC. Con base en la revisión de las notificaciones oficiales para el aprovechamiento de especies leñosas no maderables, se sabe que una de las primeras especies que fue aprovechada con fines hortícolas fue el otate (*Arthrostylidium longifolium* (E. Fourn.) E.G. Camus), perteneciente a la familia Poaceae (Hueso, 1996). De 1996 a 1999, los ejidos autorizados para la extracción de varas a partir de diferentes especies estaban concentrados en áreas de BTC, en los municipios de Cuautitlán, La Huerta y Tomatlán, Jalisco, sumando un total de 1,354 hectáreas aprovechadas y 4,295 m³ extraídos. Si se considera que 100 varas equivalen a 0.523 m³ rollo (Barrios, 1999), se calcula que en este periodo se cortaron alrededor de 663,552 varas, lo cual significa una cifra conservadora para la intensidad de cosecha registrada en la zona (Rendón-Carmona, 2002). Por otro lado, muchos de los ejidos en la zona de Chamela se establecieron hasta la década de los sesentas, y esta es una de las

razones por las que varios de los sitios bajo este tipo de manejo presentan poca perturbación. Por ser una actividad relativamente nueva en la región, la intensidad de cosecha en los sitios de BTC ha sido menor con respecto a los estados de Sonora y Sinaloa. Ello se manifiesta en que los primeros sitios aprovechados presentan apenas dos cortes como máximo, en promedio algunos sitios proveen de hasta 1,910 varas por hectárea (de las cuales el 89% corresponde a *C. septemnervius*), y las características de longitud y diámetro son ligeramente mayores que en otros estados. De acuerdo con su diámetro y longitud, las varas de *C. septemnervius* son clasificadas en estacas y retenes. Las estacas presentan un diámetro de 4.7 cm y una longitud promedio de 2.2 m, mientras que los retenes son mayores presentando un diámetro promedio de 6.5 cm y una longitud promedio de 2.4 m. Generalmente los individuos de *C. septemnervius* con estas características se encuentran en etapa reproductiva y la altura de corte máxima es de 80 cm. A pesar del aprovechamiento de este recurso de intensidad variable, con y sin permisos oficiales, no existen estudios cuantitativos a la fecha que documente para sitios de BTC, los patrones intra- e inter-específicos de respuesta al corte en relación con la frecuencia, tiempo del corte y condiciones ambientales posteriores a la cosecha, ni tampoco del vigor y supervivencia de los tocones y rebrotes en el largo plazo.

4. Preguntas de investigación y objetivos generales

El presente proyecto aborda tres preguntas centrales de investigación, las cuales buscan aportar elementos para el diseño de estrategias de manejo sostenible de los bosques, y en particular para el BTC, uno de los ecosistemas tropicales más susceptibles a pérdida por actividades humanas. Las preguntas son:

- 1) ¿Cuál es la composición y estructura de la vegetación en sitios que están sujetos al corte selectivo de varas y de qué forma esta actividad modifica los patrones de diversidad de especies y estructura de la comunidad vegetal?
- 2) ¿Cuál es la dinámica de la regeneración sexual (por semillas y plántulas) de las especies leñosas proveedoras de varas presentes en los sitios sujetos al corte selectivo?
- 3) ¿Cuál es la capacidad de rebrote por efecto del corte en las especies del BTC proveedoras de varas y qué efecto tienen las podas controladas sobre el rebrote de *C. septemnervius*?

La presente investigación plantea tres objetivos generales, los cuales se desglosan en objetivos particulares en cada uno de los capítulos de la tesis. Los objetivos son:

1. Describir la composición y estructura de la vegetación a lo largo de un gradiente de uso (extracción de varas) y evaluar los efectos del corte selectivo de varas en términos de la diversidad de especies y estructura a nivel de la comunidad vegetal.
2. Caracterizar la dinámica de la regeneración sexual (por semillas y plántulas) en tres sitios que difieren en la historia de uso en el corte de varas.
3. Evaluar la capacidad de rebrote en las especies proveedoras de varas a un año del corte y evaluar en el mediano plazo (5 años) el efecto de podas controladas en el rebrote de *C. septemnervius*, como una herramienta de manejo sostenible en el bosque tropical caducifolio.

5. Inserción institucional

El estudio fue financiado durante tres años por los Fondos Sectoriales Semarnat-Conacyt (Ref. Semarnat 2002-C01-1411, estatus finalizado) dentro del proyecto "Regeneración de especies leñosas sometidas a cosecha en el bosque tropical caducifolio de la Costa de Jalisco: elementos para un aprovechamiento sustentable". En su etapa final, se recibió apoyo del Programa de Apoyo a la Investigación e Innovación Tecnológica de la Dirección General de Asuntos de Personal Académico de la UNAM (Ref. IN224610-3), a través del proyecto "Diversidad de especies y potencial de regeneración natural de sitios de bosque tropical caducifolio sometidos a corte selectivo de varas en la Costa de Jalisco, México", financiado y asignado también a la Dra. Angelina Martínez-Yrizar como responsable técnico.

6. Bibliografía

- Abbott P. G., Lowore J. D. 1999. Characteristics and management potential of some indigenous firewood species in Malawi. *Forest Ecology and Management* 119: 111-121.
- Asner, G. P., Keller, M., Pereira, R., Zweede, J. C., Silva, J. N. M. 2004. Canopy damage and recovery after selective logging in Amazonia: field and satellite studies. *Ecological Applications* 14: 280–298.
- Asner, G. P., Knapp, D. E., Broadbent, E. N., Oliveira, P. J. C., Keller, M., Silva, J. N. 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* 310: 480–482.
- Barrios, R. A. F. 1999. Notificación para el aprovechamiento de recursos forestales con fines comerciales del N. C. P. A. Lázaro Cárdenas, municipio de Tomatlán, Jalisco. Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal, Autlán, S. C.
- Bell, T. L. Ojeda, F. 1999. Underground starch storage in Erica species of the Cape Floristic Region –differences between seeders and resprouters. *New Phytologist* 144: 143-152.
- Bell, T. L. Pate, J. S., Dixon, K. W. 1996. Relationships between fire response, morphology, root anatomy and starch distribution in south-west Australian Epacridaceae. *Annals of Botany* 77: 357-364.
- Bellingham, J. P., Tanner, J. E. V., Healey, R. J. 1994. Sprouting of trees in Jamaica montane forest, after a hurricane. *Journal of Ecology* 82: 747-758.
- Blake, T. J. 1983. Coppice systems for short-rotation intensive forestry the influence of cultural, seasonal and plant factors. *Australian Forest Research* 13: 279-291.
- Bond, W. J., Midgley, J. J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 46-51.
- Bruening, E. F. 1996. Conservation and management of tropical rainforest. CAB International, Wallingford.
- Canadell, F. J., Lloret, F. & López-Soria, L. 1991. Resprouting vigour of the mediterranean shrub after experimental fire treatments. *Vegetatio* 95: 119-126.
- Ceccon, E., Huante, P., Rincón, E. 2006. Abiotic Factors Influencing Tropical Dry Forests Regeneration. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49: 305-312.
- Deiller, A. F., Walter, J. M. N., Tremolieres, M. 2003. Regeneration strategies in a temperate hardwood floodplain forest of the Upper Rhine: sexual versus vegetative reproduction of

- woody species. *Forest Ecology and Management* 180: 215-225.
- Dickinson, M., Dickinson, J., Putz, F. F. 1996. Natural forest management as a conservation tool in the tropics: divergent views on possibilities and alternatives. *Commonwealth Forestry Review* 74: 309-315.
- FAO, 1997. State of the World's Forests. 1997. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, p. 200.
- Fenner, M. 1985. Seed ecology. Chapman and Hall, London.
- Fuhrer, E. 2000. Forest functions, ecosystem stability and management. *Forest Ecology and Management* 132: 29-38.
- García-Oliva, F. Camou, A., Maass, J. M. 2002. El clima de la región central de la costa del Pacífico mexicano. En: Noguera, F. A., J. H. Vega-Rivera, A. N. García-Alderete y M. Quesada-Avedaño (Editores). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México. P. 3-10.
- Gerhardt, K., Hytteborn, H. 1992. Natural dynamics and regeneration methods in tropical dry forests – an introduction. *Journal of Vegetation Science* 4: 95-102.
- Grime, J.P., 1997. Biodiversity and ecosystem function: The Debate deepens. *Science* 277: 1260-1261.
- Hardesty, L. H., Box, T. W. 1988. Defoliation impacts on coppicing browse species in north-east Brazil. *Journal of Range Management* 41: 66-70.
- Hardesty, L. H., Thadis W. B., Malechek, J. C. 1988. Season of cutting affects biomass production by coppicing browse species of the Brazilian caatinga. *Journal of Range Management* 41: 477-480.
- Harrington, R. A., Fownes, J. H. 1993. Allometry and growth of planted versus coppice stands of four last-growing tropical tree species. *Forest Ecology and Management* 56: 315-327.
- Harsthor, G. S. 1995. Ecological basis for sustainable development in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 26: 155-175.
- Hodgkinson, C. K. 1998. Sprouting success of shrubs after fire: Height-dependent relationships for different strategies. *Oecologia* 115: 64-72.
- Holbrook, N. M., Whitbeck, J. L., Mooney, H. A. 1995. Drought responses of neotropical dry forest trees. En: Bullock, S. H., Mooney, H., Medina, E. (Eds.). *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 243-276.

- Hooper, D. U., Vitousek, P. M. 1997. The effects of plant composition and diversity on ecosystem process. *Science* 277: 1302-1305.
- Hueso, P. L. A. 1996. Notificación para el aprovechamiento de vara de Otate en el ejido Plan de Méndez, municipio de Cuautitlán, Jalisco. Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal, Autlán, S. C.
- Janzen, D. H. 1988. Tropical dry forests: The most endangered major tropical ecosystem. Pp. 130-137. En: Wilson. E. O. (Ed.). *Biodiversity* National Academic Press, Washington, D. C.
- Johns, A.G., 1997. *Timber Production and Biodiversity Conservation in Tropical Rainforest*. Cambridge, 225 pp.
- Kamo, K., Sato A., Javing L. A. 1990. Coppice growth of some tropical tree species in Mindanao Island, the Philippines. *Japan Agricultural Research Quarterly* 24: 235-241.
- Kauffman, J. B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forests of the eastern Amazon. *Biotropica* 2: 219-224.
- Kauffman, J. B., Martin, R. E. 1990. Sprouting shrub response to different seasons and fuel consumption levels of prescribed fire in Sierra Nevada mixed conifer ecosystems. *Forest Science* 36: 748-764.
- Kennard, D. K. 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 18: 53-66.
- Kozlowski, T. T. 2002. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 158: 195-221.
- Kruger, L. M., Midgley, J. J. 2001. The influence of resprouting forest canopy species on richness in Southern Cape forests, South Africa. *Global Ecology & Biogeography* 10: 567-572.
- Lindquist, A. C. 2000. Dimensions of sustainability: the use of vara blanca as a natural resource in the tropical deciduous forest of Sonora, Mexico. A doctoral dissertation Submitted to the Faculty of the Graduated Interdisciplinary Program In Arid Lands Resources Sciences. The University of Arizona, Tucson.
- López-Urquidez, U. G. A. 1997. Distribución y abundancia de la vara blanca (*Croton* spp.) en

- el estado de Sinaloa. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. México, D. F.
- Mancera, O. A. 2002. Plantación de chapulixtle para la producción de varas o tutores. Informe Técnico. INIFAP Campo Experimental “Zacatepc”, Morelos, México.
- Martínez-Yrizar, A., Sarukhán, J., Pérez-Jimenez, A., Rincón, E., Maass, J. M., Solís-Magallanes, A., Cervantes, L. 1992. Above-ground phytomass of a tropical deciduous forest on the coast of Jalisco, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 8: 87-96.
- Miles, L., Newton, A.C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., Gordon, J. E. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33: 491-505.
- Miller, P. M. 1999. Coppice shoot and foliar crown growth after disturbance of a tropical deciduous forest in Mexico. *Forest Ecology and Management* 116: 163-173
- Miller, P. M., Kauffman, J. B. 1998a. Effects of slash and burn agriculture on species abundance and composition of a tropical deciduous forest. *Forest Ecology and Management* 103: 191-201.
- Miller, P. M., Kauffman, J. B. 1998b. Seedling and sprout response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest. *Biotropica* 30: 538-546.
- Mooney, H. A., Bullock, S. H., Medina, E. 1995. Introduction. En: Bullock, S. H., Mooney, H. y Medina, E. (Eds.). *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 1-8.
- Mostacedo, B., Putz, F.E., Fredericksen T.S., Villca, A., Palacios, T. 2009. Contributions of root and stump sprouts to natural regeneration of a logged tropical dry forest in Bolivia. *Forest Ecology and Management* 258: 978-985.
- Muro, G. B. 1987. El proceso de producción de vara blanca (*Croton* sp.) en el estado de Sinaloa. Memoria de seminario de titulación. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- Murphy, P. G., Lugo, A. E. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 67-88.
- Mwavu, E. N., Witkowski, E. T. F. 2008. Sprouting of woody species following cutting and tree-fall in a lowland semi-deciduous tropical rain forest, North-Western Uganda. *Forest Ecology and Management* 255: 982–992.

- Myers, N. 1996. *The Primary Source: tropical forests and Our Future*. Norton, New York, NY, USA.
- Naeem, S., Thompson, L. J., Lawler, S. P., Lawton, J. H., Woodfin, R. M., 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368: 734-737.
- Naeem, S., Thompson, L. J., Lawler, S. P., Lawton, J. H., Woodfin, R. M. 1995. Empirical evidence that declining species diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 347: 249-262.
- Negreros-Castillo, P., Hall, R. B. 2000. Sprouting capability of 17 tropical tree species after overstory removal in Quintana Roo, Mexico. *Forest Ecology and Management* 126: 399-403.
- Neke, K. S. Owen-Smith, R. N. Witkowski, E. T. F. 2006. Comparative resprouting response of savanna woody plant species following harvesting: the value of persistence. *Forest Ecology and Management* 232: 114-123.
- Ngulube, M. R. Chapola, G. B. J., Mwabumba, L. 1993. The potential of Australian dry zone acacias for agroforestry in Malawi. *Forest Ecology and Management* 56: 83-97.
- Noguera, F. A., Vega Rivera, J. H., García Aldrete, A. N., Quesada, M. 2002. *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología, UNAM. México, D.F.
- Nyerges, A. 1989. Coppice swiden in tropical deciduous forest: biological technological and socio-cultural determinants of secondary forest successions. *Human Ecology* 17: 379-400.
- Osuna, L. E. 2003. Producción de vara de palo de arco (*Tecoma stans*) para uso hortícola con riego a gravedad. Folleto Técnico 7. INIFAP Campo Experimental “Todos los Santos”, Baja California Sur, México.
- Paciorek, J. C., Condit, R., Hubbel, S. P., Foster, R. B. 2000. The demographics of resprouting in tree and shrub species of a moist tropical forest. *Journal of Ecology* 88: 765-777.
- Pearce, D., Putz, F. E., Vanclay, J. K. 2003. Sustainable forestry in the tropics: panacea or folly? *Forest Ecology and Management* 172: 229-247.
- Perry, D. A. 1998. The scientific basis of forestry. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 435-466.
- Piussi, P., Farrel, E. P. 2000. Interactions between society and forest ecosystems: challenges for the near future. *Forest Ecology and Management* 132: 21-28.

- Poorter, L., Kitajima K., Mercado, P., Chubina, J., Melgar, I., Prins, H. H. T. 2010. Resprouting as a persistence strategy of tropical forest trees: relations with carbohydrate storage and shade tolerance. *Ecology* 91: 2613-2627
- Potter, C. S. 1999. Terrestrial biomass and the effects of deforestation on the global carbon cycle: results from a model of primary production using satellite observations. *Bioscience* 49: 769-778.
- Putz, F. E., Bate, G. M., Redford, K. H., Fimbel, R., Robinson, J. 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conservation Biology* 15: 7–20.
- Putz, F. E. and Brokaw, N. V. L. 1989. Sprouting of broken trees on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 70: 508-512.
- Putz, F. E., Dykstra, D. P., Heinrich, R. 2000. Why poor logging practices persist in the tropics. *Conservation Biology* 14 : 951-956.
- Quesada, M., Sánchez-Azofeifa, G. A., Alvarez-Añorve, M., Stoner, K. E., Avila-Cabadilla, L., Calvo-Alvarado, J., Castillo, A., Espírito-Santo, M. M., Fagundes, M., Fernandes, G. W., Gamon, J., Lopezraiza-Mikel, M., Lawrence, D., Cerdeira, M. L. P., Powers, J. S., Neves, F. de S., Rosas-Guerrero, V., Sayago, R., Sanchez-Montoya, G. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* 258: 1014-1024.
- Ramakrishnan, P. S., 1995. Shifting cultivation. En: Nieremberg, W. A. (Ed.), *Encyclopedia of Environmental Biology*, Vol. 3. Academic Press, San Diego, CA, USA, pp. 325-330.
- Reid, J., Rice, R. R. 1997. Assessing natural forest management as a tool for tropical forest conservation. *Ambio* 26: 382-386.
- Rendón-Carmona, H. 2002. Efecto del corte en la capacidad de rebrote de *Croton septemnerivus* McVaugh. (Euphorbiaceae) en un bosque tropical caducifolio. Tesis de Maestría. Universidad de Colima, Colima.
- Rendón-Carmona, H., Martínez-Yrizar, A., Balvanera, P., Pérez-Salicrup, D. 2009. Selective cutting of woody species in a Mexican tropical dry forest: Incompatibility between use and conservation. *Forest Ecology and Management* 257: 567–579.
- Reyes, O. A. 1993. Determinantes ecológicas de la “Vara Blanca” (*Croton* spp.) en el estado de Sinaloa. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.

- Rico-Gray, V., García-Franco, J. G. 1992. Vegetation and soil seed bank of successional stages in tropical lowland deciduous forest. *Journal of Vegetation Science* 3: 617-624.
- Roberts, M. R., Gillian, F. S. 1995. Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: implications for forest management. *Ecological Applications* 5: 969-977.
- Rubio, A. Gavilán, R., Escudero, A. 1999. Are soil characteristics and undestory composition controlled by forest management? *Forest Ecology and Management* 113: 191-200.
- Rzedowski, J. 1990. Vegetación Potencial. Atlas Nacional de México. Sección Naturaleza. Hoja IV. 8.2, Vol II. Mapa escala: 1:40, 0000. Instituto de Geografía, UNAM, México.
- Sánchez-Azofeifa, A. y Portillo-Quintero, C. 2011. Extent and drivers of change of neotropical seasonally dry tropical forests. En: Dirzo, R., Young, H. S., Mooney, H. A. and Ceballos, G. (Eds.). Seasonally dry tropical forests. Ecology and Conservation. Island Press, Washington, pp. 45-57.
- Sampaio, E. V. S. B., Salcedo, I. H. 1993. Effect of different fire severities on coppicing of Caatinga vegetation in Serra Talhada, PE, Brazil. *Biotropica* 25: 452-460.
- Sayer, J. A., Zuidema, P. A., Rijks, M. H. 1995. Managing for biodiversity in humid tropical forests. *Commonwealth Forest. Rev.* 74: 282-287.
- Sennerby-Forsse, L., Fern, A., Kauppi, A. 1992. Coppicing ability and sustainability. In: Mitchel, C. P., Ford-Robertson, J. B., Hinckley, T. y Sennerby-Forsse, L. (Eds.). *Ecophysiology of short rotation forest crops*. Chapman and Hall.
- Shackleton C. 2000. Stump size and the number of coppice shoots for selected savanna tree species. *South African Journal of Botany* 66: 124-127.
- Simberloff, D. 1999. The role of science in the preservation of forest biodiversity. *Forest Ecology and Management* 115: 101-111.
- Stocker, G. C. 1981. Regeneration of a north queensland rain forest following felling and burning. *Biotropica* 13: 86-92.
- Stoner, K. E., Sánchez-Azofeifa, G. A. 2009. Ecology and regeneration of tropical dry forests in the Americas: Implications for management. *Forest Ecology and Management* 258: 903-906.
- Swaine, M. D. 1992. Characteristics of dry forest in West Africa and the influence of fire. *Journal of Vegetation Science* 3: 365-374.
- Szaro, R. C., Largar, D., Yapi, A. M. 2000. Sustainable forest management in the developing

- world: Science challenges and contributions. *Landscape and Urban Planning* 47, 135-142.
- Tilman, D., Wedin, D., Knops, J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379: 718-720.
- Trejo, I., Dirzo, R. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.
- Uhl, C., Barreto, P., Verissimo, A., Vidal, E., Amaral, P., Barros, A.C., Souza Jr., C., Johns, J., Gerwing, J. 1997. Natural resource management in the Brazilian Amazon. *Bioscience* 47: 160–168.
- Uhl, C., Vieira, C.G. 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas region of the state of Para. *Biotropica* 21: 98–106.
- Vanclay, J. K. 1996. Assessing the sustainability of timber harvest from natural forests: limitations of indices based on successive harvest. *Journal of Sustainable Forestry* 3: 47-58.
- Zimmerman, J. K., Everham, M. E., Waide, R. B., Lodge, D. J. Taylor, Ch., Brokaw, N. V. L. 1994. Responses of tree species to hurricane winds in subtropical wet forest in Puerto Rico: implications for tropical tree life histories. *Journal of Ecology* 82: 911-922.

CAPITULO 2

SELECTIVE CUTTING OF WOODY SPECIES IN A MEXICAN TROPICAL DRY FOREST: INCOMPATIBILITY BETWEEN USE AND CONSERVATION

Los resultados de este capítulo fueron publicados en la revista *Forest Ecology and Management* en el año 2009. El trabajo aborda los aspectos relacionados con la composición y estructura en áreas de BTC y los efectos del corte de vara, en sitios con diferente historia de corte en el ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco. Como en muchos otros de la región, en este ejido la extracción de varas se realiza con la finalidad de usarse como tutores para la horticultura tanto a nivel local como de otros estados del país. Los principales resultados indican que el corte selectivo, al realizarse en una o dos ocasiones afecta la comunidad vegetal mediante la disminución de la riqueza de especies: 65 especies en el tratamiento sin corte (testigo), 50 especies en el tratamiento de un corte y 38 especies en el tratamiento de dos cortes. El otro efecto detectado son los cambios en los patrones de dominancia-diversidad de las especies, en particular, en la densidad relativa, el área basal relativa y el número de tallos por especie. Estos cambios empiezan a ser evidentes desde el primer evento de corte, pero aún más después del segundo corte, manifestándose en una fuerte dominancia de la comunidad por *C. septemnervius*, la especie con mayor porcentaje de extracción y con una alta capacidad de rebrote. Desde un punto de vista de manejo, el incremento en la disponibilidad de tallos es positivo; sin embargo, dicho incremento ocurre a expensas de una reducción en la riqueza de especies arbóreas y a la reducción en la abundancia relativa de algunas especies de bosque primario, permitiendo a la vez que otras especies, algunas de carácter secundario, aumenten en densidad. Estas tendencias sugieren que el corte selectivo de varas, realizado bajo los actuales regímenes de cosecha en la región es una práctica incompatible con la conservación de la diversidad de especies leñosas.

En este capítulo se presenta el sobretiro de la publicación y la referencia completa del trabajo publicado es la siguiente: Rendón-Carmona, H., Martínez-Yrizar, A., Balvanera, P., Pérez-Salicrup, D. 2009. Selective cutting of woody species in a Mexican tropical dry forest: Incompatibility between use and conservation. *Forest Ecology and Management* 257: 567–579.



Selective cutting of woody species in a Mexican tropical dry forest: Incompatibility between use and conservation

Humberto Rendón-Carmona^a, Angelina Martínez-Yrizar^{a,*}, Patricia Balvanera^b, Diego Pérez-Salicrup^b

^a Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apartado Postal 1354, C.P. 83000, Hermosillo, Sonora, México

^b Centro de Investigaciones en Ecosistemas, Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia, Apartado Postal 27-3, Xangari, C.P. 58090, Morelia, Michoacán, México

ARTICLE INFO

Article history:

Received 24 May 2008

Received in revised form 18 September 2008

Accepted 20 September 2008

Keywords:

Diversity
Non-timber forest products
Resprouting
Selective cutting
Sustainable management

ABSTRACT

A major challenge of forest management is to maintain the biodiversity and integrity of the forests while at the same time satisfying human needs through productive activities. While selective extraction of natural resources has less severe consequences on biodiversity and ecosystem function than complete removal of vegetation, such consequences need to be evaluated in detail. “Varas” or stems cut from small trees of tropical dry forests (TDF) in the Pacific Coast of Mexico have been used as plant support stakes in horticultural fields (mainly tomato crops) since the middle of the last century. In this study, we evaluated the effects of selective cutting of plant support stakes on the diversity of woody vegetation of a TDF in northwestern Mexico. Stakes were cut by local harvesters before our assessment of cutting effects. In each of three cutting treatments (T_0 = uncut, T_1 = one cut event, and T_2 = two cut events), we established three sampling plots each consisting of ten 50 m × 2 m parallel transects. All woody plants (stems ≥ 1.0 cm diameter at 1.3 m height, DBH) were identified and measured on each transect. Species richness (S) decreased as the number of cuts increased (T_0 = 65 species, T_1 = 50 species, and T_2 = 38 species). The Simpson (C) and the Shannon (H') diversity indices, as well as the rarefaction curves and non-parametric estimates of diversity (Chao1 and ACE) confirmed this tendency of change. Comparison of dominance–diversity curves showed that the woody plant community loses equitability with every additional stake cutting event. The total number of stake providing species did not vary notably across treatments (T_0 = 8 species, T_1 = 9 species, and T_2 = 7 species), but four species reduced their dominance considerably in T_2 , while *Croton septemnerivius*, the most used species, increased its abundance and relative basal area with each additional stake harvest, reaching a representation of more than 59% of total number of stems in T_2 . The reduction in species diversity, changes in patterns of dominance, and the proliferation of species associated to disturbed sites suggest that current practices of selective cutting require adjustments to make this forest management application more consistent with local conservation of woody plant species diversity and community structure.

© 2008 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Traditionally, the use of forests has concentrated on the extraction of timber and non-timber forest products (NTFP) with the purpose of satisfying the demands of the growing human population (Fuhrer, 2000; Foley et al., 2005). However, the extraction of forest resources, coupled with other anthropogenic practices that result in a total transformation of the vegetation cover, such as intensive agriculture, cattle raising, or the establishment of human settlements, has resulted in a considerable loss of biodiversity and of carbon storage capacity of forests, thus diminishing their capacity to

maintain their functions and provision of ecosystem services (Masera et al., 1997; Foley et al., 2005; Williams et al., 2008). In such context, one of the major challenges faced by forest managers today is to maintain the biodiversity and integrity of forests while at the same time satisfying human needs through productive activities (Pinard et al., 1999; Simberloff, 1999; Piussi and Farrel, 2000; Foley et al., 2005; Burke et al., 2008).

Selective extraction of timber is a widely practiced productive activity of tropical forests (Thiollay, 1992; Nwavu and Witkowski, 2008). It consists of periodically cutting trees that are valuable for their wood properties and allowing site recovery by natural regeneration (Johns, 1988; Pearce et al., 2003; Clarke et al., 2005). Selective cutting varies from mechanized tree extraction on large forest areas to manual extraction on a small scale, using vehicles drawn by animals (Bawa and Seidler, 1998; Asner et al., 2005). In

* Corresponding author. Tel.: +55 5622 6537.

E-mail address: angelina@unam.mx (A. Martínez-Yrizar).

general, selective extraction follows two contrasting schemes (Rice et al., 1997). Under the most conventional scheme, wood is extracted maximizing the short-term economic benefits, hence harvesting as many stems as possible at once without the implementation of any activities to promote natural regeneration, and often without technical regulation. The other scheme, which seeks sustained production in the longer term, timber harvesting is based on a technically sound management plan, and should incorporate actions directed at reducing the negative impacts associated with wood extraction (Putz et al., 2001; Pearce et al., 2003). Under both systems, it is assumed that these forests will return to their original condition through natural regeneration after a certain time (Bowles et al., 1998). However, selective cutting can have severe environmental impacts which might inhibit the functional integrity of the forests, in particular their regeneration capacity (Putz et al., 2001; Kozłowski, 2002; Pearce et al., 2003). Therefore, in the need to find more sustainable forest management practices, it becomes imperative to evaluate whether under current practices of extraction, the diversity, composition, and species dominance of forests is maintained, and to suggest alternative management plans in case any of these variables are found to change drastically as result of extraction (Noble and Dirzo, 1997; Pinard et al., 1999; Simberloff, 1999; Fox, 2000; Piusi and Farrel, 2000; Palik et al., 2002; Pearce et al., 2003).

One of the most worrying aspects associated with selective extraction of forest products is the local loss of plant species (Bawa and Seidler, 1998). Such loss can occur gradually, although the effect of extraction on any particular species may become evident in the short-term through two mechanisms. One mechanism is by the direct reduction in abundance as a consequence of harvesting, or by modifications in the size- or age-distribution of the species being harvested (Uhl et al., 1997; Chapin et al., 2000; Putz et al., 2001). The other mechanism is by indirect damage to harvested and non-harvested species as a consequence of biophysical changes associated with extraction operations, such as biomass removal (Uhl and Vieira, 1989; Johns et al., 1996) and soil compaction (Johns, 1997), which may in turn have negative effects on the recruitment of species. Therefore, a first step in evaluating the potential loss of diversity as a consequence of extraction practices, would be to separate the effects on those species directly harvested, versus the effects on non-harvested species.

In tropical dry forests (TDFs), the patterns of natural regeneration after timber extraction might be affected by adaptations of woody species to scarce precipitation and unpredictable pattern of water availability (Deiller et al., 2003), and by geomorphological components of the landscape (Burgos and Maass, 2004). In particular, under natural or anthropogenic disturbances which lead to the felling of trees or to partial loss of aerial biomass, many TDF species have the capacity of developing resprouts which grow faster than seedlings (Nyerges, 1989; Miller and Kauffman, 1998a; Shackleton, 2000; Van Bloem et al., 2007). This response of TDF species to disturbance, which results in multi-stemmed trees, should be considered in the management of this ecosystem, since it allows for the periodical harvesting of stems without causing the direct death of the individuals (Sennerby-Forsse et al., 1992). However, by promoting this regeneration mechanism through selective cutting, the richness patterns of the plant community might be affected, given that the capacity to resprout and sprout survival may vary across species (Kruger et al., 1997; Van Bloem et al., 2007).

On the coast of Jalisco, western Mexico, vegetation is dominated by a TDF where tree dimensions and forest biomass are much smaller than in their humid counterparts (Murphy and Lugo, 1986). In some areas, the cutting and marketing of local forest

resources provide an additional income for the rural population. In the case of woody raw materials, thin stems of selected tree species (which would fit into the broad category of NTFP) are harvested to be used as plant support stakes for vegetable crops in Sinaloa, the most important horticultural state in Mexico. Harvested stems, of specific commercial size (3–9 cm DBH and 2.0–2.5 m long) are generally cut from the base and from trees of at least nine tree species (Rendón-Carmona, 2002). Most individuals are reproductive by the time they reach the size in which they are harvested, and usually resprout vigorously after harvesting. On average, 1910 stakes ha^{-1} are cut per harvest event. From these, *Croton septemnerivus* McVague (Euphorbiaceae), locally known as “canelilla” or “vara blanca”, is the most harvested species (89% of total number of cut stems) because of its superior woody quality. Other commonly used species include *Bauhinia* sp., *Lonchocarpus* sp., and *Randia* sp. (Rendón-Carmona, 2002).

The selective cutting of “varas” from selected TDF species, began in the middle of the last century in the Mexican states of Sonora and Sinaloa (López-Urquidez, 1997; Lindquist, 2000; Yetman et al., 2000). In Jalisco state, this practice arose until the 1980s, it has been regulated by federal and state laws since the mid nineties, but management plans, when available, are technically deficient, suggesting incompatibility between selective cutting and conservation of the harvested species (Rendón-Carmona, 2002). Extraction levels are difficult to determine and the effect of prolonged, intensified harvesting on the species and at the community level are still unknown (Lindquist, 2000).

Considering the scarcity of information about the management of TDF woody species in general, the objective of this study was to evaluate, at the community level, the changes in relative abundance and diversity of harvested and non-harvested tree species as a consequence of selective cutting. Particularly, the questions posed were: (1) is the diversity of woody species reduced as a consequence of increasing number of cutting events?, (2) how do the patterns of woody plant species dominance (i.e., density, basal area, and number of stems) change with increasing number of cutting events?, and (3) what is the availability of stems (resource) of the used species (i.e., commercially desirable species) in sites differing in their history of selective cutting?. Answers to these questions should provide a clear indication as to whether current practices of support stake harvesting should be modified to make them compatible with dry forest woody species conservation.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The study was conducted in Ejido Campo Acosta, municipality of Tomatlán, Jalisco (19°46'13" N and 105°14'60" W, Fig. 1), located at about 50 km northeast of the Chamela-Cuixmala Biosphere Reserve, on the Pacific Coast of Mexico. There are no previous studies on flora, fauna, or of the environmental variables at this particular site. Nevertheless, the dominant vegetation type within the ejido is an extension of the tropical dry forest (*sensu* Rzedowski, 1978) in the Reserve, for which 1120 vascular plant species have been identified that belong to 544 genera, and 124 families, with about 10% of this flora endemic to Jalisco and Colima states (Lott, 1993). Mean forest canopy height is 7 m, with some emergent trees up to 15 m in height (Martínez-Yrizar et al., 1992). The climate is hot and strongly seasonal, with a 6–8 mo dry period during which most species remain leafless. Mean annual temperature is 24.6 °C and mean annual precipitation is 788 mm, with 80% of the rain falling between June and November (García-Oliva et al., 2002).

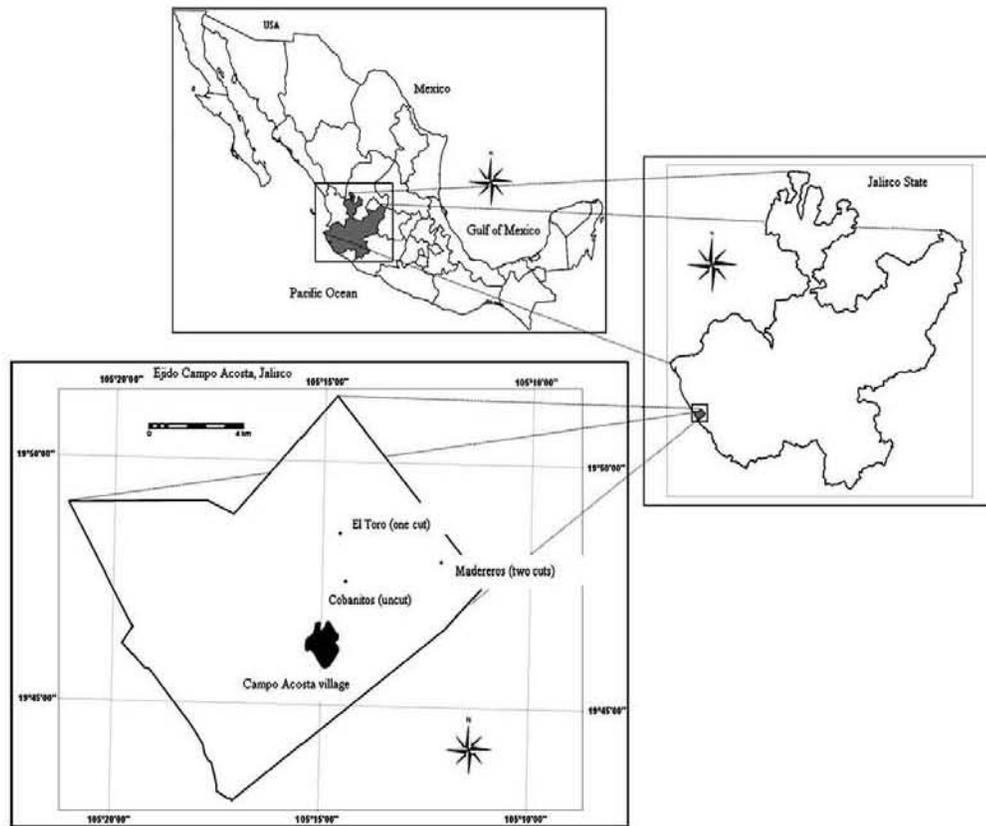


Fig. 1. Location of the three study areas within Ejido Campo Acosta, located in the Municipality of Tomatlán in the coast of Jalisco state, northwestern Mexico.

2.2. Study plot selection and field design

Three TDF areas (>30 ha each) with abundance of *C. septemnervius*, but differing in their history of selective cutting, were chosen and considered here as “cutting treatments” (Fig. 1). “Varas” were cut by local harvesters prior to the beginning of our assessment of cutting effects; thus, this was not a fully controlled experiment. The harvest technique was similar among harvesters, consisting of selecting a forest site with abundance of stake providing species, removing the understory and in some cases undesirable species to gain access to the selected stems, which are cut using a machete. Access roads and loading sites are opened with axes and chainsaws. In general, the season of cutting varies greatly depending on social and economic factors such as the availability of harvesters, agreement between landowners and intermediaries, harvest permits, market demand and stake prices (Rendón-Carmona, 2002). The study areas included: (1) an uncut or reference treatment area which at the time of the study had no record of support stake extraction (T_0 , Cobanitos); (2) a one-cut treatment area, subjected for the first time to one cut in 2003 (T_1 , El Toro), and (3) a two-cuts treatment area, subjected for the first time to a cut in 1985, and to a second cut 13 years later in 1998 (T_2 , Madereros). Thus, at the start of the study (2004) 1 and 6 years had passed after the last cut for T_1 and T_2 , respectively. All three areas are used, at least seasonally, for light to moderate cattle grazing. In the absence of historical archives related to land use in this region, interviews with local landowners are the only evidence that the

study sites have never been cleared, but used only for firewood collection and wildlife hunting by a low density rural population, that colonized the region from other neighboring states following Mexican government programs in the early 1950s (Castillo et al., 2005).

Soils in all three sites were on average almost neutral (pH 6.9–7.2), with a predominantly sandy texture (51–69% sand). However, soils in T_1 were significantly higher in organic matter content (3.4 vs. 2.4 and 2.0%, $F_{2,26} = 14.790$; $P < 0.001$), N_{organic} content (87.0 vs. 61.9 and 51.1 kg ha^{-1} , $F_{2,26} = 13.605$; $P < 0.001$) and cation exchange capacity (18.0 vs. 11.2 and 10.6 $\text{meq } 100 \text{ g}^{-1}$, $F_{2,26} = 9.420$; $P = 0.001$) than T_0 and T_2 soils, respectively, but lower in bulk density (1.17 vs. 1.42 and 1.45 g cm^{-3} , $F_{2,26} = 26.289$; $P = 0.001$).

2.3. Vegetation sampling

Within each cutting treatment area, three 0.5 ha sampling plots separated by at least 100 m each were used as replicates. It was very difficult to find independent sites with a similar history of selective cutting to be used as true replicates (*sensu* Hurlbert, 1984). All plots were located on gentle slopes (<5°) at around 100 m of elevation. Following the methodology proposed by Gentry (1988) a set of 10 parallel 50 m × 2 m transects separated by 10 m each were established within each plot. During August 2004, all trees (stem diameter ≥ 1 cm at 1.3 m height, DBH) were identified and measured on each transect. Individual plants with more than one main stem below 1.30 m height were labeled as multi-stemmed and each stem

with DBH ≥ 1 cm was measured. Lianas and columnar cacti were also included in the measurements. All individuals were identified to the lowest taxonomic level possible. We also identified and recorded the number of stumps, as evidence of past cutting events. Experienced local farmers helped with plant and stump identification. Their information was later confirmed by cross-reference with specialists in the regional flora.

2.4. Data analyses

2.4.1. Tree community

Species diversity in each treatment was assessed using three indices (Magurran, 2004): species richness (S), Simpson's diversity index (C), and Shannon's diversity index (H'). Because a large number of species were represented by less than 10 individuals each, diversity was also estimated with the non-parametric methods of Chao1 and ACE, using the EstimateS software (Colwell, 2000). Considering that the number of individuals varied between treatments, we also compared the observed species diversity by means of rarefaction curves (Moreno, 2001). Differences in diversity among treatments were assessed using one-way analysis of variance (ANOVA) followed by Tukey tests.

In order to analyze dominance and equitability patterns among cutting treatments, dominance–diversity curves (Magurran, 2004) were obtained based on density (number of trees), basal area, and number of stems (from monopodic and multi-stemmed trees). To identify changes in the contribution of the dominant species (y -intercept) and in equitability among species (slope), the curves were compared by generalized linear models with covariance analysis (Magurran, 2004; Balvanera et al., 2005). In this analysis, deviance for count variables (density and stem number) was estimated with a Poisson distribution, whereas for basal area a normal distribution was defined. These analyses were conducted using SPlus 6.2 (Crawley, 2002).

The distribution of stems in different size categories across the tree cutting treatments was evaluated by counting the number of stems and adding the total basal area accumulated in 12 categories of diameter classes from 1.0 to 60.0 cm (that is, 1.0–2.9, 3.0–4.9, etc.). The distribution of each of these two variables was compared across treatments with an independence chi-square test (Zar, 1996).

2.4.2. Stake providing species (resource)

Percentage values of density, basal area, and number of stems of the stake providing species were calculated for each cutting treatment. Independence chi-square tests were used to compare the distribution of number of stems across cutting treatments in the same 12 categories of diameter classes mentioned above. Considering that the minimum diameter size with commercial value at which stems are harvested is 3 cm in diameter and 2 m in length (Rendón-Carmona, 2002), we calculated the availability of these stems per desirable species on each cutting treatment.

3. Results

3.1. Tree community

3.1.1. Floristic composition

A total of 3012 woody individual plants belonging to 31 families (28 determined and 3 undetermined families) and 77 species (68 determined and 9 undetermined species) were recorded in all three cutting treatments. In T_0 , a total of 1224 individuals were found, representing 65 species from 30 families; in T_1 , 761 individuals from 50 species and 22 families, and in T_2 , 1027 individuals from 38 species and 20 families (Appendix A). The two families with the largest number of species in the three treatments were Fabaceae and Euphorbiaceae, with 15 and 8 species (23% and 12% of the species, respectively) in T_0 ; 14 and 9 species (28% and 18% of species, respectively) in T_1 , and 11 and 4 species (29% and 10% of species, respectively) in T_2 (Appendix B). A similar large number of families (16, 15, and 14) for T_0 , T_1 , and T_2 , respectively, were represented by a single species (Appendix B). Trees were the most frequently growth form recorded in the three cutting treatments with 61 species (79% of total species), while shrubs were represented by eight species only (10%). Lianas and arborescent cacti were represented by four species each (5%, Appendix A).

3.1.2. Diversity

Species richness (S) decreased as the number of cutting events increased (Table 1). Likewise, diversity, measured with C and H' were higher in treatments T_0 and T_1 , reflecting higher diversity of woody species with respect to T_2 . On the other hand, CHAO1 and ACE indices estimated a higher local richness than that observed for the three treatments (Fig. 2A–C). CHAO1 estimated 74, 72, and 39 species, whereas 76, 57, and 41 species were calculated using ACE index for T_0 , T_1 , and T_2 , respectively. The rarefaction curves confirmed significant differences among the three cutting treatments independently of the number of individuals ($P < 0.05$), with T_0 and T_1 having the highest diversity in woody species than T_2 . Confidence interval for the treatment with the lowest number of individuals (Fig. 2A in T_1 , when $N = 761$) overlaps with the confidence interval of T_0 , but both are out of the confidence interval of T_2 . In all comparisons, the values for diversity estimated for T_0 and T_1 were higher than that estimated for T_2 .

3.1.3. Dominance–diversity patterns

Based on the relative density, relative basal area and relative number of stems per species in T_0 , the rank order of species changed in T_1 and in T_2 . Considering only the top 15 species with the highest score of density in T_0 , changes in rank in T_1 and in T_2 defined three groups of species. In the first group, *Bursera instabilis* McVaugh & Rzed., *Caesalpinia eriostachys* Benth., *Cochlospermum vitifolium* (Wild.) Spreng., *Croton* sp., *Pachycereus pecten-aboriginum* Britton & Rose, and *Stenocereus chrysocarpus* Sanchez-Mej.

Table 1

Comparison of species richness, Simpson and Shannon diversity indices among the three treatments of selective cutting of "varas" for horticultural use from the tropical dry forest in Ejido Campo Acosta, Jalisco, Mexico. SE = standard error of the mean. Different lowercase letters in the same row indicate significant ($P < 0.05$) differences among treatments after ANOVA followed by Tukey test. Total sampled area per cutting treatment = 0.3 ha.

Diversity index	Cutting treatment						ANOVA	
	T_0 (uncut)		T_1 (one cut)		T_2 (two cuts)		$F_{(2,6)}$	P
	Mean	SE	Mean	SE	Mean	SE		
Species richness (S)	41.66 ^b	2.19	38.00 ^b	0.58	27.00 ^a	1.53	23.478	0.0015
Simpson (C)	7.85 ^{ab}	0.88	12.83 ^b	3.29	2.55 ^a	0.30	6.779	0.0289
Shannon (H') [*]	2.66 ^b	0.06	2.96 ^b	0.15	1.70 ^a	0.14	28.304	0.0009

^{*} Using \ln transformation.

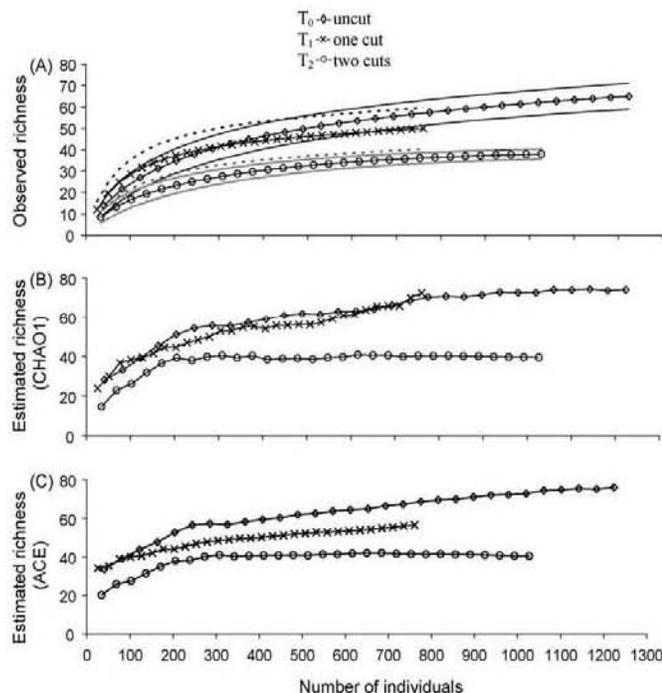


Fig. 2. Woody species richness comparison among three treatments of selective cutting of "varas" for horticultural use from the tropical dry forest in Ejido Campo Acosta, Jalisco, Mexico. (A) Observed richness, (B) estimated richness by CHA01 index, (C) estimated richness by ACE index.

showed a slight increase or decrease in density in T_1 , but showed an important reduction in T_2 . In the second group, Sp. 7, *Piranhea mexicana* (Standl.) A. Radcl.-Sm., *Plumeria rubra* L., and *Phyllanthus* sp., had a pronounced decrease in density in T_1 and they disappeared in T_2 . In the third group, "vara blanca" *C. septemnerivius*, *Cnidoscopus spinosus* Lundell, *Hellicarpus pallidus* Rose, *Lonchocarpus eriocarinalis* Micheli, and *Lonchocarpus* sp., showed slight increase or decrease in density in T_1 , but became more abundant in T_2 (Fig. 3a–c).

The top 15 species with greatest number of individuals contributed with >66% to total relative density in each treatment (Table 2a). As expected, *C. septemnerivius* was the species with the highest density in all three cutting treatments, representing about 29% of individuals in T_0 and T_1 , but reaching up to 62% in T_2 . Other species with marked changes in their relative dominance include *Glicicidia sepium* (Jacq.) ex Steud., *Ipomoea wolcottiana* Rose, *Piptadenia constricta* (Micheli & Rose) J.F. Macbr., and *Samyda mexicana* Rose. These species are located in positions 39, 44, 45, and 63 in T_0 , respectively, but climbed to positions 12, 9, 8, and 16 in T_2 (Fig. 3a and c). In all three cutting treatments there were a considerable number of species represented by one individual. It is noteworthy that T_2 had the lowest percentage of plants represented by a single individual (13%, Fig. 3c) with respect to T_0 and T_1 (22%, Fig. 3a and b). Statistical comparison among dominance–diversity curves based on density (Fig. 3a) showed no significant differences among treatments in either the contribution of the most abundant species, that is the y-intercept of a log-linear relationship, or the evenness in the contribution of different species to total density, that is the slope of such relationship.

According to the values of relative basal area, the position of some species was modified along the gradient of use. For example, *C. septemnerivius* was ranked fourth in T_0 and fifth in T_1 ; but in T_2 , it

was ranked first (Fig. 3f). *C. eriostachys* was the second species with higher relative basal area in T_0 , it occupied the first position in T_1 , but was displaced to the fifteenth rank in T_2 . Another of the most drastic changes in relative basal area rank was the case of *G. sepium*, which ranked 32 in T_0 , moved to second rank in T_1 , and then to the sixth rank in T_2 . The most dominant species had a lower contribution to basal area in T_1 than in T_0 and T_2 ($F = 125.8$, $P < 0.001$, d.f. = 2); also, a tendency for increasing inequity in the contribution of species as the number of cuts increased was found ($F = 63.0$, $P < 0.001$, d.f. = 2); thus basal area was concentrated on fewer species with increasing frequency of cutting.

In terms of the number of stems (from monopodic and multi-stemmed trees), the top 15 species with the greatest density per cutting treatment accumulated 80.7%, 63.8%, and 81.6% of total number of stems in T_0 , T_1 , and T_2 , respectively (Table 2a). Changes in dominance in relation to total number of stems were also recorded. Again, *C. septemnerivius* was noteworthy, for it represented about 25% of all the stems in T_0 and in T_1 (Fig. 3g and h), but accumulated 59% of stems in T_2 (Fig. 3i). Another important change observed in T_2 with respect to T_0 , was that some species locally associated with more open or disturbed sites reached greater dominance with respect to the number of stems, such as *C. spinosus* and *H. pallidus*. No significant differences were found among treatments in either the contribution of the species with the highest number of stems or the evenness in the contribution of different species to the total number of stems.

3.1.4. Changes in the distribution of number of stems and basal area per diameter size class

The distribution of number of stems and basal area in different categories of stem DBH was significantly different across the three cutting treatments ($\chi^2_{\text{number of stems}} = 682.358$, $P < 0.001$, d.f. = 22;

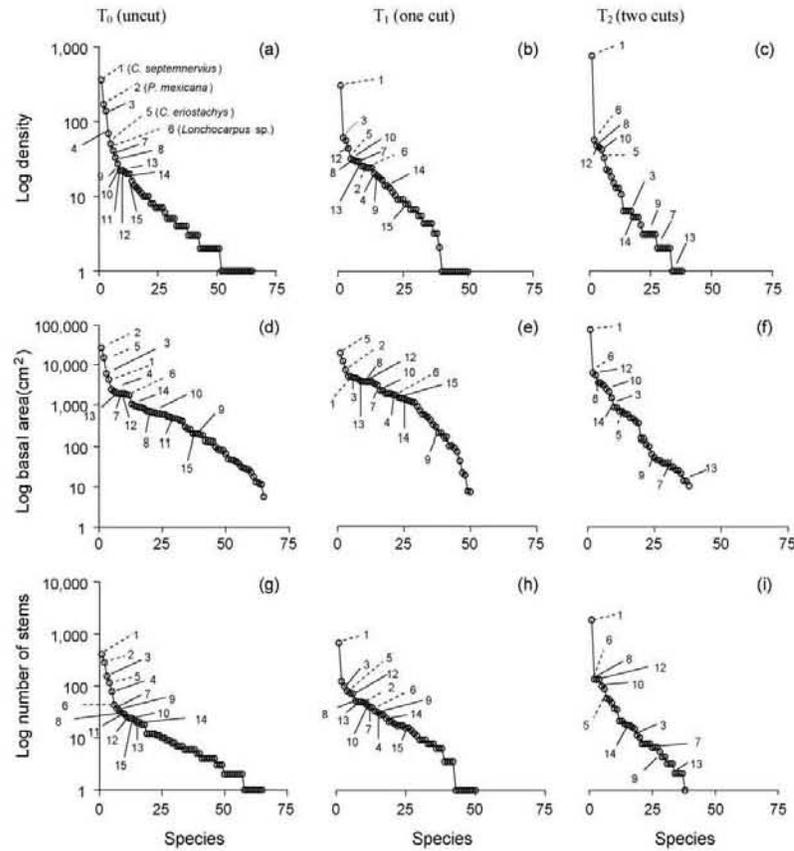


Fig. 3. Dominance–diversity curves based on density, basal area (cm²) and number of stems (from monopodic and multi-stemmed trees) of woody species on each treatment of selective cutting of “varas” for horticultural use from the tropical dry forest in Ejido Campo Acosta, Jalisco, Mexico. The numbers 1–15 indicate the species rank: (1) *C. septemnerivus*, (2) *P. mexicana*, (3) *P. pecten-aboriginum*, (4) *P. rubra*, (5) *C. eriostachys*, (6) *Lonchocarpus* sp., (7) *B. instabilis*, (8) *H. pallidus*, (9) *Croton* sp., (10) *C. spinosus*, (11) *Espespe* 7, (12) *L. eriocarinalis*, (13) *S. chrysocarpus*, (14) *C. vitifolium*, and (15) *Phyllanthus* sp. Species names next to the dotted lines correspond to stake providing species (resource). Total sampled area per cutting treatment = 0.3 ha.

$\chi^2_{\text{basal area}} = 673.155$, $P < 0.001$, d.f. = 22). Although in all three cutting treatments there were a high percentage of small DBH categories, this proportion was higher in T₁ and T₂. This was more marked in T₂, where there were very few stems in the largest

diameter categories, and there was a considerable accumulation of stems in the first two DBH categories (Fig. 4a–c). Basal area showed the opposite pattern, with the highest accumulation of basal area in the classes with large DBH, reflecting the fact that the numerous stems in the first DBH categories accumulated little basal area compared to the few individuals with larger DBH.

Table 2

Relative density (number of trees), basal area (cm²) and number of stems (from monopodic and multi-stemmed individuals) in the three treatments of selective cutting of “varas” for horticultural use from the tropical dry forest in Ejido Campo Acosta, Jalisco, Mexico. (A) Includes only the top 15 most abundant woody species, and (B) includes only the species potentially used as support stakes in horticulture (resource). Total sampled area per cutting treatment = 0.3 ha.

	Cutting treatment		
	T ₀ (uncut)	T ₁ (one cut)	T ₂ (two cuts)
A. Most abundant species			
Density	83.4%	66.5%	82.8%
Basal area (cm ²)	77.0%	49.5%	83.8%
Number of stems	80.7%	63.8%	81.6%
B. Stake providing species			
Density	53.3%	42.7%	72.3%
Basal area (cm ²)	60.3%	32.5%	74.1%
Number of stems	54.7%	42.9%	69.4%

3.2. Stake providing species (resource)

The distribution of number of stems and basal area of species harvested as support stakes showed significant differences among the three cutting treatments ($\chi^2_{\text{number of stems}} = 214.352$, $P < 0.001$, d.f. = 22; $\chi^2_{\text{basal area}} = 9398.272$, $P < 0.001$, d.f. = 22). Although most of the stems in the three treatments were concentrated in the two first DBH categories (Fig. 4d–f), these represented 54% of the total number of stems in T₂, but only 32% in T₀ and T₁. Basal area showed a similar pattern with 13% of the stems in the two first basal area categories in T₂, but only 6% and 4% in T₀ and T₁, respectively.

A total of nine stake providing species were recorded in the study area. From these, seven species were shared among all three sites (Table 3). In T₀, eight stake providing species were found (Table 3) representing 12% of total species richness and more than

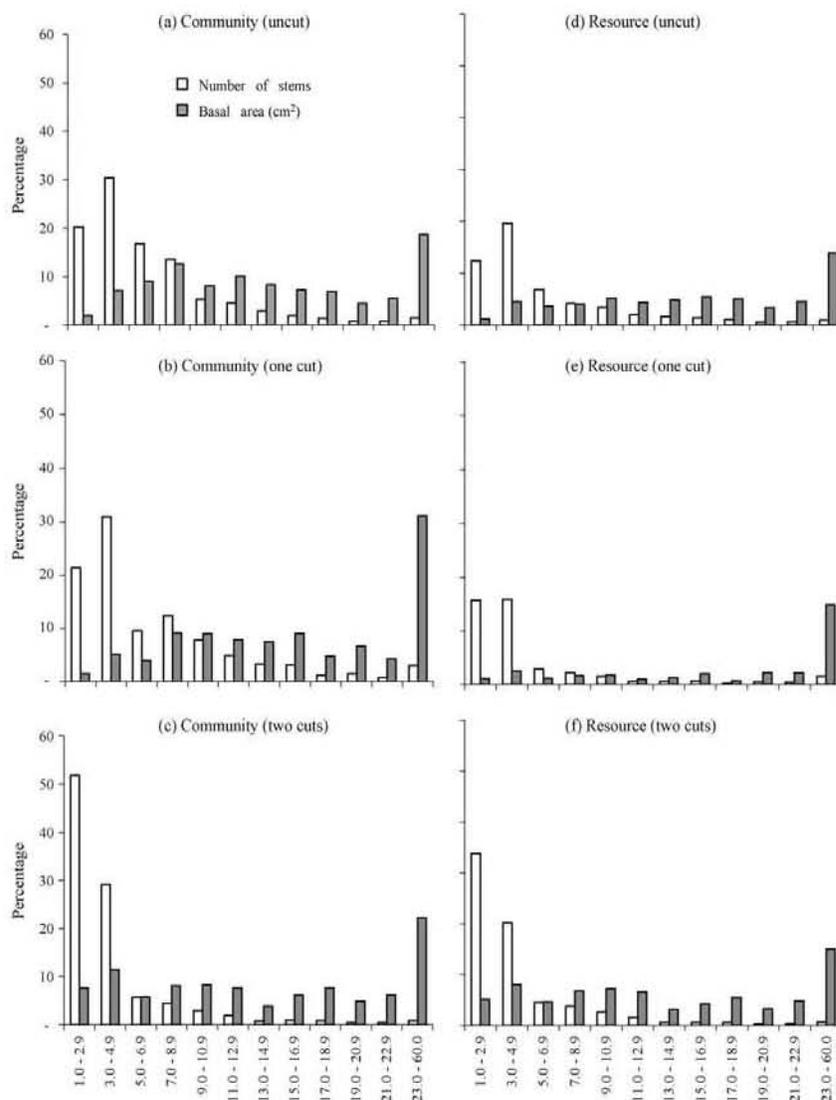


Fig. 4. Distribution of the number of stems (from monopodic and multi-stemmed individuals) and basal area (cm^2) by stem diameter size category, at the community level (a, b and c), and at the resource level considering only stake providing species within the entire community (d, e and f), in three treatments of selective cutting of "varas" for horticultural use from the tropical dry forest at Ejido Campo Acosta, Jalisco, Mexico. Total sampled area per cutting treatment = 0.3 ha.

50% of total density, basal area, and number of stems in this site (Table 2b). Thirty one percent of the stems from these species had commercial size (DBH ≥ 3 cm, length ≥ 2 m), making up 14% of the total basal area in this site. In T_1 , nine harvestable species were found, either as monopodic non-harvested individuals or as living stumps (Table 3). These species represented 18% of the total species richness, and made up about 30–40% of total density, basal area, and stem number (Table 2b). Surprisingly, 21% of the stems of these nine species had harvestable dimensions, suggesting that these trees were not cut during the 2003 harvest, almost likely because their stem shape was not appropriate to be used as plant support stakes. However, these individuals had a low contribution (5%) to the total basal area in this site. From the original number of

trees in T_1 (summing up non-harvested individuals and stumps), 28.1% of all trees were cut in 2003 in order to obtain support stakes (a total of 297 individuals per 0.3 ha). Among these, 75.8% of stems were from *C. septemnerivus* and 14.1% from *Lonchocarpus* sp. In T_2 , seven stake providing species were found (Table 3) which accounted for by 18% of total richness and about 70% of total density, basal area, and number of stems in this site (Table 2b). After having been subjected to two cut events (1985 and 1998) and after 6 years of recovery, 29% of the total number of stems of the stake providing species in T_2 already had reached commercial harvestable sizes. These stems were represented not only by trees that apparently have never been cut, but also by individuals that apparently resprouted after the 1985 cut event. Most of them were

Table 3

Density, basal area (cm²) and number of stems (from monopodic and multi-stemmed trees) of the stake providing species (resource, stems DBH > 1.0 cm), in each of the three treatments of selective cutting of "varas" for horticultural use from the tropical dry forest in Ejido Campo Acosta, Jalisco, Mexico. Total sampled area per cutting treatment = 0.3 ha.

Cutting treatment/species	Density	%	Basal area (cm ²)	%	Number of stems	%
<i>T₀</i> (uncut)						
<i>C. septemnerivius</i>	359	55.1	4,208.50	8.4	408	45.9
<i>P. mexicana</i>	169	25.9	26,225.62	52.0	283	31.8
<i>C. eriostachys</i>	50	7.7	14,679.41	29.1	115	12.9
<i>Lonchocarpus</i> sp.	41	6.3	1,803.20	3.6	43	4.8
<i>Randia</i> sp.	11	1.7	247.8	0.5	12	1.4
<i>C. dolychophylla</i>	8	1.2	656.78	1.3	9	1.0
<i>C. platyloba</i>	7	1.1	699.1	1.4	11	1.2
<i>C. elaeagnoides</i>	7	1.1	1,906.25	3.8	8	0.9
Total	652	100	50,426.66	100	889	100
<i>T₁</i> (one cut)						
<i>C. septemnerivius</i>	216	66.5	2,971.76	13.3	287	65.4
<i>C. eriostachys</i>	26	8.0	10,528.86	47.0	45	10.3
<i>Randia</i> sp.	21	6.5	219.21	1.0	30	6.8
<i>Lonchocarpus</i> sp.	20	6.2	942.26	4.2	21	4.8
<i>P. mexicana</i>	20	6.2	4,271.09	19.1	27	6.2
<i>C. elaeagnoides</i>	9	2.8	3,011.59	13.4	13	3.0
<i>R. fusca</i>	5	1.5	55.88	0.3	6	1.4
<i>C. platyloba</i>	4	1.2	382.06	1.7	5	1.1
<i>C. dolychophylla</i>	4	1.2	34.42	0.2	5	1.1
Total	325	100	22,417.12	100	439	100
<i>T₂</i> (two cuts)						
<i>C. septemnerivius</i>	640	86.3	35,849.13	85.9	1,224	85.4
<i>Lonchocarpus</i> sp.	51	6.9	3,470.82	8.3	101	7.0
<i>C. eriostachys</i>	21	2.8	375.7	0.9	46	3.2
<i>C. dolychophylla</i>	12	1.6	1,470.81	3.5	29	2.0
<i>C. platyloba</i>	10	1.4	438.89	1.1	18	1.3
<i>C. elaeagnoides</i>	6	0.8	103.92	0.3	13	0.9
<i>Randia</i> sp.	2	0.3	11.8	0.0	3	0.2
Total	742	100	41,721.08	100	1,434	100

trees of *C. septemnerivius* which concentrated 85.4% of the stems of all useful species (Table 3).

4. Discussion

4.1. Tree community

The two families with the largest number of species in the three cutting treatments were Fabaceae and Euphorbiaceae; a result previously reported for the mature TDF in Chamela (Lott et al., 1987; Durán et al., 2002; Romero-Duque et al., 2007) and in other parts of Mexico (Rico-Gray et al., 1988; Trejo, 1998; González-Ilturbe et al., 2002; Stern et al., 2002; Álvarez-Yépez et al., 2008). In this study, 18 families were represented by one single species (Appendix A), and among these, there were 14, 11, and 5 species in *T₀*, *T₁*, and *T₂*, respectively, with only one individual each. It is likely that the species represented by a single individual would be the most vulnerable to disappear locally as result of selective cutting even if they were never cut. As Costa and Magnusson (2003) suggested, it is possible that species with fewer individuals may disappear locally by the indirect effects of selective cutting.

One of the major consequences of selective harvest of forest resources is the local loss of species (Henderson, 1990; Uhl et al., 1997; Putz et al., 2001; Asner et al., 2004). Because of the lack of data on what species were present in *T₁* and *T₂* before extraction operations, it is not possible to establish irrefutably that the reduction in species diversity is directly caused by selective cutting. However, all the diversity indices used in this study suggest that tendency of reduction in diversity (Table 1, Fig. 2). This might be the result of the physical damage caused to the forest during harvesting, such as the cutting of trees to gain access to harvestable stems, the damage to neighboring trees during tree

felling, and the removal of biomass itself (Lindquist, 2000; Costa and Magnusson, 2003). Although cattle grazing also took place in the study sites, the changes observed in this study were apparently caused by selective cutting, as grazing intensity has been similar in all three study sites (light to moderate, A. Acosta, pers. comm.). Prior to stake cutting, the study sites were also used for the extraction of other NTFPs and subsistence hunting (A. Acosta, pers. comm.). However, because of the extension of the ejido (ca. 7000 ha), the low population density (<1000 inhabitants) and the recent history of human occupation (between 1950 and 1970; Castillo et al., 2005), it is likely that the observed changes are not a legacy of past forest disturbances. Other studies assessing the effects of different types of disturbances like firewood harvesting (Parota et al., 2002; Sagar et al., 2003), slash-and-burn (Miller and Kauffman, 1998b), cattle grazing (Stern et al., 2002; Álvarez-Yépez et al., 2008), or housing development (Sagar et al., 2003; Romero-Duque et al., 2007) have found that species diversity is reduced as the intensity and frequency of disturbance increased. In general, this pattern agrees with the results of the present study, regarding the reduction of woody species richness associated with an increase of selective cutting events.

In this study, another consequence of selective cutting was a decrease in the number of trees along the gradient of use. Considering *T₀* as reference condition, the density of woody individuals decreased to 62% and 84% for *T₁* and *T₂*, respectively. However, it is striking that total density in each cutting treatment is within the range of values reported for the Chamela TDF: 4500 ind. ha⁻¹ (DBH ≥2.5 cm, Lott et al., 1987); 2225–3225 ind. ha⁻¹ (DBH ≥3.3 cm, Pérez-Jiménez, unpublished data); 740–2000 ind. ha⁻¹ (DBH ≥5 cm, Balvanera, 1999); 140–1588 ind. ha⁻¹ (DBH ≥5 cm, Rosas, 2000) and 1344 ind. ha⁻¹ (DBH ≥5 cm, Durán, 2004).

As expected, there was an increase in the total number of stems in T_2 with respect to T_0 . This is explained considering that *C. septemnerivius*, the most abundant and harvested species in T_2 , responded vigorously to cutting by forming multi-stemmed individuals through resprouting as the main mechanism of regeneration in these areas. As registered in TDFs transformed by shifting cultivation (Sampaio and Salcedo, 1993; Miller and Kauffman, 1998b; Kennard, 2002), or in secondary tropical dry forests with different ages of recovery (González-Iturbe et al., 2002; Romero-Duque et al., 2007; Álvarez-Yépez et al., 2008) the presence of species that recover successfully from sprouts modify the structure of the community, and may even influence the patterns of species richness (Kruger et al., 1997). On the other hand, the increase in the number of stems shown by *H. pallidus* and *C. spinosus* in T_2 is apparently not only a consequence of their capacity to resprout forming multi-stemmed individuals, but also of their ability to invade disturbed sites (A. Pérez-Jiménez, pers. comm.). In contrast, *P. mexicana*, *P. rubra* and *Phyllanthus* sp., which are typically found in mature forest, were among the top 15 most abundant species in T_0 , but were not present in T_2 . While *P. mexicana* tends to have a clumpy distribution (Martijena and Bullock, 1994), and for this reason could be absent in T_2 , the absence of *P. rubra* is surprising since this is a species of wide distribution in Neotropical TDFs as in the mature forest throughout the study area (Segura et al., 2002).

In areas exposed to selective cutting, a decrease in the density of harvested individuals is a logical consequence (Uhl et al., 1997; Putz et al., 2001). In treatment T_1 , after 1 year of recovery from cutting, we observed a decrease in the number of stems from the third stem diameter class which concentrated most of the stems suitable for harvesting and selling. Nevertheless, in T_2 the two first diameter classes concentrated about 80% of the stems, suggesting that after 6 years since the last cutting, regrowth from sprouts was an important mechanism of forest recovery.

4.2. Stake providing species (resource)

A high percentage of the total species richness in this forest is contributed by stake providing species: 12% in treatment T_0 , and 18% in T_1 and T_2 . The decrease in density, basal area, and stem number in T_1 is the result of the cutting event the year before the study was started. Similar trends have been documented in other tropical forests subject to selective cutting (Uhl et al., 1997; Putz et al., 2001). In contrast, the fact that density, basal area, and number of stems rise to more than 72% in T_2 , suggests that the ability to resprout is a successful mechanism of regeneration of the stake providing species in this forest. This is particularly notable in *C. septemnerivius*, the most harvested species in the Chamela region (Rendón-Carmona, 2002). *P. mexicana* instead, a species that tends to be locally dominant (Martijena and Bullock, 1994), was one of the most abundant species in T_0 and T_1 (Table 3), but it was absent in T_2 . This case is even more interesting considering that *P. mexicana* is a slow-growing species (Martijena, 2002), and nevertheless the fourth-most harvested one (3%).

5. Conclusions and implications to TDF management

There are several elements from this study that suggest the lack of compatibility between selective harvesting of plant support stakes and conservation of woody plant diversity under current extraction practices in the TDF of the Chamela region. The first element is a reduction of plant diversity, as the number of selective cutting events increases. The second element is that the tree community shows changes in the patterns of density, basal area, and number of stems, which become evident immediately after the

first extraction event. Equitability is another of the community's attributes which is reduced after the first cut of "varas"; and more so after the second extraction, when the plant community becomes strongly dominated by *C. septemnerivius*, the species with greatest preference for extraction. Clearly, through the selective cutting and resprouting response, stem availability from this species increases; however, this happens at the expense of a reduction in the relative abundance of some primary forest species. In addition, species typically found in disturbed TDF sites, such as *C. spinosus* and *H. pallidus*, become abundant. All of these changes suggest that current extraction of "varas" requires adjustments in management plans, which should be designed to reconcile plant support stake harvesting with the conservation of species in this dry forest.

Until now, stem extraction in this region has been carried out at the highest intensity; that is, harvesting in each cutting event all available stems with commercial size (DBH = 3–9 cm) from all stake providing species, and retaining only a small fraction of the reproductive individuals (with or without commercial size). This strategy assumes that such small fraction will be enough to ensure sexual regeneration; however, it does not take into account that biophysical changes generated by the extraction operations can modify the patterns of species regeneration.

In order to achieve a sustainable stem extraction, regulating a diameter distribution and maintaining a residual stocking matched to the cutting cycle length should temper the amount and distribution of regeneration that develops and maintains stand production over repeated cutting cycles (Nyland, 2002). Thus, under a selection system, the extraction of "varas" from the TDF should be based on forest inventories to estimate the density and size distribution of each harvestable species before cutting. With such data, the number of stems or trees to be cut (i.e., partial harvesting) should be defined by the number of stems or trees belonging to the lower diameter classes. To improve sustainability, a well-defined management plan should also include an evaluation of the resprouting capacity of each species, an analysis of the survival and growth of the sprouts, and the impact of repeated cutting in the long-term. In an adaptive resource management approach, harvest intensity of each species could be specified and the effect of different levels of extraction on community attributes could be confirmed.

Following these guidelines, we propose that *C. septemnerivius* should be the only species subjected to extraction in this TDF, because (1) it is the most abundant stake providing species, (2) it has a high coppicing capacity, and (3) it produces high quality stems (form, size and durability) for horticultural use (Rendón-Carmona, 2002).

Frequently, to facilitate cutting and extraction operations, harvesters thin the forest by cutting desirable and undesirable species to gain access to the harvestable stems. We recommend this practice should be reduced. Also, the season of cutting should be restricted to the dry season months when the trees are leafless, so extraction operation will damage fewer saplings and uncut trees.

Acknowledgements

We thank landowners Angel Acosta, Esteban Acosta and their families, Fernando Alvarado, Ady Láscares, Pablo Piña, Juan Carlos Álvarez, Salvador Araiza and Abel Verduzco for assistance in the field. Alfredo Pérez-Jiménez helped with plant identification. Comisario Ejidal José Luis Acosta for facilities to carry out the research within Ejido Campo Acosta. We thank Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala and María Jesús García for logistical support during the study. Jesús Fuentes, Raúl Ahedo, Heberto Ferreira and Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM for technical support. Christine Tasch for the Spanish to English

translation of the paper. Alberto Búrquez and an anonymous reviewer for helpful comments that greatly improved the manuscript. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, México, for a

doctoral scholarship to HRC. This project was funded by the Fondos Sectoriales Semarnat-Conacyt, Ref. Semarnat-2002-C01-1411, grant to AMY.

Appendix A

List of woody species by family, common name and growth form, recorded in three treatments of selective cutting of "varas" for horticultural use from the tropical dry forest in Ejido Campo Acosta, Jalisco, Mexico. In bold commonly harvested stake providing species (resource). Plant names followed the International Plant Names Index.

Family	Species	Common name	Growth form	Cutting treatment		
				T ₀ (uncut)	T ₁ (one cut)	T ₂ (two cuts)
Anacardiaceae	<i>Comocladia engleriana</i> Loes.	Hinchahuevos	Shrub	X		
Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i> L.	Ciruelo	Tree	X	X	X
Apocynaceae	<i>Plumeria rubra</i> L.	—	Tree	X	X	
Araliaceae	Sp. 12	Cedro	Tree	X	X	
Asteraceae	<i>Liabum caducifolium</i> B.L. Rob. & Bartlett	—	Liana	X		X
Boraginaceae	<i>Cordia dentata</i> J.L.M. Poirlet	—	Tree	X		X
Boraginaceae	<i>Cordia elaeagnoides</i> DC.	Barcino	Tree	X	X	X
Boraginaceae	<i>Cordia</i> sp.	Botoncillo	Tree	X	X	
Burseraceae	<i>Bursera excelsa</i> Engl.	—	Tree	X		
Burseraceae	<i>Bursera instabilis</i> McVaugh & Rzed.	Papelillo rojo	Tree	X		X
Cactaceae	<i>Acanthocereus occidentalis</i> Britton & Rose	—	Arborescent	X	X	
Cactaceae	<i>Opuntia excelsa</i> Sánchez-Mej.	Nopal	Arborescent	X	X	X
Cactaceae	<i>Pachycereus pecten-aboriginum</i> Britton & Rose	Pitayo	Arborescent	X	X	X
Cactaceae	<i>Stenocereus chrysocarpus</i> Sánchez-Mej.	Pitayo	Arborescent	X	X	X
Capparaceae	<i>Capparis verrucosa</i> Jacq.	—	Tree	X		
Capparaceae	<i>Forchhammeria pallida</i> Liebm.	—	Tree	X	X	
Capparaceae	<i>Morisonia americana</i> L.	—	Tree	X		
Cochlospermaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Wild.) Spreng.	Panicua	Tree	X	X	X
Convolvulaceae	Sp. 14	—	Liana	X		
Convolvulaceae	<i>Ipomoea wolcottiana</i> Rose	Casahuate	Tree	X	X	X
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum havanense</i> Jacq.	—	Shrub	X		
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum mexicanum</i> Kunth	—	Tree	X	X	X
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum rotundifolium</i> Lunan	—	Shrub	X		
Euphorbiaceae	<i>Cnidoscolus spinosus</i> Lundell	Mala mujer	Tree	X	X	X
Euphorbiaceae	<i>Croton roxanae</i> Croizat	Canelilla	Tree	X	X	
Euphorbiaceae	<i>Croton septemnerivus</i> McVaugh	Canelilla	Tree	X	X	X
Euphorbiaceae	<i>Croton</i> sp.	Canelilla	Shrub	X	X	X
Euphorbiaceae	<i>Hura polyandra</i> Baill.	Avillo	Tree	X		X
Euphorbiaceae	<i>Jatropha chamelensis</i> Pérez-Jim.	Papelillo	Tree	X	X	
Euphorbiaceae	<i>Manihot chlorosticta</i> Standl. & Goldman	—	Liana	X		
Euphorbiaceae	<i>Pedilanthus calcaratus</i> Schlcht.	—	Tree	X	X	
Euphorbiaceae	<i>Phyllanthus</i> sp.	—	Tree	X	X	
Euphorbiaceae	<i>Pirandrea mexicana</i> (Standl.) A. Radcl.-Sm.	Guayabillo	Tree	X	X	X
Euphorbiaceae	Sp. 13	Papelillo quemador	Tree	X	X	
Fabaceae	<i>Apoplanesia paniculata</i> Presl.	—	Tree	X		X
Fabaceae	<i>Bauhinia unguolata</i> L.	Pata de venado	Tree	X	X	X
Fabaceae	<i>Caesalpinia coriaria</i> (Jacq.) Willd.	Cascalote	Tree	X		
Fabaceae	<i>Caesalpinia eristachys</i> Benth.	Iguanero	Tree	X	X	X
Fabaceae	<i>Caesalpinia platyloba</i> S. Watson	Catizpa	Tree	X	X	X
Fabaceae	<i>Caesalpinia sclerocarpa</i> Standl.	—	Tree	X	X	X
Fabaceae	<i>Caesalpinia</i> sp.	—	Tree	X	X	
Fabaceae	<i>Erythrina</i> sp.	Colorín	Tree	X	X	X
Fabaceae	<i>Gliciridia sepium</i> (Jacq.) ex Steud.	Catizpilla	Tree	X	X	X
Fabaceae	<i>Haematoxylum brasiletto</i> H. Karst.	Palo brasil	Tree	X		
Fabaceae	Sp. 15	—	Tree	X	X	X
Fabaceae	<i>Lonchocarpus eriocarinatis</i> Micheli	Cuero de indio	Tree	X	X	X
Fabaceae	<i>Lonchocarpus</i> sp.	Cuero de indio	Tree	X	X	X
Fabaceae	<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir. var. <i>leiocarpa</i> (DC.) Barneby	Sierrilla	Tree	X	X	
Fabaceae	<i>Mimosa</i> sp.	—	Tree	X		
Fabaceae	<i>Piptadenia constricta</i> (Micheli & Rose) J.F. Macbr.	—	Tree	X	X	X
Fabaceae	<i>Pterocarpus orbiculatus</i> DC.	—	Tree	X	X	
Fabaceae	Sp. 10	—	Shrub	X		
Flacourtiaceae	<i>Casearia dolychophylla</i> Standl.	Trementina	Tree	X	X	X
Flacourtiaceae	<i>Casearia tremula</i> (Griseb.) Griseb. ex C. Wright	Trementina	Tree	X		
Flacourtiaceae	<i>Samyda mexicana</i> Rose	—	Tree	X		
Hernandiaceae	<i>Gyrocarpus jatrophifolius</i> Domin	—	Tree	X	X	
Julianaceae	<i>Amphipterygium adstringens</i> (Schlcht.) Schiede ex Standl.	Cuachalalate	Tree	X	X	X
Meliaceae	<i>Trichilia trifolia</i> L.	Cedro	Tree	X		X
Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	Tescalama	Tree	X	X	X
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	—	Tree	X	X	
Polygonaceae	<i>Coccoloba liebmanni</i> Lindau	—	Tree	X		
Polygonaceae	<i>Ruprechtia fusca</i> Fernald	Tree	Tree	X	X	X
Rhamnaceae	<i>Colubrina triflora</i> Brongn.	—	Tree	X		X
Rhamnaceae	<i>Karwinskia latifolia</i> Standl.	—	Shrub	X		X
Rubiaceae	<i>Guettarda elliptica</i> Sw.	Zapotillo	Shrub	X	X	

Appendix A (Continued)

Family	Species	Common name	Growth form	Cutting treatment		
				T ₀ (uncut)	T ₁ (one cut)	T ₂ (two cuts)
Rubiaceae	<i>Hintonia latiflora</i> Bullock	–	Tree			X
Rubiaceae	<i>Randia</i> sp.	Crucecilla	Shrub	X	X	X
Simaroubaceae	<i>Recchia mexicana</i> Moc. & Sessé	–	Tree	X		X
Solanaceae	Sp. 16	–	Tree		X	
Theophrastaceae	<i>Jacquinia pungens</i> A. Gray	–	Tree	X	X	X
Tiliaceae	<i>Helioarpus pallidus</i> Rose	Zicutillo	Tree	X	X	X
Ulmaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	–	Liana	X		
Undetermined 1	Sp. 3	–	Tree		X	
Undetermined 2	Sp. 6	–	Tree		X	
Undetermined 3	Sp. 7	–	Tree	X		
Verbenaceae	<i>Citharexylum</i> sp.	–	Tree	X		
Zygophyllaceae	<i>Guaiacum coulteri</i> A. Gray	Guayacán	Tree	X		X
Number of species				65	50	38

Appendix B

Number of species per family and relative contribution in each of the three treatments of selective cutting of "varas" for horticultural use from the tropical dry forest in Ejido Campo Acosta, Jalisco, Mexico. Total sampled area per cutting treatment = 0.3 ha.

Family	Cutting treatment					
	T ₀ (uncut)		T ₁ (one cut)		T ₂ (two cuts)	
	Number of species	%	Number of species	%	Number of species	%
Fabaceae	15	23.1	14	28.0	11	28.9
Euphorbiaceae	8	12.3	9	18.0	4	10.5
Cactaceae	4	6.2	4	8.0	3	7.9
Flacourtiaceae	3	4.6	1	2.0	1	2.6
Erythroxylaceae	3	4.6	1	2.0	1	2.6
Capparaceae	3	4.6	1	2.0	0	0.0
Boraginaceae	3	4.6	2	4.0	2	5.3
Rubiaceae	2	3.1	2	4.0	2	5.3
Rhamnaceae	2	3.1	0	0.0	2	5.3
Moraceae	2	3.1	2	4.0	1	2.6
Bursleraceae	2	3.1	0	0.0	1	2.6
Anacardiaceae	2	3.1	1	2.0	1	2.6
Zygophyllaceae	1	1.5	0	0.0	1	2.6
Verbenaceae	1	1.5	0	0.0	0	0.0
Undetermined 3	1	1.5	0	0.0	0	0.0
Ulmaceae	1	1.5	0	0.0	0	0.0
Tiliaceae	1	1.5	1	2.0	1	2.6
Theophrastaceae	1	1.5	1	2.0	1	2.6
Simaroubaceae	1	1.5	0	0.0	0	0.0
Polygonaceae	1	1.5	1	2.0	0	0.0
Meliaceae	1	1.5	0	0.0	1	2.6
Julianaceae	1	1.5	1	2.0	1	2.6
Hernandiaceae	1	1.5	1	2.0	1	2.6
Convolvulaceae	1	1.5	2	4.0	1	2.6
Cochlospermaceae	1	1.5	1	2.0	1	2.6
Asteraceae	1	1.5	0	0.0	1	2.6
Araliaceae	1	1.5	1	2.0	0	0.0
Apocynaceae	1	1.5	1	2.0	0	0.0
Undetermined 1	0	0.0	1	2.0	0	0.0
Undetermined 2	0	0.0	1	2.0	0	0.0
Solanaceae	0	0.0	1	2.0	0	0.0
Number of species	65	100	50	100	38	100

References

- Álvarez-Yépez, J.C., Martínez-Uribe, A., Búrquez, A., Lindquist, C., 2008. Variation in vegetation and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical forests in northwestern Mexico. *For. Ecol. Manage.* 256, 355–366.
- Asner, G.P., Keller, M., Pereira, R., Zweede, J.C., Silva, J.N.M., 2004. Canopy damage and recovery after selective logging in Amazonia: field and satellite studies. *Ecol. Appl.* 14, 280–298.
- Asner, G.P., Knapp, D.E., Broadbent, E.N., Oliveira, P.J.C., Keller, M., Silva, J.N., 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* 310, 480–482.
- Balvanera, L.P., 1999. Diversidad beta, heterogeneidad ambiental y relaciones espaciales en una selva baja caducifolia. Dissertation. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Balvanera, L.P., Kremen, C., Martínez-Ramos, M., 2005. Applying community structure analysis to ecosystem function: examples from pollination and carbon storage. *Ecol. Appl.* 15, 360–375.
- Bawa, K.S., Seidler, R., 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Cons. Biol.* 12, 46–55.
- Bowles, L.A., Rice, R.E., Mittermeier, R.A., da Fonseca, G.A.B., 1998. Logging and tropical forests conservation. *Science* 280, 1899–1900.
- Burgos, A., Maass, J.M., 2004. Vegetation change associated with land-use in tropical dry forest areas of Western Mexico. *Agric. Ecosyst. Environ.* 104, 475–481.

- Burke, D.A., Elliott, K.A., Holmes, S.B., Bradley, D., 2008. The effects of partial harvest on the understory vegetation of southern Ontario woodlands. *For. Ecol. Manage.* 255, 2204–2212.
- Castillo, A., Magaña, A., Pujadas, A., Martínez, L., Godínez, C., 2005. Understanding the interaction of rural people with ecosystems: a case study in a tropical dry forest of México. *Ecosystems* 8, 630–643.
- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Taylor, R.S., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L.H., Koper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., Diaz, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–242.
- Clarke, F.M., Rostant, L.V., Racey, P.A., 2005. Life after logging: post-logging recovery of a neotropical bat community. *J. Appl. Ecol.* 42, 409–420.
- Colwell, R.K., 2000. Estimates Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Costa, F.R.C., Magnusson, W.E., 2003. Effects of selective logging on the diversity and abundance of flowering and fruiting understory plants in Central Amazonian forest. *Biotropica* 35, 103–114.
- Crawley, M.J., 2002. *Statistical Computing. An Introduction to Data Analysis using S-Plus*. Wiley.
- Deiller, A.F., Walter, J.M.N., Trémolières, M., 2003. Regeneration strategies in a temperate hardwood floodplain forest of the Upper Rhine: sexual versus vegetative reproduction of woody species. *For. Ecol. Manage.* 180, 215–225.
- Durán, M.E., 2004. Estructura, diversidad y mortalidad del componente arbóreo en un mosaico ambiental de Chamela. Dissertation. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Durán, E., Balvanera, P., Lott, E., Segura, G., Pérez-Jiménez, A., Islas, A., Franco, M., 2002. Estructura, composición y dinámica de la vegetación. In: Noguera, F.A., Vega, J.H., García, A.N., Quesada, M. (Eds.), *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología, UNAM, México, pp. 443–472.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 22, 570–574.
- Fox, T.R., 2000. Sustained productivity in intensively managed forest plantations. *For. Ecol. Manage.* 138, 187–202.
- Fuhrer, E., 2000. Forest functions, ecosystem stability and management. *For. Ecol. Manage.* 132, 29–38.
- García-Oliva, F., Camou, A., Maass, J.M., 2002. El clima de la región de Chamela de la costa del Pacífico mexicano. In: Noguera, F.A., Vega, J.H., García, A.N., Quesada, M. (Eds.), *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología, UNAM, México, D.F., pp. 3–10.
- Gentry, A.H., 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Ann. Mo. Bot. Gard.* 75, 1–34.
- González-Irurbe, J.A., Olmsted, I., Tun-Dzul, F., 2002. Tropical dry forest recovery after long term Henequen (*sisal*, *Agave fourcroydes* Lem.) plantation in northern Yucatan, Mexico. *For. Ecol. Manage.* 167, 67–82.
- Henderson, J., 1990. Damage-Controlled Logging in Managed Tropical Rain Forest in Suriname. Wageningen Agricultural University, The Netherlands.
- Hurlbert, S.H., 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecol. Monogr.* 54, 187–211.
- Johns, A.D., 1988. Effects of selective timber extraction on rainforest structure and composition and some consequences to frugivores and foliovores. *Biotropica* 20, 31–37.
- Johns, A.G., 1997. *Timber Production and Biodiversity Conservation in Tropical Rainforest*. Cambridge, 225 pp.
- Johns, J.S., Barreto, P., Uhl, C., 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *For. Ecol. Manage.* 89, 59–77.
- Kennard, D.K., 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *J. Trop. Ecol.* 18, 53–66.
- Kozlowski, T.T., 2002. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. *For. Ecol. Manage.* 158, 195–221.
- Kruger, M.L., Midgley, J.J., Cowling, M.R., 1997. Resprouters vs. reseeders in South African forest trees: a model based on forest canopy height. *Funct. Ecol.* 11, 101–105.
- Lindquist, A.C., 2000. Dimensions of sustainability: the use of vara blanca as a natural resource in the tropical deciduous forest of Sonora, Mexico. Dissertation. The University of Arizona, Tucson.
- López-Urquidez, G.A., 1997. Distribución y abundancia de la vara blanca (*Croton* spp.) en el estado de Sinaloa. Dissertation. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F.
- Lott, E.J., 1993. Annotated checklist of the vascular flora of the Chamela Bay Region, Jalisco, Mexico. *Occasional Papers of the California Academy of Sciences* 148, 1–60.
- Lott, E., Bullock, S., Solís-Magallanes, J.A., 1987. Floristic diversity and structure of upland and arroyo forest of coastal Jalisco. *Biotropica* 19, 228–235.
- Magurran, A.E., 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell, Victoria, 256 pp.
- Martijena, N.E., 2002. *Pitheca mexicana* (Standl.) Radcl.-Sm. (Euphorbiaceae). Guayabillo borcelano, palo prieto. In: Noguera, F.A., Vega, J.H., García, A.N., Quesada, M. (Eds.), *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología, UNAM, México, D.F., pp. 163–166.
- Martijena, N.E., Bullock, S.H., 1994. Monospecific dominance of a tropical deciduous forest in Mexico. *J. Biogeogr.* 21, 63–74.
- Martínez-Yrizar, A., Sarukhán, J., Pérez-Jiménez, A., Rincón, E., Maass, J.M., Solís-Magallanes, A., Cervantes, L., 1992. Above-ground phytomass of a tropical deciduous forest on the coast of Jalisco, Mexico. *J. Trop. Ecol.* 8, 87–96.
- Masera, O.R., Ordoñez, M.J., Dirzo, R., 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Clim. Change* 35, 1480–1573.
- Miller, P.M., Kauffman, J.B., 1998a. Seedling and sprout response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest. *Biotropica* 30, 538–546.
- Miller, P.M., Kauffman, J.B., 1998b. Effects of slash and burn agriculture on species abundance and composition of a tropical deciduous forest. *For. Ecol. Manage.* 103, 191–201.
- Moreno, C.E., 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Murphy, P.G., Lugo, A.L., 1986. Ecology of a dry tropical forests. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17, 67–88.
- Noble, I.R., Dirzo, R., 1997. Forests as human-dominated ecosystems. *Science* 277, 522–525.
- Nwavi, E.N., Witkowski, E.T.F., 2008. Sprouting of woody species following cutting and tree-fall in a lowland semi-deciduous tropical rain forest, North-Western Uganda. *For. Ecol. Manage.* 255, 982–992.
- Nyerges, A., 1989. Coppice swiden in tropical deciduous forest: biological technological and socio-cultural determinants of secondary forest successions. *Hum. Ecol.* 17, 379–400.
- Nyland, R.D., 2002. *Silviculture, Concepts and Applications*. McGraw-Hill Series Forest Resources, New York, 682 pp.
- Palik, B.J., Mitchell, R.J., Kevin, J.H., 2002. Modeling silviculture after natural disturbance to sustain biodiversity in the longleaf pine (*Pinus palustris*) ecosystem: balancing complexity and implementation. *For. Ecol. Manage.* 155, 347–356.
- Parrotta, J.A., Francis, J.K., Knowles, O.H., 2002. Harvesting intensity affects structure and composition in an upland Amazonian forest. *For. Ecol. Manage.* 169, 243–255.
- Pearce, D., Putz, F.E., Vanclay, J.K., 2003. Sustainable forestry in the tropics: panacea or folly? *For. Ecol. Manage.* 172, 229–247.
- Pinar, M.A., Putz, F.E., Rumíz, D., Guzmán, R., Jardim, A., 1999. Ecological characterization of tree species for guiding forest management decisions in seasonally dry forests in Lomerío, Bolivia. *For. Ecol. Manage.* 131, 201–213.
- Piussi, P., Farrel, E.P., 2000. Interactions between society and forest ecosystems: challenges for the near future. *For. Ecol. Manage.* 132, 21–28.
- Putz, F.E., Bate, G.M., Redford, K.H., Fimbel, R., Robinson, J., 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conserv. Biol.* 15, 7–20.
- Rendón-Carmona, H., 2002. Efecto del corte en la capacidad de rebrote de *Croton septemnerivus* McVaugh. (Euphorbiaceae) en un bosque tropical caducifolio. Dissertation. Universidad de Colima, Colima.
- Rice, R.E., Gullison, R.E., Reid, J.W., 1997. Can sustainable management save tropical forests? *Sci. Am.* 44–49.
- Rico-Gray, V., García-Franco, J., Simá, P., 1988. Composition and structure of a tropical dry forest in Yucatan, México. *J. Veg. Sci.* 14, 21–29.
- Romero-Duque, L.P., Jaramillo, V.J., Pérez-Jiménez, A., 2007. Structure and diversity of secondary tropical dry forests in Mexico, differing in their prior land-use history. *For. Ecol. Manage.* 253, 38–47.
- Rosas, B.M.D., 2000. Estructura y distribución de *Cordia alliodora* en un paisaje de bosque tropical deciduo en Chamela, Jalisco, México. Dissertation. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Rzedowski, J., 1978. Vegetación de México. Limusa, México, D.F., 431 pp.
- Sagar, R., Raghubanshi, A.S., Sing, J.S., 2003. Tree species composition, dispersion and diversity along a disturbance gradient in a dry tropical forest region of India. *For. Ecol. Manage.* 186, 61–71.
- Sampaio, E.V.S.B., Salcedo, I.H., 1993. Effect of different fire severities on coppicing of Caatinga vegetation in Serra Talhada, PE, Brazil. *Biotropica* 25, 452–460.
- Segura, G., Balvanera, P., Durán, E., Pérez-Jiménez, A., 2002. Tree community structure and stem mortality along a water availability gradient in a Mexican tropical dry forest. *Plant Ecol.* 169, 259–271.
- Sennerby-Forsse, L., Fern, A., Kauppi, A., 1992. Coppicing ability and sustainability. In: Mitchell, C.P., Ford-Robertson, J.B., Hinckley, T., Sennerby-Forsse, L. (Eds.), *Ecophysiology of Short Rotation Forest Crops*. Chapman and Hall, London, pp. 146–184.
- Shackleton, C., 2000. Stump size and the number of coppice shoots for selected savanna tree species. *J. S. Afr. Bot.* 66, 124–127.
- Simberloff, D., 1999. The role of science in the preservation of forest biodiversity. *For. Ecol. Manage.* 115, 101–111.
- Stern, M., Quesada, M., Stoner, K.E., 2002. Changes in composition structure of a tropical dry forest following intermittent cattle grazing. *Rev. Biol. Trop.* 50, 1021–1034.
- Thiollay, J.M., 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Cons. Biol.* 6, 47–63.
- Trejo, I., 1998. Distribución y diversidad de selvas bajas de México: relaciones con el clima y el suelo. Dissertation. Universidad Nacional Autónoma de México, México, 209 pp.
- Uhl, C., Barreto, P., Venissimo, A., Vidal, E., Amaral, P., Barros, A.C., Souza Jr., C., Johns, J., Gerwing, J., 1997. Natural resource management in the Brazilian Amazon. *Bioscience* 47, 160–168.
- Uhl, C., Vieira, C.G., 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas region of the state of Para. *Biotropica* 21, 98–106.
- Van Bloem, S.J., Murphy, P.G., Lugo, A.E., 2007. A link between hurricane-induced tree sprouting, high stem density and short canopy in tropical dry forest. *Tree Physiol.* 27, 475–480.

- Williams, M., Ryan, C.M., Rees, R.M., Sambane, E., Fernando, J., Grace, J., 2008. Carbon sequestration and biodiversity of re-growing miombo woodlands in Mozambique. *For. Ecol. Manage.* 254, 145–155.
- Yetman, D.A., Van Devender, R., López-Estudillo, R., Reina-Guerrero, A.L., 2000. Monte Mojino. Mayo People and trees in southern Sonora. In: Robichaux, R.H., Yetman, D.A. (Eds.), *The Tropical Deciduous Forest of Alamos. Biodiversity of a Threatened Ecosystem in Mexico*. The University of Arizona Press, Tucson, pp. 102–126.
- Zar, J.H., 1996. *Biostatistical Analysis*, third edition. Prentice Hall, New Jersey.

CAPITULO 3

BANCO DE SEMILLAS Y ESTABLECIMIENTO DE PLÁNTULAS DE *Croton septemnerivus* EN ÁREAS DE BOSQUE TROPICAL CADUCIFOLIO DE LA COSTA DE JALISCO SUJETAS AL CORTE SELECTIVO DE VARAS PARA USO HORTÍCOLA.

1. Introducción

La extracción selectiva de madera es una práctica común desarrollada en los bosques tropicales que consiste en el corte periódico de árboles (Thiollay, 1992; Mwavu y Witkowski, 2008; Clarke *et al.* 2005). Este sistema de manejo asume que un bosque que ha sido cortado regresará a su condición ecológica original después de cierto tiempo mediante procesos de regeneración natural (Bowles *et al.* 1998; Rendón-Carmona *et al.* 2009). Sin embargo, la remoción de biomasa genera una apertura del dosel que a su vez conlleva a cambios biofísicos que modifican los patrones en la regeneración natural de los bosques (Putz *et al.* 2001; Kozłowski, 2002; Pearce *et al.* 2003; Gutiérrez-Granados *et al.* 2011). En el proceso de regeneración natural por la vía sexual, el banco de semillas y el establecimiento de plántulas han sido reconocidas como las dos etapas más importantes y críticas para la recuperación de un área determinada (Howe y Smallwood, 1982; Fuentes, 2002; Wenny, 2000; Dalling *et al.* 2002). El banco de semillas es el grupo de semillas viables contenidas en el suelo de un ecosistema dado y para un periodo determinado (Garwood, 1989), las cuales pueden permanecer latentes por un tiempo hasta que su germinación es estimulada por un cambio ambiental (Simpson *et al.* 1989). Las semillas almacenadas en el suelo generalmente reflejan la riqueza de especies presentes en la vegetación local o circundante (Saulei y Swaine, 1988) y son un indicador del potencial regenerativo por la vía sexual que tienen las comunidades de plantas después de algún evento de disturbio (Jiménez y Arnesto, 1992; Williams-Linera, 1993; Ashton *et al.* 1998; Jalili *et al.* 2003). Por todo ello, su cuantificación es una herramienta valiosa y necesaria para entender la dinámica de la vegetación y puede utilizarse como un criterio en la definición de planes de manejo (Luzuriaga *et al.* 2005; Page *et al.* 2006). La necesidad y utilidad de esta información es aún más relevante cuando se trata de bosques que están sujetos a la extracción selectiva de madera, dado que para alcanzar un aprovechamiento forestal sostenible en el largo plazo el principal reto es asegurar la regeneración de las especies cosechadas y no cosechadas (Neke *et al.* 2006; Mwavu y Witkowski, 2008; Mostacedo *et al.* 2009; Gutiérrez-Granados *et al.* 2011).

En regiones estacionalmente secas como lo es el BTC, la regeneración natural por la vía sexual presenta fuertes restricciones relacionadas principalmente con la disponibilidad de agua. El patrón temporal de la precipitación en estas áreas es marcadamente estacional (típicamente concentrada en el verano) y altamente variable de un año a otro, presentándose además periodos cortos intermitentes de muy baja o nula precipitación durante el periodo de lluvias (García-Oliva *et al.* 2002; Páramo-Pérez, 2009). En este ambiente heterogéneo, la germinación ocurre en un periodo de tiempo limitado siempre y cuando las semillas dispongan de condiciones favorables de luz, nutrientes y humedad (Rincón *et al.* 1999). Sin embargo, en las etapas iniciales del establecimiento de plántulas, el crecimiento y la supervivencia es limitada, dado que las plántulas disponen de un escaso sistema radicular que las hace dependientes de las reservas de la semilla, son muy sensibles a cambios ambientales y requieren de condiciones de humedad apropiadas para establecerse exitosamente (Deiller *et al.* 2003; McLaren y McDonald, 2003). Dado que el estadio de plántulas es muy vulnerable a la sequía, generalmente se considera que ésta es la etapa más crítica para la regeneración exitosa de la vegetación en áreas de clima seco (Poorter y Markesteijn, 2008; Páramo-Pérez, 2009). De este modo, la alta variabilidad intra e interanual de las lluvias constituye una primera limitante en el proceso de regeneración natural, dado que puede promover cambios pronunciados en la fructificación y producción de semillas de muchas especies (Condit *et al.* 1995; Gilbert *et al.* 2001; Khurana y Singh, 2001), con implicaciones importantes para su demografía, la dinámica de la comunidad, y por lo tanto sobre las tasas o trayectorias de regeneración (Engelbrecht *et al.* 2006). Una segunda limitante en la regeneración por la vía sexual es que una vez que son dispersadas, las semillas en el suelo generalmente presentan densidades bajas debido al alto riesgo que enfrentan a la depredación, ó bien porque pueden presentar germinación temprana en respuesta a lluvias extemporáneas que generan condiciones favorables efímeras (Skoglund, 1992). Garwood (1989), por ejemplo, menciona que el banco de semillas de bosques tropicales secos oscila entre 55 y 695 semillas/m², siendo ésta una densidad relativamente baja en comparación con los bosques tropicales húmedos.

Adicionalmente a las restricciones naturales impuestas por la disponibilidad de agua y a la baja densidad de semillas en el suelo, los disturbios ya sea de tipo natural o antropogénico acentúan las condiciones limitantes para la regeneración del bosque tropical caducifolio. En sitios donde se practica el corte selectivo de plantas para la extracción de leña o madera, uno de

los efectos inmediatos es la reducción de las especies que están siendo aprovechadas, ocasionando una alteración en la estructura poblacional al modificarse la proporción de individuos jóvenes y maduros proveedores de semillas (Uhl *et al.* 1997; Putz *et al.* 2001). Asimismo, la apertura del dosel altera el ambiente lumínico, la estructura del suelo –por compactación y secado-, el flujo de nutrientes, y por lo tanto las condiciones biofísicas del bosque (Uhl y Vieira, 1989; Johns, 1997; Asner *et al.* 2004, 2005), modificando a su vez la dinámica de la regeneración natural, tanto de las especies cosechadas como no cosechadas, llevando a una disminución en la densidad o incluso a la pérdida de algunas de ellas en los sitios aprovechados (Rendón-Carmona *et al.* 2009).

Considerando que los disturbios antropogénicos recurrentes en el BTC, tales como el corte selectivo de especies maderables y no maderables, el cultivo de roza-tumba y quema, así como el pastoreo, ocasionan la muerte y desaparición de algunas especies (Miller y Kauffman, 1998b; Alvarez-Yepiz *et al.* 2008; Rendón-Carmona *et al.* 2009), y que estos disturbios pueden influir en la riqueza y abundancia de las especies presentes en el banco de semillas en el suelo (Hopkins *et al.* 1990), en el presente estudio se evaluó la representación de especies herbáceas y leñosas en el banco de semillas, así como el establecimiento de plántulas de *C. septemnerivius* McVaugh (Euphorbiaceae), en áreas de BTC de la costa de Jalisco, sujetos al corte selectivo de varas para uso hortícola.

El corte de varas del BTC se ha practicado desde los años 60 en el estado de Sonora (Lindquist, 2000), a partir de la década de los 70s en Sinaloa (Muro, 1987; Olivas, 1993; López-Urquidez, 1997), y desde mediados de los 80s en la Costa del estado de Jalisco (Rendón-Carmona, 2002). En este último estado, al menos nueve especies se encuentran bajo esta forma de uso y *Croton septemnerivius* (canelilla o vara blanca) es la especie de mayor extracción. El corte convencional de vara consiste en elegir a todos los individuos o tallos que presentan un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor a 3 cm y una altura mínima de 3 m. Cuando un árbol es cortado por primera vez, el tallo generalmente se corta a una altura máxima de 80 cm del nivel del suelo, de tal modo que la longitud de la vara obtenida alcance 2 m de largo. A pesar de que muchos de los individuos cortados se encuentran en etapa reproductiva y que algunas áreas de BTC han sido cortadas en dos ocasiones en un periodo de 20 años, no existen trabajos a la fecha que hayan documentado el efecto de la actividad extractiva sobre la regeneración natural de estas áreas, en particular, el aporte que tiene el banco de semillas y el

banco de plántulas.

1.2. Preguntas y objetivos de la investigación

Para abordar aspectos ecológicos hasta ahora desconocidos y que son importantes para realizar un aprovechamiento sostenible en las especies bajo uso, en el presente estudio se plantearon las siguientes preguntas de investigación:

- 1) ¿Cuál es la densidad y composición de especies leñosas en el banco de semillas del suelo en sitios de BTC sin aprovechamiento, con respecto a aquellos que han sido sometidos al corte selectivo de varas de algunas especies en una y dos ocasiones?
- 2) ¿Cuál es la abundancia relativa de semillas de *C. septemnervius* en el banco acumulado en el suelo de sitios cortados y no cortados?
- 3) ¿Cuál es la dinámica del establecimiento de plántulas de *C. septemnervius* en sitios cortados y no cortados?

Los objetivos particulares que se plantearon fueron los siguientes:

- 1) Evaluar la densidad y composición de especies leñosas del banco de semillas en el suelo en tres tratamientos (sitios) con diferente número de corte de varas o historia de corte.
- 2) Evaluar la representación de *C. septemnervius* en el banco de semillas de los sitios.
- 3) Evaluar la dinámica del establecimiento de plántulas de *C. septemnervius* en sitios cortados y no cortados.

Ante la ausencia de cambios biofísicos generados por la apertura del dosel, se espera que la densidad y composición de especies leñosas del banco de semillas sea más alta en el tratamiento sin corte que en los sitios con historia de corte. Asimismo, también se espera que el banco de semillas y el establecimiento de plántulas de *C. septemnervius* sean mayores en el sitio de referencia o sin corte.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

El estudio se desarrolló en el Ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco, ubicado a 50 km al noroeste de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala (19° 30' N y 105° 03' W; Figura 1). En el ejido no existen estudios detallados acerca de su vegetación, flora y fauna; sin embargo, un estudio previo indica que el BTC es el tipo de vegetación dominante en la mayor parte de su territorio (aproximadamente 15,000 ha), y que existen amplias zonas destinadas al cultivo de hortalizas y frutales como chile, tomate, calabaza, papaya, mango y tamarindo, así como franjas muy pequeñas de selva mediana localizadas a lo largo de cañadas y tierras bajas. También se reporta hacia la zona de playa la presencia de algunos manchones de mangle en el estero Xola-Paramán (Rendón-Carmona, 2002). El tipo de vegetación presente en el ejido es una extensión del BTC presente en la Reserva Chamela-Cuixmala, en la cual se han identificado 1,149 especies de plantas vasculares distribuidas en 555 géneros y 125 familias. Se estima que el 10% de esta flora es endémica de Jalisco y Colima (Lott y Atkinson, 2002). La altura media del dosel es de 7 m con algunos árboles que llegan a medir hasta 15 m de altura (Martínez-Yrizar *et al.* 1992). El clima es cálido y marcadamente estacional, con un periodo seco de 6 a 8 meses que induce a la vegetación a la caída de las hojas. La precipitación media es de 788 mm, siendo septiembre el mes de mayor lluvia, mientras que la temperatura promedio es de 24.6 °C (García-Oliva *et al.* 2002). Además del patrón de precipitación marcadamente estacional que presenta el sitio de estudio, otra característica importante del clima es que la cantidad total de lluvia es altamente variable entre años (Figura 2). Con respecto a los suelos, éstos generalmente son jóvenes, superficiales (0.5-1 m de profundidad) y pobremente estructurados. Predominan los suelos areno-arcillosos, con muchas rocas en el horizonte superficial y con bajo contenido de materia orgánica y nutrientes (Maass *et al.* 1988).

2.2. Diseño experimental

Para llevar a cabo el estudio sobre el banco de semillas y la dinámica de plántulas, en 2004 se eligieron tres áreas de bosque tropical caducifolio con superficies mayores a 30

hectáreas cada una y con abundancia de *C. septemnerivius*. Aunque la especie es típica del estrato arbóreo del bosque y se le puede encontrar prácticamente en cualquier sitio, la densidad puede variar de 966 a 1,640 individuos con más de 1.6 cm de DAP/ha (Rendón-Carmona, 2002; Rendón-Carmona *et al.* 2009). Ya que los sitios de mayor densidad son los que se eligen para ser aprovechados por los campesinos, en este trabajo se trató en lo posible de localizar sitios que cumplieran con esta condición. Las áreas seleccionadas para el estudio diferían en su historia de corte selectivo previo y fueron consideradas como “tratamientos de corte”, delimitando en cada uno tres parcelas de 60 x 120 m (consideradas como réplicas), separadas entre sí por una distancia de al menos 100 m. Los tratamientos de corte (en lo sucesivo referidos en el texto como tratamientos) son: 1) tratamiento sin corte (Cobanitos, T₀), 2) tratamiento con un corte (El Toro, T₁) y 3) tratamiento con dos cortes (Madereros, T₂).

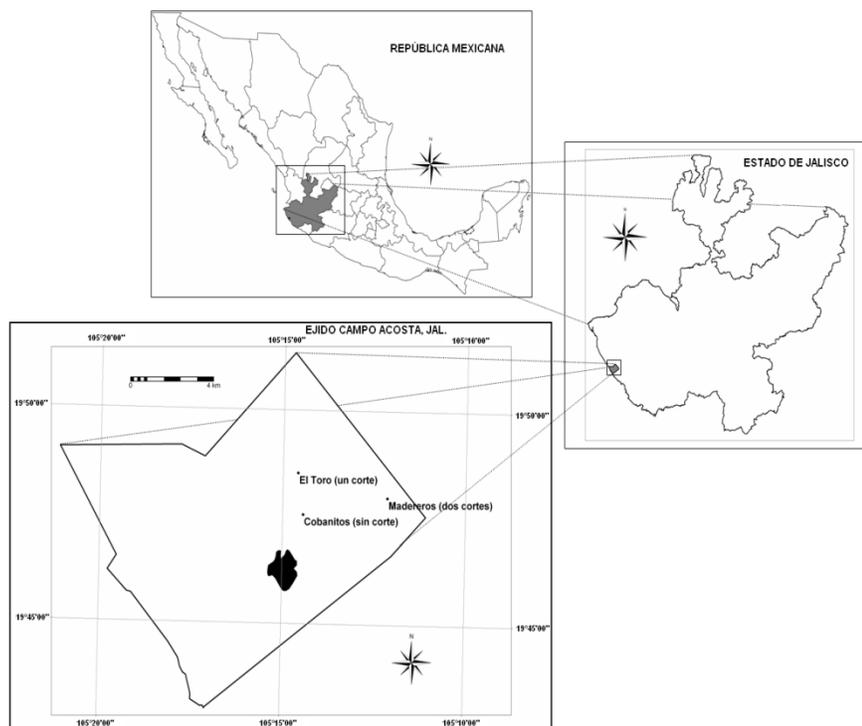


Figura 1. Localización geográfica del sitio de estudio. El polígono en el recuadro inferior indica las coordenadas, forma y tamaño del ejido Campo Acosta, en el Municipio de Tomatlán, Jalisco.

El tratamiento sin corte o bosque de referencia representa un sitio con presencia de *C.*

septemnervius, y sin evidencia de extracción de varas. Cuenta con una superficie aproximada de 200 hectáreas y presentó pastoreo ligero de ganado bovino durante 15 años. Al momento del estudio la actividad ganadera ya no se realizaba en esta área. Con base en el censo de la vegetación (Capítulo 2), la densidad arbórea de este sitio fue de 4,080 individuos con mas de 1.6 cm de DAP/ha, con dominancia de *C. septemnervius* y la presencia de numerosas especies típicas del bosque maduro como *Piranhea mexicana*, *Pachycereus pecten-aboriginum*, *Plumeria rubra*, *Caesalpinia eriostachys*, *Lonchocarpus* sp., *Bursera instabilis*, *Helliocarpus pallidus*, *Croton* sp., *Lonchocarpus eriocarinalis*, *Cochlospermum vitifolium*, entre otras. Por su parte, *Bromelia pinguin* abundaba en el estrato inferior cubriendo más del 60% del suelo.

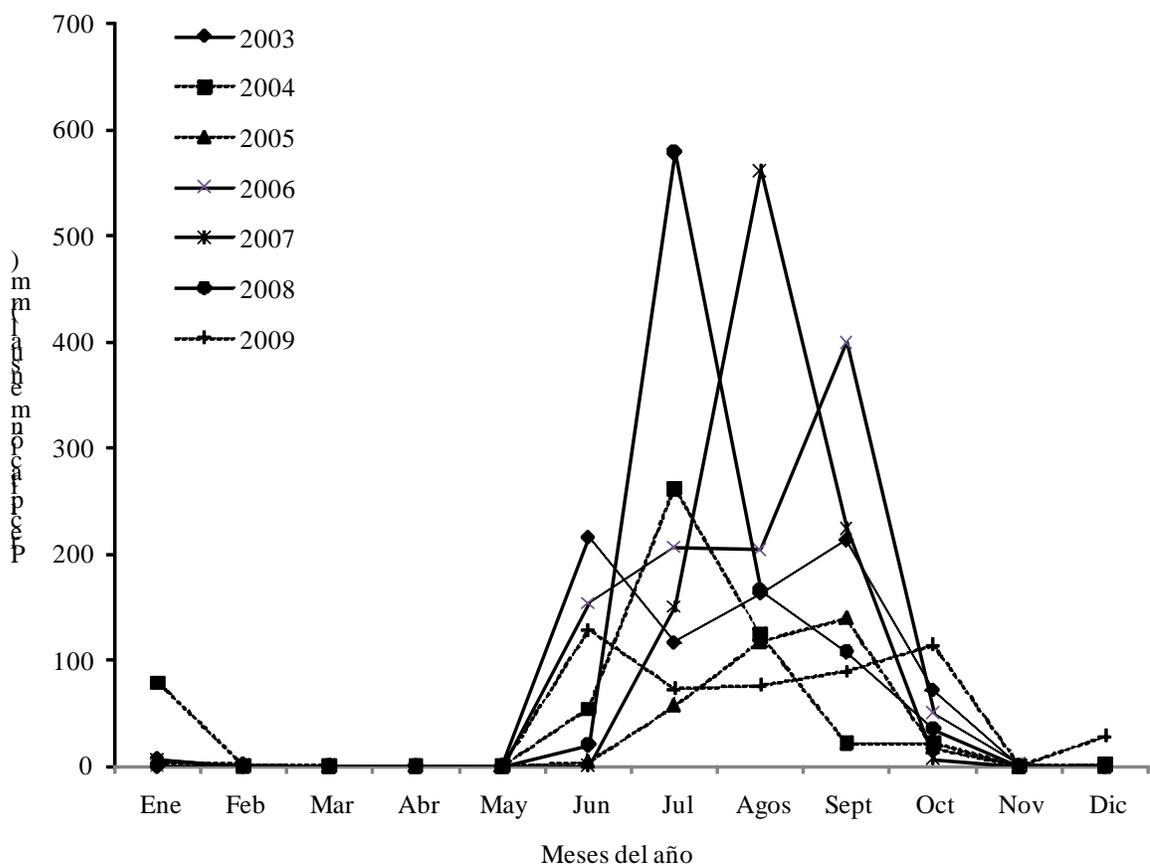


Figura 2. Precipitación mensual (mm) registrada para el periodo 2003-2009 en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala. Datos proporcionados por el Proyecto Cuencas del Sitio Chamela de la Red Mex-LTER. En línea punteada se representan los años secos (2004, 2005 y 2009).

El tratamiento de un corte es un sitio que se ubica en un área de bosque que fue sometida

a corte selectivo de vara por primera vez en el 2003. Cuenta con una superficie aproximada de 30 hectáreas y presenta pastoreo anual y ocasional de aproximadamente 40 cabezas de ganado bovino durante la temporada seca del año. En este sitio las especies dominantes en el dosel son *C. septemnervius*, *P. pecten-aboriginum*, *Acanthocereus occidentalis*, *L. eriocarinalies*, *C. eriostachys*, *H. pallidus*, *Cnidoscylus spinosus*, *B. instabilis*, *Randia* sp, *P. mexicana*, entre otras. Por haber sido expuesto al corte selectivo un año antes, el dosel era más abierto que en el sitio de referencia y la densidad/ha fue de 2,537 individuos con mas de 1.6 cm de DAP.

El tercer tratamiento corresponde a un área cortada en dos ocasiones con distinto tiempo de descanso, la primera en 1985 y la segunda 13 años después, en 1998. Cuenta con una superficie aproximada de 200 ha y también presentó ligera actividad ganadera durante aproximadamente 15 años. Las especies dominantes son *C. septemnervius*, *Lonchocarpus* sp., *H. pallidus*, *L. eriocarinalis*, *C. spinosus*, *Apoplanesia paniculata*, *C. eriostachys*, *Piptadenia constricta*, *Ipomoea wolcottian* y *Bauhinia unguolata*, entre otras. El dosel es semiabierto y la densidad fue de 3,423 individuos/ha, con más de 1.6 cm de DAP. Considerando el tiempo transcurrido entre los dos eventos de corte en este sitio y que el ciclo de corte para la principal especie proveedora de varas (*C. septemnervius*) se ubica entre los 15 y 20 años (Rendón-Carmona, 2002), se presume que en el segundo evento de corte se incluyeron solamente árboles que nunca habían sido cortados, tanto de *C. septemnervius* como de las demás especies proveedoras de varas. Los árboles que nunca han sido cortados se pueden distinguir de los cortados porque presentan un solo tallo, sin ningún abultamiento o ramificación en la base (Figura 3a). Por el contrario, los árboles cortados normalmente presentan un tocón central con varias ramas o tallos que surgen alrededor del mismo (Figura 3b).

a)



b)



Figura 3. Forma de crecimiento de arboles de *C. septemnervius* sin corte (a) y cortado desde la base (b), en el ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco.

En los dos sitios con historia de corte, la extracción la llevaron a cabo hombres cortadores de vara (“vareros”) procedentes del estado de Sinaloa que fueron contratados por intermediarios.

La extracción se realizó con machete, aunque la apertura de caminos para el transporte de la madera se hizo con hacha y motosierra. Al practicarse de la manera convencional, el varero se va abriendo camino con el machete sin tener cuidado en mantener un sistema de caminos de acceso, por lo que la alteración al dosel y principalmente al estrato herbáceo es considerable.

Finalmente, en los tres tratamientos ha existido | escasa extracción de leña o madera para la construcción o para la elaboración de cercos.

2.2.1. Banco de semillas

Para la evaluación del banco de semillas, aleatoriamente se colectaron 15 muestras de suelo por cada réplica de cada tratamiento de corte, sumando 45 muestras en cada tratamiento. La designación del punto específico para la toma de muestras se realizó estableciendo una cuadrícula con subdivisiones de 1m x 1m en el área de cada una de las réplicas. El muestreo para evaluar la densidad y la composición del banco de semillas se realizó en tres fechas diferentes: 1) a finales de la estación seca de 2004 (mayo), 2) a mediados de la estación seca de

2005 (marzo), y 3) en la temporada de lluvias de 2005 (septiembre). La última fecha se estableció con base en observaciones de campo que indicaban que ese momento del año marcaba el final de un evento reproductivo de *C. septemnervius* (Láscarez, datos no publicados). La muestra de suelo se colectó empleando un tubo de metal de 7 cm de diámetro y 10 cm de profundidad. De este modo, cada muestra representaba un volumen de 384.8 cm³, equivalente a 38.5 cm², y sumando un total de 1,732 cm² en cada tratamiento; es decir, una superficie de 0.17 m². Inmediatamente después de cada colecta, las muestras fueron colocadas por separado en bolsas de polietileno, se etiquetaron y fueron llevadas a un vivero establecido en el Ejido Campo Acosta. Ahí se mantuvieron en charolas de unicel cubiertas con malla mediasombra sobre una mesa de 1.5 m de alto. Para evaluar la densidad y composición del banco de semillas del suelo se empleó el método de la emergencia de plántulas, considerado como el más frecuente para tales fines (Uhl *et al.* 1981; Uhl *et al.* 1982; Uhl y Clark, 1983; Saulei y Swaine, 1988; Rico-Gray y García-Franco, 1992). Como parte de este método, las muestras de suelo se mantuvieron bajo riego durante dos meses y medio, tiempo en el cual las charolas fueron revisadas diariamente, registrando el número de semillas germinadas y clasificándolas en tres grupos: (1) *Hierbas dicotiledóneas*, (2) *Hierbas monocotiledóneas (gramíneas)* y (3) *Leñosas* en general, pero poniendo especial énfasis en *C. septemnervius*. Las plántulas de *Hierbas dicotiledóneas* y *Hierbas monocotiledóneas (gramíneas)* fueron retiradas de las charolas una vez identificada la forma de crecimiento, mientras que las plántulas de especies *Leñosas* fueron retenidas durante más tiempo para permitir un mayor crecimiento y confirmar su identificación. Cuando fue necesario, estas plántulas fueron trasplantadas a bolsas de polietileno donde se mantuvieron hasta que fueron identificadas con la mejor resolución taxonómica posible.

2.2.2. Plántulas de *C. septemnervius*

Para evaluar el establecimiento de plántulas de *C. septemnervius* se establecieron parcelas de observación en los tres sitios que representan los distintos tratamientos de corte de vara. En el caso del tratamiento de un corte (sitio El Toro), tres áreas de 60 m x 120 m correspondientes a las tres réplicas fueron cercadas para la exclusión del ganado vacuno, lo cual permitió comparar el establecimiento de plántulas con y sin pastoreo en este sitio. En cada

tratamiento de corte (Cobanitos, El Toro –con y sin pastoreo- y Madereros) se establecieron aleatoriamente 18 parcelas permanentes de 1 x 1 m, considerando 6 parcelas en cada réplica. La revisión de las parcelas en campo se realizó en la temporada de lluvias durante cuatro años consecutivos: a finales de septiembre de 2004, a principios de septiembre de 2005 y 2006, y a principios de octubre de 2007. Las plántulas encontradas en la primera evaluación (2004) se etiquetaron individualmente y a todas se les midió el diámetro en la base del tallo (mm) y la altura (cm). Dado que en la segunda evaluación (2005) no se encontraron nuevas plántulas en ningún tratamiento, solamente se midió el diámetro y la altura de las plántulas de la cohorte 2004. En la tercera evaluación (2006) se contaron y midieron las plántulas vivas de la cohorte 2004. Asimismo, se contaron, marcaron y midieron las nuevas plántulas de *C. septemnervius* surgidas en este año. En la cuarta evaluación (2007) se contó el número de plántulas vivas de las cohortes previas, se realizó el conteo de nuevas plántulas reclutadas en el periodo y se midió a cada una el diámetro basal (mm) y la altura (cm).

2.3. Análisis estadísticos

Con respecto al banco de semillas en el suelo, se aplicó una prueba de Kruskal-Wallis (análisis de varianza no paramétrico; Zar, 1996) para comparar el efecto del tratamiento (cortes) sobre el número de semillas germinadas por categoría de plantas en cada fecha de colecta.

Con respecto a la dinámica de plántulas, dado que en la cohorte 2004 solamente se encontraron cinco plántulas en el tratamiento de un corte sin pastoreo (T_1), el análisis de los datos se basó únicamente en el cálculo del diámetro, la altura y el porcentaje de supervivencia de plántulas en 2005, 2006 y 2007. En el año 2005 no hubo reclutamiento de plántulas, mientras que en el año 2006 la germinación de semillas en campo fue abundante. Para este año y mediante un análisis de varianza de una vía, se comparó la densidad, el diámetro, la altura y el porcentaje de supervivencia de plántulas de *C. septemnervius* entre los cuatro tratamientos de corte (T_0 , T_1 Sin Pastoreo, T_1 Con Pastoreo y T_2). En el Anova, los datos de diámetro y altura se usaron sin transformar, mientras que la densidad de plántulas fue transformada a $\ln + 1$. En cuanto a la supervivencia de plántulas, el número de plántulas vivas de 2007 se dividió entre el número de plántulas vivas encontradas en el 2006, y para el análisis la proporción se transformó al arcoseno.

3. Resultados

3.1. Banco de semillas del suelo

Mediante la técnica de la emergencia de plántulas se registraron 350 semillas en una superficie total muestreada de 0.51 m² en los tres tratamientos de corte. De las semillas germinadas, el 84% (295) pertenece a la categoría de *Hierbas dicotiledóneas*, el 11% (39) a *Hierbas monocotiledóneas (gramíneas)* y el 5% (16) a *Leñosas* en general. Para las tres fechas de colecta y considerando una superficie de muestreo de 0.17 m² por tratamiento, el análisis de varianza de Kruskal-Wallis mostró diferencias significativas en la densidad de semillas encontradas entre las categorías de los tres tratamientos (Cuadro 1). A finales de la estación seca de 2004 (mayo) la densidad promedio de semillas germinadas en la categoría de *Hierbas dicotiledóneas* y *Leñosas* fue estadísticamente más alto en T₁, con respecto a T₀ y T₂. En esta fecha de colecta solamente germinaron 12 semillas que pertenecían a diferentes especies leñosas, pero ninguna a *C. septemnervius*. De las semillas germinadas, 7 correspondían a *Heliocarpus pallidus* (Zicuitillo), 4 a *Cordia alliodora* (Botoncillo) y 1 semilla a *Ipomoea wolcottiana* (Casahuate).

A mediados de la estación seca de 2005 (marzo) se encontraron diferencias significativas en el promedio de las *Hierbas dicotiledóneas* y las *Hierbas monocotiledóneas (gramíneas)* del tratamiento T₁, con respecto a T₀ y T₂ (Cuadro 1). Las tres semillas de las especies leñosas germinadas a partir de esta colecta de suelo no pudieron identificarse a nivel de especie, pero una inspección visual minuciosa confirmó que ninguna de ellas correspondió a *C. septemnervius*.

En la colecta realizada en el periodo de lluvias del 2005 (septiembre), las semillas de especies de *Hierbas dicotiledóneas* fueron las de mayor densidad, presentando diferencias significativas entre el tratamiento T₁ con respecto a T₀ y T₂ (Cuadro 1). En este periodo solamente germinó una semilla correspondiente a la categoría de *Leñosas*. Esta no se logró identificar a nivel de especie; sin embargo, tampoco correspondió a *C. septemnervius*.

Cuadro 1. Densidad promedio (± 1 error estándar) del banco de semillas/0.17 m², en tres

categorías de plantas de acuerdo al tratamiento de corte y fecha de colecta. N = 45 muestras de suelo por tratamiento. Letras diferentes en la misma línea indican diferencias significativas entre tratamientos (P<0.05).

Fecha	Categoría	Tratamientos							
		T ₀		T ₁		T ₂		X ²	P
		Prom.	E.E.	Prom.	E.E.	Prom.	E.E.		
<u>Mayo 2004</u>									
	<i>Hierbas dicotiledóneas</i>	0.42 ^a	0.12	1.89 ^b	0.30	1.00 ^a	0.16	22.402	<0.001
	<i>Hierbas monocotiledóneas (gramíneas)</i>	0.09 ^a	0.04	0.18 ^a	0.06	0.11 ^a	0.05	1.349	0.509
	<i>Leñosas</i>	0.02 ^a	0.02	0.22 ^b	0.07	0.02 ^a	0.02	10.629	0.005
<u>Marzo 2005</u>									
	<i>Hierbas dicotiledóneas</i>	0.16 ^a	0.06	1.00 ^b	0.19	0.62 ^a	0.12	17.52	<0.001
	<i>Hierbas monocotiledóneas (gramíneas)</i>	0.04 ^a	0.03	0.27 ^b	0.10	0.02 ^a	0.02	8.60	0.014
	<i>Leñosas</i>	0.04 ^a	0.03	0.00 ^a	0.00	0.02 ^a	0.02	2.03	0.362
<u>Septiembre 2005</u>									
	<i>Hierbas dicotiledóneas</i>	0.38 ^a	0.08	0.89 ^b	0.07	0.29 ^a	0.06	30.96	<0.001
	<i>Hierbas monocotiledóneas (gramíneas)</i>	0.07 ^a	0.03	0.07 ^a	0.03	0.02 ^a	0.02	1.19	0.550
	<i>Leñosas</i>	0.02 ^a	0.02	0.00 ^a	0.00	0.00 ^a	0.00	2.00	0.368

A partir de la densidad de semillas germinadas/0.17 m², en el cuadro 2 se presenta una extrapolación de la densidad de semillas estimadas/m² para cada uno de los tratamientos y considerando las tres categorías. Se observa que a nivel de tratamientos la densidad de semillas varió desde 65 hasta 582/m², con una densidad media de 229.

Cuadro 2. Densidad estimada del banco de semillas/m² en tres tratamientos de corte selectivo de varas para uso hortícola en el Ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco, de acuerdo a la fecha de muestreo y categoría de plantas.

Periodo	Categoría	Tratamientos		
		T ₀	T ₁	T ₂
Mayo/2004	<i>Hierbas dicotiledóneas</i>	112	476	265
	<i>Hierbas monocotiledóneas (gramíneas)</i>	23	47	29
	<i>Leñosas</i>	6	59	6
	Densidad total	141	582	300
Marzo/2005	<i>Hierbas dicotiledóneas</i>	41	265	165
	<i>Hierbas monocotiledóneas (gramíneas)</i>	12	71	6
	<i>Leñosas</i>	12	0	6
	Densidad total	65	336	177
Septiembre/2005	<i>Hierbas dicotiledóneas</i>	100	235	76
	<i>Hierbas monocotiledóneas (gramíneas)</i>	18	18	6
	<i>Leñosas</i>	6	0	0
	Densidad total	124	253	82

3.2. Plántulas de *C. septemnerivius*

La densidad de plántulas de *C. septemnerivius* registrada en los cuatro años del estudio fue variable y los datos de este componente se presentan por separado para las cuatro cohortes establecidas: 2004, 2005, 2006 y 2007.

Cohorte 2004

En la primera evaluación realizada en septiembre de 2004 solamente en el tratamiento de un corte sin pastoreo se encontraron cinco plántulas en las 18 parcelas de 1 m². En promedio esto equivale a 0.28 plántulas/m² y a 2,778 plántulas/ha. Un año después (septiembre 2005), la supervivencia de las plántulas de este tratamiento descendió al 80%; al segundo año (2006) la supervivencia se redujo al 20%, disminuyendo al 0% al tercer año (septiembre de 2007, Figura 4a). El crecimiento anual registrado en las plántulas de *C. septemnerivius* fue lento, dado que a los dos años de edad solamente alcanzaron un diámetro basal promedio de 1.1 mm (Figura 4b) y 9 cm de altura (Figura 4c).

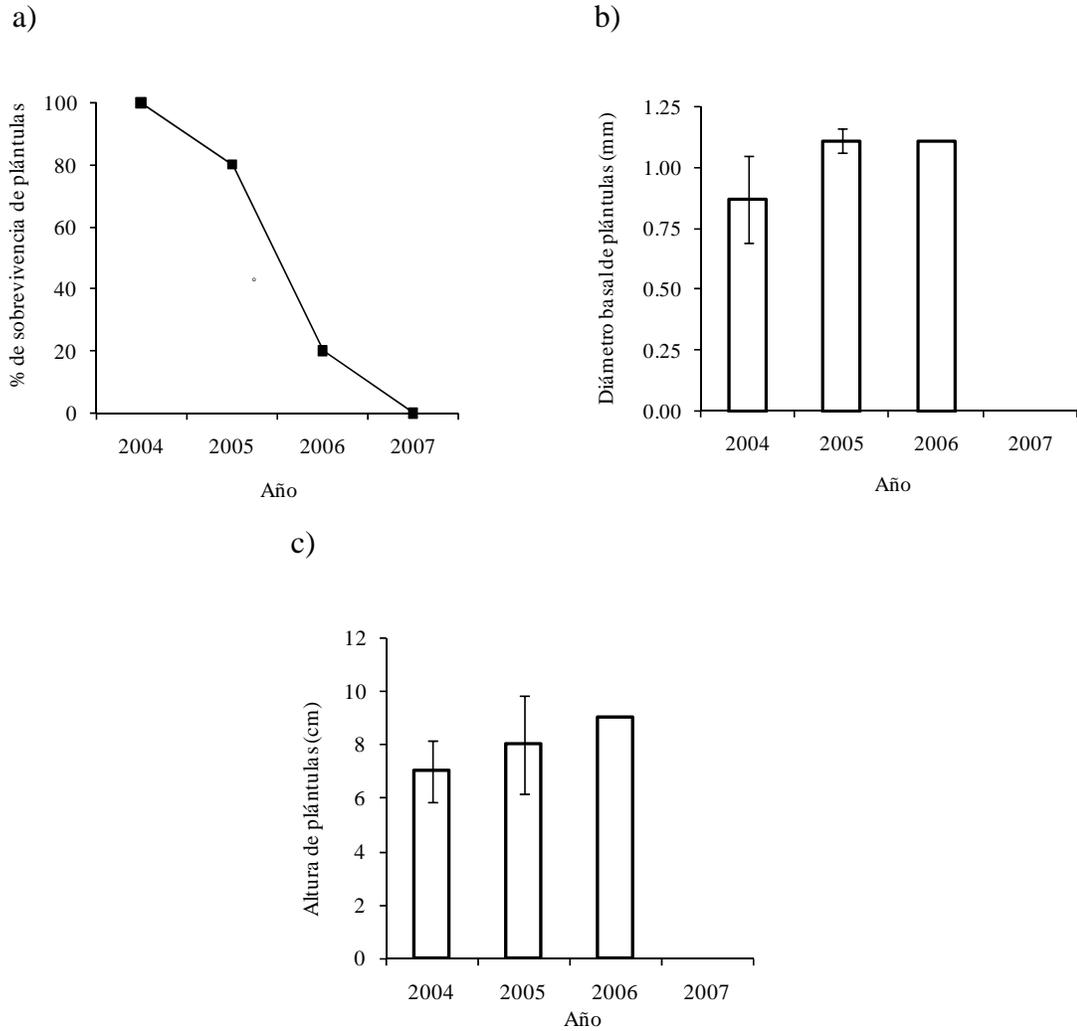


Figura 4. Porcentaje de supervivencia (a), diámetro basal (b) y altura (c) de plántulas de *C. septemnervius* en la cohorte 2004, a lo largo de tres años consecutivos en el tratamiento de un corte sin pastoreo (T_1). La línea en la parte superior de cada barra indica la desviación estándar (excepto en 2006, por existir solamente una planta).

Cohorte 2005

En este año no se registraron plántulas de *C. septemnervius* en ninguno de los tratamientos y una inspección más amplia en las áreas de estudio confirmó que el reclutamiento de plántulas en este año fue muy escaso o nulo.

Cohorte 2006

A diferencia de los años 2004 y 2005, el año 2006 fue notable por el alto reclutamiento

de plántulas de *C. septemnerivius* en todos los tratamientos de corte. El análisis de varianza presentado en el Cuadro 3a indica diferencias significativas en la densidad de plántulas/m² en el tratamiento T₂ con respecto a T₀ y T₁ (con y sin pastoreo). Extrapolando a una hectárea a partir de la densidad de semillas/m², en T₀ se estimó una densidad de 37,800 plántulas/ha; 21,700 para T₁ sin pastoreo; 35,600 para T₁ con pastoreo y 402,202 plántulas para T₂.

El diámetro basal que presentaron las plántulas en el 2006 osciló entre 1.21 y 1.27 mm, y no se encontraron diferencias significativas para esta variable entre los cuatro tratamientos. Por su parte, la altura promedio de las plántulas osciló entre 7.1 y 8.5 cm. Para esta variable se encontraron diferencias significativas de los tratamientos T₁ (con y sin pastoreo) con respecto a T₀ (Cuadro 3a). En 2007, el diámetro de las plántulas de los dos tratamientos que habían sobrevivido osciló entre 1.18 y 1.49 mm, mientras que en la altura, los promedios oscilaron entre 9.7 y 10.5 cm, sin que se detectaran diferencias significativas en ningún caso (Cuadro 3b).

Cuadro 3. Análisis de varianza para la cohorte 2006 de plántulas de *C. septemnerivius* en cuatro tratamientos de corte selectivo de varas en el ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco. (a) Densidad de plántulas/m², diámetro basal promedio (mm) y altura promedio (cm) registrada para el 2006. (b) Porcentaje de supervivencia, diámetro basal promedio (mm) y altura promedio (cm) en 2007. Valores promedio \pm 1 error estándar (E.E). N =18 parcelas de 1 m²/tratamiento. Letras diferentes en la misma línea indican diferencias significativas entre tratamientos (P<0.05).

Año/Variable	Tratamientos								F	P
	T ₀		T ₁ Sin Pastoreo		T ₁ Con Pastoreo		T ₂			
	Prom.	E. E	Prom.	E. E	Prom.	E. E	Prom.	E. E		
a) 2006										
Densidad*	3.8 ^a	1.11	2.2 ^a	0.43	3.6 ^a	0.52	40.2 ^b	9.26	15.69	0.001
Diámetro	1.27	0.07	1.21	0.03	1.25	0.05	1.22	0.03	0.29	0.83
Altura	7.1 ^a	0.18	8.5 ^b	0.32	8.4 ^b	0.24	7.6 ^{ab}	0.26	5.23	0.003
b) 2007										
% de sup.**	52 ^b	9.66	0.00 ^a	0.00	0.00 ^a	0.00	8 ^a	4.00	20.71	0.001
Diámetro	1.49	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	1.18	0.25	2.194	0.159
Altura	10.5	0.21	0.00	0.00	0.00	0.00	9.7	2.09	0.330	0.574

A pesar de que la densidad (*) se transformó a Ln +1 para realizar la prueba, en la tabla se presentan valores promedios sin transformar. En el caso de la supervivencia de plántulas (**), aunque esta fue transformada al

arcoseno, en la tabla se presenta en %.

La supervivencia de plántulas de la cohorte 2006 se redujo notablemente al año 2007, encontrándose diferencias significativas entre los tratamientos de corte. En el tratamiento sin corte el porcentaje de supervivencia descendió a 52%; en el tratamiento de dos cortes disminuyó al 8%, mientras que en el tratamiento de un corte sin y con pastoreo se registró un 0% de supervivencia (Cuadro 3b).

Cohorte 2007

En contraparte a la alta densidad de plántulas encontrada en el 2006, el número de plántulas registrado en el año 2007 fue extremadamente bajo en todos los tratamientos (Cuadro 3b). Solamente en el tratamiento T₀ se estimaron 0.1 plántulas de *C. septemnerivius*/m² (1,100 plántulas/ha), mientras que en T₁ sin pastoreo se encontraron 0.4 plántulas/m² (4,400 plántulas/ha). El análisis de varianza realizado para esta variable no indicó diferencias significativas entre los tratamientos (P=0.053).

4. Discusión

4.1. Banco de semillas

La densidad del banco de semillas en los sitios de BTC que difieren en historia de corte del presente estudio varía de 65 a 582 semillas/m², y este valor es menor con respecto al encontrado en otros estudios de la propia región de Chamela. Por ejemplo, Miller (1999) reporta una densidad de 703 semillas/m² en áreas de bosque tropical caducifolio conservado, y hasta 3,500 semillas/m² en un área después de un año de haber sido quemada. Por su parte, Maza-Villalobos *et al.* (2011), al evaluar los cambios en estructura y composición del banco de semillas a lo largo de una cronosecuencia de pastizales abandonados, reportan una densidad de 3,150 semillas/m² de hierbas y leñosas en pastizales de 0 a 1 año de descanso, 1,294 semillas/m² en pastizales de 3 a 5 años de abandono, 331 semillas/m² en pastizales con 10 a 12 años de descanso, y de 806 semillas/m² en áreas de BTC conservado. Las diferencias en la densidad del banco de semillas entre estudios pueden deberse a las condiciones ambientales particulares de

cada sitio, o bien, a la propia técnica empleada para determinar el banco de semillas y a las escalas espaciales y temporales examinadas. Mientras que Maza-Villalobos *et al.* (2011) hicieron conteos de semillas que tuvieran al menos 1 mm de diámetro, en el estudio de Miller (1999) y en la presente investigación se utilizó la técnica de la emergencia de plántulas, la cual hace referencia a la porción de semillas viables.

Un claro patrón identificado por Maza-Villalobos *et al.* (2011) es que a medida que aumenta el tiempo de descanso en los pastizales, las semillas de las especies herbáceas (las más abundantes en las primeras etapas de sucesión) van siendo reemplazadas por semillas de especies leñosas, bajo mecanismos de sucesión por facilitación. A 12 años después del abandono, la densidad y diversidad de semillas de especies leñosas en el suelo va aumentando con respecto a las primeras etapas; sin embargo, la estructura y composición del banco de semillas es aún diferente de aquel que caracteriza a un bosque maduro sin perturbación. En las áreas sujetas al corte selectivo de varas para uso hortícola de los sitios estudiados, los resultados indicaron que el banco de semillas también estuvo dominado por especies herbáceas, pero también se observó una muy ligera tendencia a que las semillas de especies leñosas fueran adquiriendo una mayor frecuencia en el tratamiento sin corte, con respecto al tratamiento de uno y dos cortes (Cuadros 1 y 2).

Solamente en la primera fecha de colecta (mayo 2004) las semillas correspondientes a especies *Leñosas* tuvieron una alta representación en T₁ (Cuadro 1); sin embargo, la mayor parte de ellas correspondieron a *H. pallidus* (58%), una especie arbórea de rápido crecimiento y con una alta habilidad para establecerse en sitios de bosque tropical caducifolio perturbados (Rincón y Huante, 1993). La alta representación de esta especie en el banco de semillas puede deberse a que al momento de la extracción de las varas los individuos adultos se dejan en pie, adquiriendo de este modo una mayor densidad relativa (Rendón-Carmona *et al.* 2009). Además, es probable que los claros generados por el corte faciliten la dispersión de sus semillas por el viento, lo cual es favorecido por la estructura alada de sus frutos. Por su habilidad para colonizar sitios abiertos, existe la posibilidad de que en años futuros la regeneración sexual en las zonas de corte selectivo sea dominada por esta especie, ya que de acuerdo con el patrón de lluvias de otoño y las cabañuelas registradas para la región, *H. pallidus* puede presentar dos ciclos completos de actividad reproductiva por año (Bullock, 2002).

En la primera temporada de colecta de suelo, el número promedio de semillas

germinadas fue el más alto con respecto a las demás temporadas, siendo en magnitud de más del doble con respecto a la tercera fecha de muestreo (Cuadro 1). La densidad de semillas encontrada en el primer año de colecta podría estar relacionada con el patrón de precipitación registrado antes y durante el periodo de estudio que fue altamente variable. En el 2003 la precipitación media anual fue de 784.5 mm, disminuyendo a 566 en 2004 y hasta 340 mm en el 2005, un valor 54% por debajo de la precipitación promedio anual (736.6 mm) registrada para el periodo 1983-2009 en la Estación de Biología, Chamela (Datos proporcionados por el Proyecto Cuencas del sitio Chamela de la Red Mex-LTER). Como lo mencionan diversos autores en referencia a ambientes secos, años sucesivos de sequía (por debajo del promedio de largo plazo) pueden promover cambios pronunciados en la fructificación y la producción de semillas y de este modo impactar en la estructura de las poblaciones de plantas y en la dinámica de las comunidades (Condit *et al.* 1995; Gilbert *et al.* 2001; Khurana y Singh, 2001).

La relación entre la producción de semillas y la precipitación puede ejemplificarse con el caso de *C. septemnervius*, la especie de mayor uso para el corte de varas en la región y la cual estuvo totalmente ausente en el banco de semillas. Para esta especie, un estudio paralelo al presente trabajo sobre la fenología reproductiva en los sitios de estudio indica que los botones florales se forman al final de la estación de lluvias (octubre). Dichos botones se mantienen cerrados durante todo el periodo seco, iniciando su apertura y desarrollo con las primeras precipitaciones de la siguiente temporada de lluvias, llegando hasta la maduración de los frutos y liberación de las semillas en el mes de septiembre. Sin embargo, cuando las lluvias se retrasan e inician hasta finales de julio (como lo fue en 2005, ver Figura 2), o bien, cuando los eventos de lluvia son de baja intensidad y frecuencia, los botones florales no resisten la sequía y son abortados (Láscarez, datos no publicados). En septiembre del 2005 se estimó que solamente el 2% de los botones florales formados entre septiembre y octubre del 2004 -al final de la temporada anterior de lluvias- fueron capaces de resistir la estación seca (noviembre 2004–junio 2005) y alcanzar la etapa de maduración de los frutos. Sin embargo, muchas de las semillas formadas en estos frutos fueron pequeñas, vanas o presentaban daños físicos ocasionados por el ataque de insectos incluso antes de ser dispersadas. Por el contrario, en 2006, año de lluvias extraordinarias de julio a septiembre y donde la precipitación total anual alcanzó 1,014 mm (38% por arriba del promedio anual para la zona de estudio), la producción de semillas de *c. septemnervius* fue notablemente copiosa (Láscarez, datos no publicados). Es probable que la

relación entre la producción de semillas de *C. septemnerivius* con la cantidad y distribución temporal de las lluvias también opere para otras especies leñosas y esto explique su ausencia en el banco de semillas en los años de escasa precipitación o de lluvias erráticas. En el año 2006 no se evaluó el banco de semillas del suelo; sin embargo, la alta densidad de plántulas registrada en este año para los tres tratamientos de corte hace suponer que *C. septemnerivius* y otras especies leñosas del BTC estuvieron altamente representadas en el banco de semillas.

Finalmente, considerando la variada composición florística de la vegetación leñosa registrada en los tratamientos de corte (riqueza de leñosas: $T_0 = 65$ especies; $T_1 = 50$ especies y $T_2 = 38$ especies), la presencia de especies *Leñosas* que germinaron del banco de semillas es mucho menor con respecto a lo esperado. Esta carencia de propágulos de especies leñosas en los sitios de estudio confirma la idea de que en ambientes secos la regeneración por la vía sexual es limitada (Deiller *et al.* 2003, McClaren y McDonald, 2003; Engelbrecht *et al.* 2006; Poorter y Markesteijn, 2008), y que la vía predominante de regeneración es por rebrote (Miller y Kauffman, 1998a; Miller, 1999; ver Capítulo 4).

4.2. Plántulas de *C. septemnerivius*

Del análisis multi-anual de la densidad de plántulas en los sitios de estudio, el primer elemento que resalta es la alta variación de la densidad entre años, con una notable escasez o ausencia de plántulas de especies *Leñosas* en general y de *C. septemnerivius* en particular. En el año 2004, solamente en el tratamiento de un corte sin pastoreo se registraron plántulas de canelilla, pero en baja densidad (2,778 plántulas/ha). El segundo elemento a considerar es el lento crecimiento que las plántulas presentaron a lo largo de dos años (1.49 cm de diámetro basal y 10.5 cm de altura); sin embargo, lo más relevante de la cohorte del 2004 es el bajo porcentaje de supervivencia registrado al 2006 y la mortalidad al 100% registrada al 2007 (Figura 4). Estos resultados coinciden con otros estudios para especies de bosque tropical seco donde incluso, bajo condiciones controladas de sequía, se presenta una alta mortalidad y la supervivencia de plántulas puede disminuir hasta un 0% en un periodo de 6 meses (Poorter y Markesteijn, 2008), o menos (5 meses y medio; Engelbrecht y Kursar, 2003).

La escasez o ausencia de plántulas para todos los tratamientos en el año 2004 y 2005 se puede explicar en función de una baja producción de semillas ocasionada por la escasa e

intermitente precipitación ocurrida en estos dos años (Láscarez, datos no publicados). De acuerdo con lo que ocurre en ambientes secos, otra posible razón es que el bajo número de semillas formadas hayan sido depredadas en el suelo (Uhl *et al.*, 1988), o bien, para aquellas semillas que escaparon a la depredación, que las condiciones de humedad o el nicho de regeneración (*sensu* Grubb, 1977) no hayan sido las adecuadas para propiciar la germinación. Sin embargo, en caso de que la germinación se hubiera dado en los primeros meses de la estación de lluvias (julio o agosto, antes de haber realizado el censo), es posible que los cortos periodos de sequía durante las lluvias hayan provocado la mortalidad de las plántulas. En bosques secos la sequía es un factor ecológico limitante en numerosos procesos clave y es común que las plantas presenten características morfo-fisiológicas que les confieran tolerancia o resistencia a la falta de agua (Holbrook *et al.* 1995). En condiciones de invernadero, un experimento de desecación mostró que plántulas de especies de bosque tropical caducifolio presentan diferentes mecanismos para hacer frente a la sequía progresiva del suelo, desde aquellas que evaden al riesgo de muerte por desecación, perdiendo rápidamente las hojas (tal como *Enterolobium cyclocarpum*), hasta aquellas que toleran la desecación hasta niveles críticos, después de las cuales sufren una mortalidad masiva, por ejemplo, *Caesalpinia sclerocarpa* (Páramo-Pérez, 2009). Aunque las plantas han desarrollado otras características morfo-fisiológicas como la presencia de hojas compuestas, tallos con alto contenido de materia seca y área foliar reducida, las cuales permiten a las plantas reducir la transpiración y evitar la cavitación del xilema, eventos de sequía prolongada pueden resultar catastróficos para numerosas plantas adultas y particularmente en el estadio de plántulas (Poorter y Markesteijn, 2008). Además de los rasgos de tolerancia a la sequía a nivel de plántulas, otros factores como las limitaciones para la dispersión de semillas (Poorter y Markesteijn, 2008), la disponibilidad de micrositios para el establecimiento de las plántulas y la herbivoría de las plántulas (Nava-Sosa *et al.* 2010) son determinantes importantes en el éxito de la regeneración natural.

La relación entre la producción de semillas y la aparición de plántulas de *C. septemnervius* con el patrón en la precipitación fue evidente y no solamente se manifiesta por lo encontrado en el 2005, sino también por lo ocurrido en la temporada de lluvias del 2006. En este año la precipitación total fue de 1,014 mm y la producción de semillas fue copiosa, principalmente en el tratamiento de dos cortes (Láscarez, datos no publicados). De las plántulas surgidas en 2006, solamente en el tratamiento sin alteración del dosel (sin corte), la

supervivencia se mantuvo en 52%, mientras que en el tratamiento de dos cortes bajó a 8%, y al 0% en el tratamiento de un corte sin y con pastoreo. En términos generales, la literatura menciona que en áreas donde el dosel ha sido alterado por algún tipo de disturbio natural o antrópico, la entrada de luz puede favorecer la germinación y un mayor crecimiento con respecto a las áreas sombreadas (Gerhardt, 1993, 1996b, 1998; Gerhardt y Fredriksson, 1995; Morris *et al.* 2000; Fetene y Feleke, 2001; Marod *et al.* 2004; Vieira *et al.* 2006; Mascia *et al.* 2008; Peña-Claros *et al.* 2008). Sin embargo, una desventaja de la mayor incidencia de luz es que se incrementa la pérdida de agua del suelo por evaporación durante la estación seca, incrementando así la vulnerabilidad a la cavitación y por lo tanto la mortalidad de plántulas durante esta época del año (Gerhardt, 1993, 1996a, b, 1998; Gerhardt y Fredriksson, 1995; Hammond, 1995; McClaren y McDonald, 2003). Por su parte, la muerte de todas las plántulas en el tratamiento con pastoreo, puede deberse a las condiciones adversas generadas por la propia cosecha de tallos, pero también, por los efectos derivados por el pastoreo del ganado. Otros estudios explican que la mayor supervivencia de plántulas en sitios sombreados, con dosel o no cortados, se debe a que se generan condiciones microclimáticas temporalmente más estables que en las áreas abiertas (Lieberman y Li, 1992, Gerhardt y Fredriksson, 1995; Hammond, 1995; Ray y Brown, 1995; Gerhardt, 1996a; Jurado *et al.* 1998; McClaren y McDonald, 2003). A pesar de lo anterior, aun cuando el sitio T₂ fue cortado en dos ocasiones y la apertura del dosel es mayor con respecto al tratamiento de referencia, en 2006 presentó la mayor densidad de plántulas/ha (402,202), pero con una baja supervivencia en 2007 (8%). Por el contrario, el sitio sin corte o no perturbado, aún cuando presentó una menor densidad de plántulas/ha en 2006 (37,800), en 2007 aún presentaba un 52% de supervivencia.

Los resultados obtenidos en cuanto a banco de semillas y plántulas indican que la regeneración por la vía sexual presenta fuertes restricciones en los sitios y en el periodo de estudio. Dichas limitantes se presentan desde la etapa de producción de semillas, la germinación, el crecimiento y la supervivencia de plántulas, las cuales aparentemente están ligadas a la disponibilidad de agua y por lo tanto al patrón de precipitación en la región. Sin embargo, por el porcentaje de supervivencia de plántulas en el tratamiento sin corte y de dos cortes, obtenido del 2006 al 2007, es probable que en *C. septemnerivius* y otras especies del BTC existan pulsos de reclutamiento de nuevos individuos a partir de semillas -especialmente en años de alta precipitación-, los cuales pudieran permitir el reemplazo y mantenimiento de las

poblaciones naturales a lo largo del tiempo. La existencia de tales pulsos en el reclutamiento de plántulas adquiere fuerza en el BTC, dado que plántulas surgidas en el año 2006 aún se mantenían vivas para el año 2011, tanto en el tratamiento sin corte como en el de dos cortes (Rendón-Carmona, obs. pers.). Finalmente, por la fuerte correlación de la naturaleza estacional de las lluvias con el carácter deciduo del bosque tropical caducifolio y por el claro papel que juega en la estructuración de los patrones de actividad metabólica y crecimiento en este bioma (Ceccon *et al.* 2006), es recomendable evaluar la regeneración natural en el largo plazo, dado que es indispensable incorporar este tipo de criterios para el aprovechamiento sostenible de las especies proveedoras de varas.

5. Conclusiones

- La densidad de semillas en el suelo de los tres tratamientos de corte selectivo de varas es baja y las especies de *Hierbas dicotiledóneas* son las semillas mejor representadas. En orden de abundancia le siguen las semillas de las *Hierbas monocotiledóneas* (*gramíneas*) y en mucho menor representación las semillas de especies *Leñosas*.
- Al parecer existe una fuerte relación entre la precipitación anual y la producción de semillas, de tal modo que en años secos la densidad de semillas en el suelo con capacidad para germinar tiende a disminuir.
- No se registraron semillas de *C. septemnerivius* en las muestras de suelo colectadas en dos años consecutivos (2004 y 2005) y la vegetación leñosa establecida en los tratamientos de corte está muy poco representada en el banco de semillas.
- La densidad de plántulas de *C. septemnerivius* fue baja en 2004, nula en 2005 y extremadamente alta en el año 2006; sin embargo, la supervivencia es muy baja: de la cohorte 2004, la supervivencia en el único tratamiento que presentó plántulas (el de un corte) disminuyó al 0% en el año 2007, mientras que de la cohorte 2006, el tratamiento testigo y de dos cortes mantuvieron una supervivencia de plántulas del 50% y 8% en el 2007, respectivamente. Para este mismo periodo, la supervivencia de plántulas en el tratamiento de un corte con y sin ganado fue nula.
- Al no sobrepasar 1.5 mm de diámetro basal y 11 cm de altura en dos años, las plántulas de *C. septemnerivius* presentan un lento crecimiento, contrario a lo que sucede con el

crecimiento originado por la vía del rebrote, aunque también es lento.

- Los resultados obtenidos indican que aparentemente la dinámica del banco de semillas y del establecimiento de plántulas no aseguran la regeneración exitosa en los sitios sometidos a la extracción de vara, aunque cabe la posibilidad de que años caracterizados por una alta precipitación funcionen a manera de pulsos, permitiendo el establecimiento de nuevos individuos a partir de la germinación de semillas. Lo anterior puede tener fuertes consecuencias si los sucesivos eventos de corte son realizados en periodos cortos de descanso que no permitan la regeneración de los sitios y que además coincidan con largos periodos de años secos.
- Con la finalidad de conocer con mayor precisión la dinámica del banco de semillas y del establecimiento de plántulas en sitios de BTC cortados y no cortados, y por la alta variabilidad ambiental inherente del BTC, es necesario evaluar en un periodo de largo plazo ambos aspectos, su relación con la precipitación y el aporte que tiene en la regeneración sexual. Asegurar la regeneración de las especies cosechadas es uno de los primeros requisitos que debe cumplirse en un esquema de manejo forestal.

6. Bibliografía

- Alvarez-Yepiz, J. C., Martínez-Yrizar, A., Burquez, A., Lindquist, C. 2008. Variation in vegetation and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical forests in northwestern Mexico. *Forest Ecology and Management* 256: 355–366.
- Asner, G. P., Keller, M., Pereira, R., Zweede, J. C., Silva, J. N. M. 2004. Canopy damage and recovery after selective logging in Amazonia: field and satellite studies. *Ecological Applications* 14: 280–298.
- Asner, G. P., Knapp, D. E., Broadbent, E. N., Oliveira, P. J. C., Keller, M., Silva, J. N. 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* 310: 480–482.
- Ashton, P. M. S., Harris, P. G., Thadani, R. 1998. Soil seed bank dynamics in relation to topographic position of a mixed deciduous forest in southern New England, USA. *Forest Ecology and Management* 111: 15-22
- Bowles, I.A., Rice, R.E., Mittermeier, R.A., da Fonseca, G.A.B., 1998. Logging and tropical forests conservation. *Science* 280: 1899–1900.
- Bullock, S.H. 2002. La fenología de las plantas en Chamela. En: Noguera, F.A., J.H. Vega Rivera, A.N. García Alderete y M. Quesada Avendaño (Editores). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México. P. 491-498.
- Ceccon, E., Huante, P., Rincon, E. 2006. Abiotic factors influencing tropical dry forests regeneration. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49:305–312.
- Clarke, F.M., Rostant, L.V., Racey, P.A., 2005. Life after logging: post-logging recovery of a neotropical bat community. *Journal of Applied Ecology* 42: 409–420.
- Condit, R., Hubbell, S.P., Foster, R.B. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree species and the responses to a severe drought. *Ecological Monographs* 65: 419-439.
- Dalling, J. W., Muller-Landau, H. C., Wright, S. J., Hubbell, S. P. 2002. Role of dispersal in the recruitment limitation of neotropical pioneer species. *Journal of Ecology* 90: 714–727.
- Deiller, A. F., Walter, J. M. N., Tremolieres, M. 2003. Regeneration strategies in a temperate hardwood floodplain forest of the Upper Rhine: sexual versus vegetative reproduction of woody species. *Forest Ecology and Management* 180: 215-225.
- Engelbrecht, B. M. J., Kursar, T. A. 2003. Comparative drought resistance of seedlings of 28 species of co-occurring tropical woody plants. *Oecologia* 136: 383–393.

- Engelbrecht, B. M. J., Dailling, J.W., Pearson, T.R.H., Wolf, R.L., Galvez, D. A., Koehler, T. Tyree, M.T., Kursar, T.A. 2006. Short dry spells in the wet season increase mortality of tropical pioneer seedlings. *Oecologia* 148: 258–269.
- Fetene, M., Feleke, Y. 2001. Growth and photosynthesis of seedlings of four tree species from a dry tropical afro-montane forest. *Journal of Tropical Ecology* 17: 269-283.
- Fuentes, M. 2002. Seed dispersal and tree species diversity. *Trends Ecol. Evol.* 17: 550.
- García-Oliva, F. Camou, A., Maass, J. M. 2002. El clima de la región central de la costa del Pacífico mexicano. En: Noguera, F. A., J. H. Vega-Rivera, A. N. García-Alderete y M. Quesada-Avenidaño (Editores). Historia Natural de Chamela. Instituto de Biología, UNAM. México. P. 3-10.
- Garwood, N. C. 1989. Tropical soil seed banks: a review. In Ecology of Soil Seed Banks. M. A. Leck, V. T. Parker, R. L. Simpson (Eds.). Academic Press Inc., San Diego.
- Gerhardt, K. & Fredriksson, D. 1995. Biomass allocation by broad-leaf mahogany seedlings, *Swietenia macrophylla* (King), in abandoned pasture and secondary dry forest in Guanacaste, Costa Rica. *Biotropica* 27: 174-184.
- Gerhardt, K. 1993. Tree seedlings development in tropical dry abandoned pasture and secondary forest in Costa Rica. *Journal of Vegetation Science* 4: 95-102.
- Gerhardt, K. 1996a. 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.
- Gerhardt, K. 1996b. Germination and development of sown mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in secondary tropical dry forest habitats in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 12: 275-289.
- Gerhardt, K. 1998. Leaf defoliation of tropical dry forest tree seedlings - implications for survival and growth. *Trees* 13: 88-95.
- Gilbert, G. S., Harms, K. E., Hamill, D. N., Hubbell, S. P. 2001. Effects of seedling size, El Niño drought, seedling density and distance to nearest conspecific adult on 6-year survival of *Ocotea whitei* seedlings in Panama. *Oecologia* 127: 509-516.
- Grubb, P. J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews* 52: 107-145
- Hammond, D. S. 1995. Post-dispersal seed and seedling mortality of tropical dry forest trees

- after shifting agriculture, Chiapas, México. *Journal of Tropical Ecology* 11:2 95-313.
- Holbrook, N. M., Whitbeck, J. L., Mooney, H. A. 1995. Drought responses of neotropical dry forest trees. In: Bullock, S. H., Mooney, H., Medina, E. (Eds.). *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 243-276.
- Hopkins, M. S., Tracey, J. G., Graham, A. W. 1990. The size and composition of soil seed banks in remnant patches of three structural rainforest of North Queensland. *Australian Journal of Ecology* 15: 43-50.
- Howe, H. F., Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201–228.
- Jalili, A., Hamzeh, B., Asri, Y., Shirvany, A., Yazdani, S., Khoshnevis, M., Zarrinkamar, F., Ghahramani, M. A., Safavi, R., Shaw, S., Hodgson, J. G., Thompson, K., Akbarzadeh, M., Pakparvar, M. 2003. Soil seed banks in the Arasbaran protected Area of Iran and their significance for conservation management. *Biological Conservation* 109: 425-431.
- Jimenez, H. E., Arnesto, J. J. 1992. Importance of the soil seed bank of disturbed sites in Chilean matorral in early secondary succession. *Journal of Vegetation Science* 3: 579-586.
- Johns, A.G., 1997. Timber Production and Biodiversity Conservation in Tropical Rainforest. Cambridge, 225 pp.
- Jurado, E., Flores, J., Navar, J., Jiménez, J. 1998. Seedling establishment under native tamaulipan thornscrub and *Leucaena leucocephala* plantation. *Forest Ecology and Management* 105:151-157.
- Khurana, E., Singh, J. S., 2001. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. *Environmental Conservation* 28: 39-52.
- Kozłowski, T. T. 2002. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest Ecology and Management* 158: 195–221.
- Láscarez, C. A. J. En preparación. Estructura poblacional de la canelilla, producción de flores y frutos y germinación de semillas. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Lieberman, D., Li, M. 1992. Seedling recruitment patterns in a tropical dry forest in Ghana. *Journal of Vegetation Science* 3: 375-382.

- Lindquist, A. C. 2000. Dimensions of sustainability: the use of vara blanca as a natural resource in the tropical deciduous forest of Sonora, Mexico. A dissertation Submitted to the Faculty of the Graduated Interdisciplinary Program In Arid Lands Resources Sciences. The University of Arizona.
- López-Urquidez, G. A. 1997. Distribución y abundancia de la vara blanca (*Croton* spp.) en el estado de Sinaloa. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. México, D. F.
- Lott, E. J. 1993. Annotated checklist of the vascular flora of the Chamela Bay Region, Jalisco, Mexico. Occasional Papers of the California Academy Sciences.
- Luzuriaga, A. L., Escudero, A., Olano, J. M., Loidi, J. 2005. Regenerative role of seed Banks following an intense soil disturbance. *Acta Oecologica* 27: 67-76.
- Maass, J. M., Jordan, C., Sarukhán, J. 1988. Soil erosion and nutrient losses in seasonal tropical agroecosystems under various management techniques. *Journal of Applied Ecology* 25: 595-607.
- Marod, D., Kutintara, U., Tanaka, H., Nakashizuka, T. 2004. Effects of drought and fire on seedling survival and growth under contrasting light conditions in a seasonal tropical forest. *Journal of Vegetation Science* 15: 691-700.
- Martínez-Yrizar, A., Sarukhán, J., Pérez-Jimenez, A., Rincón, E., Maass, J. M., Solís-Magallanes, A., Cervantes, L. 1992. Above-ground phytomass of a tropical deciduous forest on the coast of Jalisco, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 8: 87-96.
- Mascia, V. D. L., De Lima, V. V., Sevilha, A. C., Scariot, A. 2008. Consequences of dry-season seed dispersal on seedling establishment of dry forest trees: Should we store seeds until the rains? *Forest Ecology and Management* 256: 471-481.
- Maza-Villalobos, S., Lemus-Herrera, C., Martínez-Ramos, M. 2011. Successional trends in soil seed banks of abandoned pastures of a Neotropical dry región. *Journal of Tropical Ecology* 27: 35-49.
- McClaren, K. P., McDonald, M. A. 2003. Seedling dynamics after different intensities of human disturbance in a tropical dry limestone forest in Jamaica. *Journal of Tropical Ecology* 19: 567-578.
- Miller, P. M. 1999. Coppice shoot and foliar crown growth after disturbance of a tropical deciduous forest in Mexico. *Forest Ecology and Management* 116: 163-173.

- Miller, P. M., Kauffman, J. B. 1998a. Effects of slash and burn agriculture on species abundance and composition of a tropical deciduous forest. *Forest Ecology and Management* 103: 191-201.
- Miller, P. M., Kauffman, J. B. 1998b. Seedling and sprout response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest. *Biotropica* 30: 538-546.
- Morris, M. H., Negreiros-Castillo, P., Maize, C. 2000. Sowing date, shade, and irrigation affect big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla* King.). *Forest Ecology and Management* 132: 173-181.
- Mostacedo, B., Putz, F. E., Fredericksen, T. S., Villca, A., Palacios, T. 2009. Contributions of root and stump sprouts to natural regeneration of a logged tropical dry forest in Bolivia. *Forest Ecology and Management* 258: 978-985.
- Muro, G. B. 1987. El proceso de producción de vara blanca (*Croton* sp.) en el estado de Sinaloa. Memoria de seminario de titulación. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- Mwavu, E. N., Witkowski, E. T. F. 2008. Sprouting of woody species following cutting and tree-fall in a lowland semi-deciduous tropical rain forest, North-Western Uganda. *Forest Ecology and Management* 255: 982-992.
- Nava-Sosa, I. J., Lindig-Cisneros, R., del Val, E., Lara-Cabrera, S. I. 2010. Limitaciones para el establecimiento de plántulas en arenales de origen volcánico. *Bol. Soc. Bot. Mex.* 87: 51-59.
- Neke, K. S., Owen-Smith, R. N., Witkowski, E. T. F. 2006. Comparative resprouting response of savanna woody plant species following harvesting: the value of persistence. *Forest Ecology and Management* 232: 114-123.
- Olivas, R. A. 1993. Determinantes Ecológicas de la "Vara Blanca" (*Croton spp.*) en el Estado de Sinaloa. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.
- Páramo-Pérez, M. E. 2009. Análisis temporal de los eventos de sequías cortas y su efecto en la fisiología y supervivencia de plántulas de cuatro especies arbóreas de la Selva baja Caducifolia. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Page, M. J., Baxter, G. S., Lisle, A. T. 2006. Evaluating the adequacy of sampling germinable soil seed banks in semi-arid systems. *Journal of Arid Environment* 64: 323-341.

- Pearce, D., Putz, F. E., Vanclay, J. K. 2003. Sustainable forestry in the tropics: panacea or folly? *Forest Ecology and Management* 172: 229–247.
- Peña-Claros, M., Peters, E. M., Justiniano, M. J., Bongers, F., Blate, G. M., Fredericksen, T. S., Putz, F. E. 2008. Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest. *Forest Ecology and Management* 255: 1283-1293.
- Poorter, L., Markesteijn, L. 2008. Seedling Traits Determine Drought Tolerance of Tropical Tree Species. *Biotropica* 40: 321–331.
- Putz, F. E., Blate, G. M., Redford, K. H., Fimbel, R., Robinson, J. 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conservation Biology* 15: 7–20.
- Ray, G. J., Brown, B. J. 1995. Restoring Caribbean dry forests: evaluation of tree propagation techniques. *Restoration Ecology* 3: 86-94.
- Rendón-Carmona, H. 2002. Efecto del corte en la capacidad de rebrote de *Croton septemnerivus* McVaugh. (Euphorbiaceae) en un bosque tropical caducifolio. Tesis de Maestría. Universidad de Colima.
- Rendón-Carmona, H., Martínez-Yrizar, A., Balvanera, L. P. Pérez-Salicrup, D. 2009. Selective cutting of woody species in a Mexican tropical dry forest: Incompatibility between use and conservation. *Forest Ecology and Management* 257: 567–579.
- Rico-Gray, V., García-Franco, J. G. 1992. Vegetation and soil seed bank of successional stages in tropical lowland deciduous forest. *Journal of Vegetation Science* 3: 617-624.
- Rincón, E., Huante, P. 1993. Growth responses of tropical deciduous tree seedlings to contrasting light conditions. *Trees: Structure and Function* 7: 202-207.
- Rincón, E., Huante, P., Álvarez, M. 1999. Respuestas de plantas y ecosistemas al cambio climático: un enfoque ecofisiológico. *Revista de la Academia Mexicana de Ciencias* 50: 5-15.
- Roth, D., 1996. Regeneration dynamics in response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest of western Mexico. In: *MS Thesis*, Oregon State University, Corvallis, OR, p. 127.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa. México, D. F. 431 pp.
- Saulei, S. M., Swaine, M. D. 1988. Rain forest seed dynamics during succession at Gogol Papua New Guinea. *Journal of Ecology* 76: 1133-1152.

- Simpson, R. L., Leck, M. A., Parker, T. V. 1989. Seed banks: General concepts and methodological issues. In: Leck, M. A., Parker, T. V., Simpson, R. L. (Eds.) *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, London, pp. 1-8.
- Skoglund, J. 1992. The role of seed banks in vegetation dynamics and restoration of dry tropical ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 3: 357-360.
- Thiollay, J.M., 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Conservation Biology* 6: 47-63.
- Uhl, C., Barreto, P., Verissimo, A., Vidal, E., Amaral, P., Barros, A.C., Souza Jr., C., Johns, J., Gerwing, J. 1997. Natural resource management in the Brazilian Amazon. *Bioscience* 47: 160-168.
- Uhl, C., Buschbacher, R., Serrao, E.A.S. 1988. Abandoned pasture in eastern Amazonia. 1. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76: 663-681.
- Uhl, C., Clark, H., Clark, K. 1982. Succession patterns associated with slash-and-burn agriculture in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. *Biotropica* 14: 249-254.
- Uhl, C., Clark, K. 1983. Seed ecology of selected Amazon basin successional species. *Bot. Gaz.* 144: 419-425.
- Uhl, C., Clark, K., Clark, H. and Murphy, P. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. *Journal of Ecology* 69: 631-649.
- Uhl, C., Vieira, C.G. 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas region of the state of Para. *Biotropica* 21: 98-106.
- Vieira, D. L. M., Scariot, A. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forest for restoration. *Restoration Ecology* 14: 11-20.
- Wenny, D. G., 2000. Seed dispersal, seed predation, and seedling recruitment of a Neotropical montane tree. *Ecological Monographs* 70: 331-351.
- Williams-Linera, G. 1993. Soil seed banks in four low mountain forests of Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 9: 321-337.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. Third Edition. Prentice Hall. New Jersey.

CAPITULO 4

CAPACIDAD DE REBROTE EN ESPECIES LEÑOSAS DE BOSQUE TROPICAL CADUCIFOLIO SOMETIDAS A COSECHA Y EL PAPEL DE LAS PODAS EN EL MANEJO DEL REBROTE DE *Croton septemnerivus*.

1. Introducción

En el bosque tropical caducifolio (BTC) donde la regeneración por semillas está fuertemente limitada por la disponibilidad de agua, la regeneración por rebrote es considerada como el mecanismo de regeneración natural más importante, susceptible de activarse incluso por senescencia y muerte natural de algunas partes de las plantas (Blake, 1983; Fenner, 1985). El rebrote es una característica común que se presenta en numerosas especies en todos los biomas como respuesta al disturbio y se considera un mecanismo de persistencia que estabiliza a las poblaciones donde el disturbio puede causar un cuello de botella demográfico (Clarke *et al.* 2010). La capacidad de rebrote varía de una especie a otra y depende de las características biológicas de cada especie (tales como la forma de crecimiento, densidad de la madera, conductancia hidráulica, estrategias de ganancia de carbono o almacenamiento de reservas en tallos y raíces), de la intensidad, frecuencia y severidad del disturbio (Pickett y White, 1985; Clarke *et al.* 2010), así como también de la productividad del sitio (Bellingham y Sparrow, 2000). En áreas afectadas por disturbios naturales o antrópicos como el fuego (Stocker, 1981; Kauffman y Martin, 1990; Canadell *et al.* 1991; Kauffman, 1991; Rico-Gray y García-Franco, 1992; Sampaio y Salcedo, 1993; Hodgkinson, 1998; Miller y Kauffman 1998a; Miller y Kauffman, 1998b; Miller, 1999), o los huracanes (Putz y Brokaw, 1989; Bellingham *et al.* 1994; Zimmerman *et al.* 1994; Paciorek *et al.* 2000), el estudio del rebrote se destaca como el principal mecanismo de regeneración que confiere resiliencia a las áreas afectadas.

A diferencia de la regeneración por semillas, la regeneración por rebrote presenta una serie de ventajas para la supervivencia de las plantas que son dadas por un alto sistema radicular establecido en el suelo, que en ambientes secos puede alcanzar hasta el 34% de la biomasa total y es menos propenso a los disturbios con respecto a la parte aérea (Holbrook *et al.* 1995). Una de estas ventajas es que al mantenerse viva por más tiempo, la raíz tiene la capacidad de proveer al tronco remanente de agua y otros recursos que le permiten reactivar el crecimiento a partir de

meristemas o yemas localizados en los troncos remanentes o en las raíces (Deiller *et al.* 2003). Otra ventaja del rebrote es que al originarse de una planta con un sistema radicular ya establecido, el suministro constante de nutrientes a partir de las raíces permite a los tallos crecer más rápido que a las plántulas originadas de semillas (Miller, 1999; Khurana y Singh, 2001; Mostacedo *et al.* 2009). Estas ventajas tienen importantes implicaciones ecológicas ya que la capacidad de rebrote facilita la persistencia de las comunidades en el largo plazo y el rápido crecimiento de los rebrotes contribuye a la resiliencia de muchas especies después del corte (Lévesque *et al.* 2011).

Desde un punto de vista de la dinámica de las comunidades, la presencia del rebrote en especies de zonas secas puede reducir la mortalidad de plantas por efecto de un disturbio, influyendo así en los patrones de riqueza de especies en un sitio dado (Bond y Midgley, 2001; Kruger y Midgley, 2001). El rebrote causa que un individuo monopódico se convierta en policaulescente, aumentando con ello su densidad en cuanto al número de tallos. Al mantener su posición *in situ* por un tiempo mayor al de las especies que no rebrotan o que presentan regeneración preferentemente por la vía de las semillas, las especies que se regeneran por rebrote pueden incrementar su tamaño poblacional, de tal modo que en algunos casos, la comunidad puede llegar a estar dominada por este tipo de especies, tanto en la densidad, número de tallos, y dependiendo de la especie, en área basal y hasta en biomasa, afectando potencialmente la diversidad de la comunidad (Rendón-Carmona *et al.* 2009).

Desde el punto de vista del manejo, la creación de individuos policaulescentes mediante la regeneración por rebrote y la mayor persistencia *in situ* puede ser de mucha utilidad, dado que en muchos casos permite realizar cosechas periódicas de un mismo individuo sin ocasionarle la muerte (Sennerby-Forsse *et al.* 1992).

Debido a la persistencia del rebrote bajo diferentes condiciones de disturbio a lo largo de diferentes biomas, y a la resiliencia conferida a los ecosistemas, la capacidad de rebrote también ha sido estudiada con un enfoque aplicado en la generación de recursos como forraje para el ganado, madera o leña (Hardesty *et al.* 1988; Hardesty y Box, 1988; Kamo *et al.* 1990; Harrington y Fownes, 1993; Ngulube *et al.* 1993; Abbot y Lowore, 1999; Shackleton, 2000). En México, los estudios de la capacidad de regeneración de la vegetación por esta vía se han realizado principalmente en sitios de bosques tropicales que han sido perturbados por el desmonte y posterior quema (Rico-Gray y García-Franco, 1992; Miller y Kauffman, 1998a;

Miller y Kauffman, 1998b; Miller, 1999). También existen otras contribuciones tendientes al manejo de especies después del corte (Negreros-Castillo y Hall, 2000; Rendón-Carmona, 2002; Rendón-Carmona *et al.* 2009). Sin embargo, poco se conoce acerca de la dinámica de la recuperación de los rebrotes (crecimiento y supervivencia) en el largo plazo, y menos aún en áreas estacionalmente secas donde la regeneración natural está fuertemente ligada a la precipitación.

En la región de Chamela, Jalisco, el BTC es el tipo de vegetación más extenso (Bullock y Solís-Magallanes, 1990; Lott, 1993). Se caracteriza por su alta diversidad, por su dominancia de especies pertenecientes a la familia Fabaceae (leguminosas) y por presentar un alto número de especies de distribución limitada al estado de Jalisco –i.e., especies endémicas estrictas. La vegetación tiene un dosel cerrado de 7 a 12 m de altura con algunos árboles emergentes de mayor talla (hasta 20 m). Como un rasgo estructural especial, el bosque está formado de numerosos tallos delgados y un sotobosque bien desarrollado (Lott y Atkinson, 2002). En esta región, un grupo importante de especies de plantas leñosas están sujetas al corte selectivo de varas para uso hortícola, actividad que se ha intensificado en los últimos años. De acuerdo con los planes técnicos de manejo elaborados para el aprovechamiento de estas áreas, se asume que la regeneración de las poblaciones manejadas está asegurada por la capacidad de rebrote que presentan las especies cortadas, lo cual se complementa si se deja en pie el 20% de los individuos maduros para que favorezcan la regeneración sexual (Barrios, 1999; Lomelí, 1991; Hueso, 1996; Ortega, 1996). Sin embargo, estas decisiones de manejo no están sustentadas en estudios cuantitativos de campo que indiquen la intensidad de cosecha a la cual pueden someterse las especies, y tampoco de los efectos sobre la estructura y composición de la comunidad vegetal como respuesta al corte. Bajo las condiciones en las que se lleva a cabo el corte de varas se desconoce si esta actividad podría sostenerse en el largo plazo.

En un estudio previo efectuado en sitios autorizados para el aprovechamiento de varas en la región de Chamela, Rendón-Carmona (2002) reporta nueve especies leñosas aprovechadas mediante el corte de varas, con una intensidad de cosecha de hasta 1,910 individuos/ha en el primer corte. Los árboles cortados generalmente se encuentran en etapa reproductiva y a partir de cada uno de ellos se obtiene un tutor. La altura a la que se cortan los tallos oscila entre 7 y 150 centímetros y las varas obtenidas presentan un diámetro a la altura del pecho (a 1.3 m de altura, DAP) de 3.1 a 9 cm como máximo, y longitudes de 2 a 2.5 m. El mismo estudio muestra

que la intensidad de corte para la especie de mayor uso (*Croton septemnerivius*, McVaugh Euphorbiaceae) es del 89%. En ausencia del aprovechamiento de varas, los individuos de esta especie presentan por lo general un solo tronco principal; sin embargo, después del corte y en la primera temporada de lluvias se generan individuos con 16 rebrotes/tocón en promedio. Después de la primera estación seca, el número de rebrotes se reduce a ocho; mientras que en árboles con 12 años de haberse cortado, el número de rebrotes/tronco disminuye a tres, teniendo solamente el 30% de ellos tallas comerciales. El estudio concluye que a pesar de que el corte de los tallos induce un crecimiento arbustivo idóneo para la producción de varas útiles en la horticultura, el crecimiento de los rebrotes es lento, lo que sugiere que el ciclo entre cortes debe ser mayor que 12 años. La constante demanda de tutores para la horticultura y el lento crecimiento de la especie de mayor uso obliga a que nuevos sitios de BTC sean incorporados a este tipo de manejo forestal. Por la historia de colonización de esta región ocurrida a mediados del siglo pasado, algunas de las áreas sujetas al corte selectivo presentan poco impacto por las actividades humanas, lo cual resalta aún más la urgente necesidad de establecer prácticas de manejo sostenibles.

1.3. Preguntas y objetivos de la investigación

Con la finalidad de aportar elementos para el manejo sostenible de un grupo de especies leñosas del BTC usadas para el abastecimiento de varas desde mediados del siglo pasado, en el presente estudio se establecieron las siguientes preguntas de investigación:

1. ¿Cuáles son las especies utilizadas para el corte de varas y con qué intensidad son extraídas?
2. ¿Cuál es la capacidad de rebrote que tienen las especies después de un año de haberse cortado?
3. ¿Es posible promover un mayor crecimiento y supervivencia de rebrotes y tocones de *Croton septemnerivius* a través de podas controladas de los rebrotes y en qué medida esta práctica constituye una herramienta útil para el manejo de esta especie?

Los objetivos particulares que se plantearon fueron los siguientes:

1. Describir el proceso extractivo de varas para uso hortícola en áreas de BTC sujetas al corte selectivo en el año 2003.
2. Evaluar la capacidad de rebrote que presentan las especies proveedoras de varas en el corto plazo (un año después del corte).
3. Para la especie de mayor demanda por la calidad de su madera (*C. septemnervius*), evaluar en el mediano plazo (5 años) el efecto de podas controladas de rebrotes como una herramienta de manejo en el BTC.

Como premisa de investigación se espera que bajo un esquema de corte selectivo solamente se corten los individuos que cumplan con las características de altura y diámetro para la obtención de las varas, quedando en pie individuos jóvenes que no alcancen tallas comerciales para que eventualmente reemplacen a los individuos cortados. Asimismo, se espera que todas las especies sujetas al corte selectivo presenten capacidad para rebrotar y que en *C. septemnervius*, las podas de los rebrotes practicadas a mayor intensidad fomenten una mayor supervivencia de tocones, una mayor supervivencia y crecimiento de rebrotes, con respecto a tocones no podados.

2. Métodos

2.1. Área de estudio

El estudio se desarrolló en el ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco, ubicado en la Costa del Pacífico Mexicano a 50 km al noroeste de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala (19° 30' N y 105° 03' O). Específicamente, la investigación se llevó a cabo en una área con BTC cercada que fue sometida al corte selectivo de varas por primera vez en febrero del 2003 (El Toro, 19°49'45.72"N, 105°15'28.44"O, Figura 1). El sitio cuenta con una superficie aproximada de 30 hectáreas y sirve como zona de pastoreo estacional a aproximadamente 40 cabezas de ganado bovino durante la temporada seca del año. La extracción de la madera se llevó a cabo por cortadores de vara ("vareros") procedentes del estado de Sinaloa y contratados por intermediarios que operan en la región. El corte se realizó con machete en los meses de enero y febrero, aunque la apertura de caminos para el transporte

de la madera se hizo con hacha y motosierra.

En el ejido no existen estudios detallados acerca de su vegetación, flora y fauna; sin embargo, un estudio previo indica que el BTC es el tipo de vegetación dominante en la mayor parte de su territorio (aproximadamente 15,000 ha), y que existen amplias zonas destinadas al cultivo de hortalizas y frutales como chile, tomate, calabaza, papaya, mango y tamarindo, así como franjas muy pequeñas de selva mediana localizadas a lo largo de cañadas y tierras bajas. También se reporta hacia la zona de playa la presencia de algunos manchones de mangle en el estero Xola-Paramán (Rendón-Carmona, 2002). La vegetación del ejido es una continuación del BTC presente en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala para la cual se han registrado 1,149 especies de plantas vasculares distribuidas en 555 géneros y 125 familias. Como en casi todas las selvas secas del neotrópico, la familia Fabaceae es la más diversa en especies y se estima que el 10% de esta flora es endémica de Jalisco y Colima (Lott y Atkinson 2002). La altura media del dosel es de 7 m con algunos árboles emergentes que llegan a medir 15 metros de altura (Martínez-Yrizar *et al.* 1992). El clima es cálido y marcadamente estacional, con un periodo seco de 6 a 8 meses (noviembre-junio). La precipitación promedio es de 788 mm (para el periodo 1983-2009), siendo septiembre el mes de mayor lluvia (26.7% del total anual promedio), mientras que la temperatura promedio es de 22.1 °C (M. Maass, comunicación personal).

Otra característica importante del clima de la región, además del patrón de precipitación marcadamente estacional, es que la cantidad total de lluvia es altamente variable entre años (Figura 2). Generalmente los suelos son jóvenes, superficiales (0.5-1 m de profundidad) y pobremente estructurados. Predominan los suelos areno-arcillosos y rocoso en el horizonte superficial. Tienen bajo contenido de materia orgánica y nutrientes (Maass *et al.* 1988).

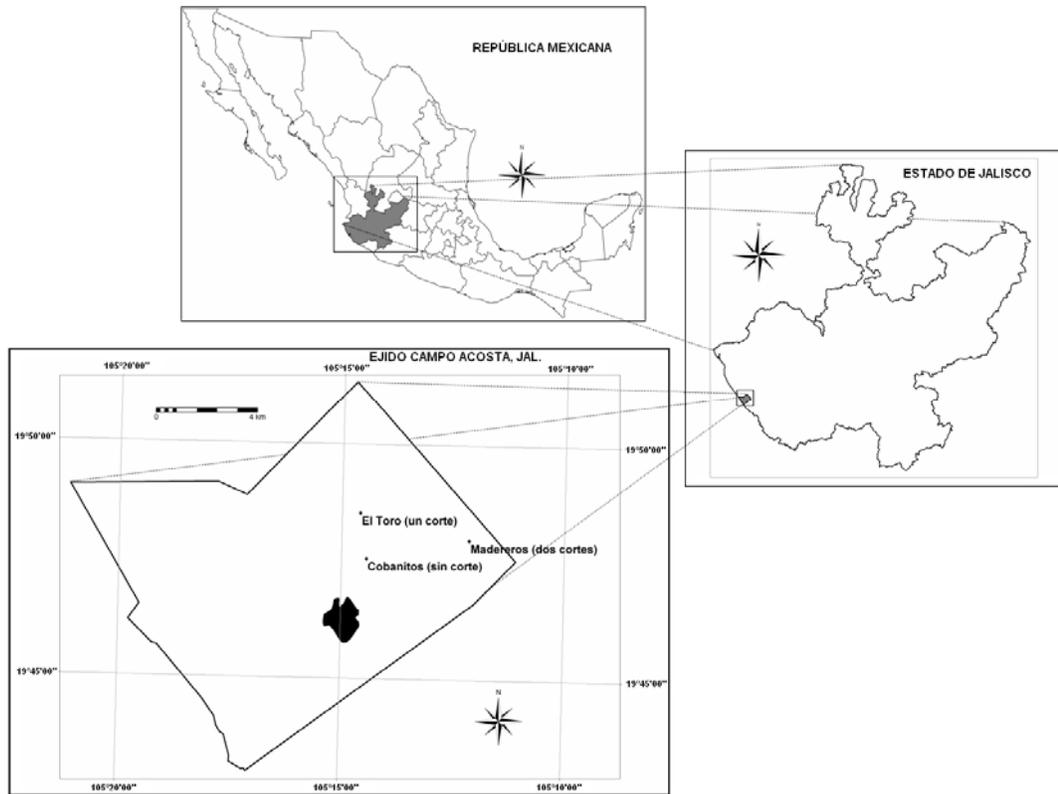


Figura 1. Localización geográfica del sitio de estudio. El polígono en el recuadro inferior indica las coordenadas, forma y tamaño del ejido Campo Acosta, en el Municipio de Tomatlán, Jalisco, en el cual se indica la ubicación del área con un corte (El Toro) usada para evaluar el experimento de podas controladas en *Croton septemnerivius*.

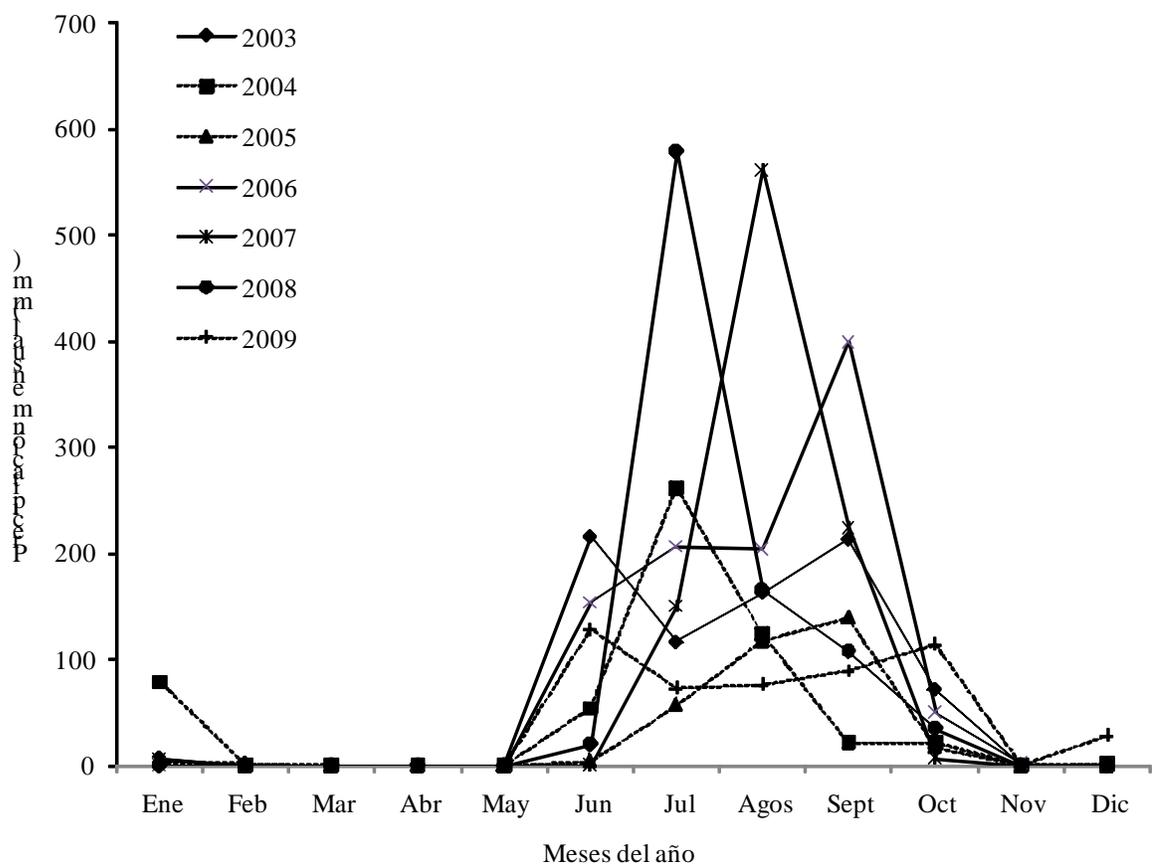


Figura 2. Precipitación mensual (mm) registrada para el periodo de estudio (2003-2009) en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala. Datos proporcionados por el Proyecto Cuencas del Sitio Chamela de la Red Mex-LTER. En línea punteada se representan los años secos (2004, 2005 y 2009).

2.2. Diseño experimental

2.2.1. Descripción del proceso extractivo y evaluación de la capacidad de rebrote en las especies cortadas.

Al interior del área que comprende el tratamiento de un corte (la cortada en el año 2003), se establecieron tres parcelas consideradas como réplicas de 0.1 ha cada una, las cuales fueron cercadas con alambre de púas para excluirlas del pastoreo por ganado vacuno. Para describir el proceso extractivo de varas y evaluar la capacidad de rebrote en las especies cortadas, en cada réplica se establecieron 10 transectos paralelos de 50 m de largo por 2 m de

ancho, separados a una distancia de 10 m cada uno. Para todos los individuos cortados un año atrás o que mostraban evidencias del corte (presencia de un tocón) registrados en los transectos se tomaron siete variables: 1) nombre de la especie, 2) la altura de los tocones o altura de corte (cm), 3) el diámetro basal del tocón (cm) medido entre 1 y 5 cm del suelo, 4) el número de rebrotes vivos, 5) el diámetro basal de cada uno de los rebrotes vivos (mm), 6) la altura de los rebrotes vivos (cm) y 7) el número de tocones muertos por especie. Esta última variable fue tomada con apoyo de jornaleros con experiencia en el corte de varas.

2.2.2. Experimento de podas controladas

Para evaluar en qué medida la capacidad natural de rebrote y podas controladas de los rebrotes pueden garantizar una regeneración exitosa en *C. septemnervius* que ayude al manejo de esta especie, se estableció un experimento *in situ* para evaluar el efecto de tres niveles de poda de los rebrotes en una muestra de 180 tocones (60 tocones por nivel de poda): 1) sin poda - de aquí en adelante referido como testigo-, 2) poda del 50% y 3) poda del 75% de los rebrotes por tocón. Debido a que el número de rebrotes por tocón es muy variable entre los tocones (1 a 53 rebrotes/tocón), los tocones se clasificaron en cuatro categorías según el número de rebrotes que presentaban: 1) Tocones con 6 a 10 rebrotes, 2) Tocones con 11 a 15 rebrotes, 3) Tocones con 16 a 20 rebrotes y 4) Tocones con 21 a 30 rebrotes. Cada nivel de poda (0%, 50% y 75% de los rebrotes) se aplicó a una muestra de 15 tocones de cada una de estas categorías (Cuadro 1). Un análisis de varianza indicó que las diferencias en diámetro del tocón y la altura de corte no fueron estadísticamente significativas entre las cuatro categorías de tocón.

Los rebrotes se cortaron con tijeras de podar, eliminando los más pequeños en diámetro y altura o los que tenían un crecimiento deforme, pero tratando siempre que la distribución de los rebrotes remanentes fuera lo más uniforme posible sobre la periferia del tocón. En aquellos casos donde el número de rebrotes a cortar no alcanzó un valor entero (por ejemplo, nivel de poda al 50% en tocones con 9 rebrotes = 4.5 rebrotes), el número de rebrotes a podar se redondeó a la unidad inmediata superior. De este modo, en el tratamiento de poda al 50%, el porcentaje de rebrotes cortados fluctuó entre 43 y 50%, y entre el 67 y 78% en el tratamiento de poda al 75%.

Cuadro 1. Número de rebrotes/tocón, diámetro y altura de corte promedio de los tocones por categoría de densidad de rebrotes, de los tocones asignados a tres tratamientos de podas controladas para el manejo de *C. septemnervius*. N = 15 tocones/nivel de poda/densidad de rebrotes. D.E. = desviación estándar.

Nivel de poda	Categorías de tocones	No. de rebrotes/tocón		Diámetro de tocones (cm)		Altura de corte (cm)		No. de rebrotes por categoría
		Prom.	D.E.	Prom.	D.E.	Prom.	D.E.	
Sin poda	C1: Con 6-10 reb.	8.40	1.30	5.00	1.16	15.27	8.68	126
	C2: Con 11-15 reb.	12.18	1.57	4.93	1.35	22.27	13.54	192
	C3: Con 16-20 reb.	18.20	1.32	5.45	1.62	20.00	6.81	273
	C4: Con 21-30 reb.	24.40	2.13	5.74	1.60	20.67	8.89	366
Con poda al 50%	C1: Con 6-10 reb.	8.07	1.33	4.77	1.25	14.13	7.35	62
	C2: Con 11-15 reb.	12.33	1.59	5.33	1.27	17.53	8.88	99
	C3: Con 16-20 reb.	17.67	1.59	5.48	1.09	19.40	6.65	135
	C4: Con 21-30 reb.	24.20	3.08	5.92	0.71	22.00	17.10	185
Con poda al 75%	C1: Con 6-10 reb.	9.13	0.92	5.26	1.28	15.20	4.97	37
	C2: Con 11-15 reb.	13.73	1.71	5.44	1.21	22.47	17.85	54
	C3: Con 16-20 reb.	18.87	2.13	5.85	1.22	16.80	7.16	73
	C4: Con 21-30 reb.	24.60	2.82	5.66	1.42	20.33	11.52	93

Una vez que se realizaron las podas, el estudio inició con un total de 1695 rebrotes los cuales fueron marcados individualmente con etiquetas de aluminio. A cada uno se les midió el diámetro basal (mm) con un vernier digital y la altura (cm) con una cinta métrica. Esta evaluación se realizó en enero del 2004 -un año posterior al corte de vara en el sitio- la cual se consideró como la medición inicial (t_0). A partir de entonces y durante 5 años consecutivos (enero 2005, enero 2006, enero 2007, marzo 2008 y febrero 2009), se registró el diámetro y la altura de cada uno de los rebrotes marcados que permanecían vivos, como variables indicadoras de crecimiento. Asimismo, en cada evaluación se contó el número de rebrotes y tocones vivos. Todos los rebrotes nuevos que aparecieron en los años siguientes fueron podados.

2.3. Análisis estadísticos

Como parte de la descripción del proceso extractivo de varas se calculó el porcentaje de corte por especie (número de árboles cortados de cada especie del total de árboles cortados), se hizo un histograma de frecuencias de tocones de acuerdo al diámetro de los tocones y a la altura de corte. También se estimó el porcentaje de mortalidad de tocones por especie a un año de

haberse realizado la cosecha de las varas en el sitio de estudio.

Para comparar la capacidad de rebrote entre las especies (respuesta al corte), se aplicó un análisis de varianza considerando el número de rebrotes por individuo (tocón), el diámetro basal promedio y la altura promedio de los rebrotes de los individuos cortados. Este análisis fue realizado para las siete especies que estuvieron representadas en el muestreo con un mínimo de tres tocones. Mediante un análisis de regresión lineal simple (Sokal y Rohlf, 1981), para las especies que tuvieron más de cuatro tocones se evaluó la relación del diámetro y la altura del tocón con el número de rebrotes producidos después del corte. Para las dos especies con mayor intensidad de cosecha (*Croton septemnerivus* y *Lonchocarpus* sp.) se elaboró un histograma de frecuencias de tocones de acuerdo al diámetro de los árboles cortados y a la altura de corte. También se elaboró un histograma de frecuencias del número promedio de rebrotes de acuerdo a las dos variables anteriores (diámetro de los árboles cortados y la altura de corte).

Para evaluar el efecto del nivel de poda, la densidad original de rebrotes por tocón y sus interacciones se realizó un análisis de varianza con medidas repetidas, donde las variables dependientes indicadoras de crecimiento fueron el diámetro y la altura de los rebrotes (Von Ende, 2001). El nivel de poda y la densidad de rebrotes son los factores entre grupos (“between subjects”), mientras que el tiempo de medición fue el factor intra grupos (“within subjects”). Este análisis se efectuó para los 224 rebrotes que sobrevivieron del 2004 al 2009, considerando a cada uno de ellos como réplicas.

La tercera variable de interés sobre la cual se basó la evaluación del efecto de las podas y de la categoría de tocones fue el número de rebrotes vivos a lo largo del tiempo. En este caso, para cada año, nivel de poda y categoría de tocones, se calculó el porcentaje de supervivencia de los rebrotes dividiendo el número de rebrotes vivos/tocón entre el número inicial de rebrotes/tocón. Para observar los incrementos en tamaño de los 224 rebrotes que sobrevivieron a lo largo de todo el periodo de estudio (5 años), para cada año se elaboraron histogramas de frecuencia del diámetro basal y la altura de los rebrotes. Para identificar las tallas que tenían los rebrotes que morían de un año a otro, se calculó el diámetro y la altura promedio, la desviación estándar y el valor mínimo y máximo de los rebrotes muertos por año (del 2005 al 2009). Este mismo análisis también se hizo para los rebrotes vivos. Los cálculos realizados para cada año estuvieron basados en el diámetro y la altura que los rebrotes muertos y vivos tuvieron en el año inmediatamente anterior. Para comparar el diámetro y altura promedio de los rebrotes vivos con

respecto a los muertos se realizó una prueba de t pareada (Sokal y Rohlf, 1981).

La cuarta variable de interés fue la supervivencia de tocones, la cual fue obtenida dividiendo el número de tocones vivos de cada año, entre el número inicial de tocones de cada tratamiento de poda. Adicionalmente, mediante una regresión logística (Sokal y Rohlf, 1981) se evaluó si la mortalidad de tocones estaba relacionada con el diámetro basal del tocón, con la altura de corte y con el número de rebrotes. Para identificar las tallas en diámetro basal que tenían los tocones muertos y sobrevivientes, en los años 2005, 2006, 2007, 2008 y 2009 se calculó el diámetro promedio del tocón, la desviación estándar y el valor mínimo y máximo. Por último, se efectuó una prueba de t pareada (Sokal y Rohlf, 1981) comparando el diámetro promedio de los tocones muertos de cada año con respecto al de los tocones vivos. Todas las comparaciones se realizaron con el programa Systat versión 11.0.

3. Resultados

3.1. Proceso extractivo de varas y especies aprovechadas

En los 30 transectos se encontraron 297 árboles que fueron cortados (todos de un solo fuste) para la obtención de varas, los cuales pertenecían a nueve especies leñosas del BTC (Cuadro 2). De acuerdo con este número de tocones encontrados en el área total censada (0.3 ha), se estima que la extracción total por hectárea es de 990 individuos. Sumando la densidad arbórea registrada en el censo de la vegetación efectuado en el 2004 (2,537 individuos/ha de todas las especies de la comunidad, ver Capítulo 2), con el número de individuos cortados/ha (990), la densidad arbórea antes del corte era de 3,527 individuos/ha. Esto indica que a nivel de comunidad se extrajo el 28% del total de los individuos arbóreos.

De las nueve especies aprovechadas, la especie con mayor frecuencia de corte fue la canelilla o vara blanca (*Croton septemnerivius*), alcanzando un 76% con respecto al total de individuos cortados (Cuadro 2). La segunda especie con mayor porcentaje de corte fue *Lonchocarpus* sp., con un 14%, mientras que *Randia* sp. y *Piranhea mexicana* ocuparon la tercera posición con 3% cada una. El resto de las especies fueron cortadas con menor intensidad, alcanzando un porcentaje del 1% de la extracción total. Asimismo, a partir del número de tocones muertos encontrados en los transectos a un año de haber sido cortados, para

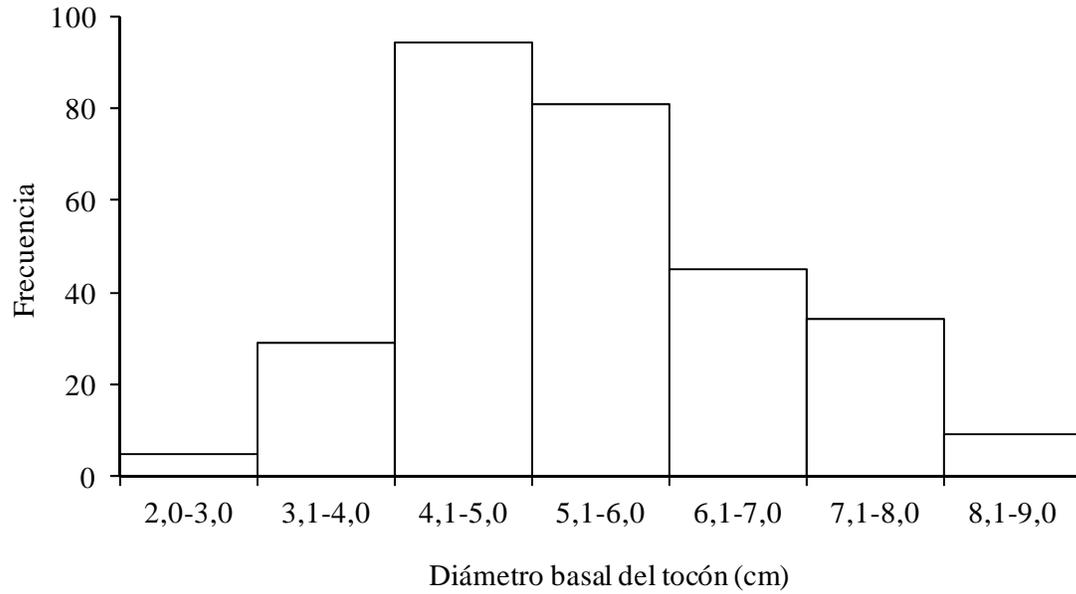
la canelilla se estimó un porcentaje de mortalidad del 20%, del 2% para *Lonchocarpus* y del 13% en *P. mexicana*.

Cuadro 2. Especies proveedoras de varas, densidad total antes del corte (individuos/ha), número total de árboles cortados, porcentaje de extracción (con base en el total de individuos cortados), número de tocones vivos y muertos para cada especie a un año del corte (2004), en el BTC del Ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco, México. Area total censada 0.3 ha.

Espece	Nombre común	Familia	Densidad antes del corte (total)	No. de árboles cortados	% de extracción	No.de tocones vivos	No.de tocones muertos
<i>Croton septemnerivus</i>	Canelilla, vara blanca	Euphorbiaceae	441	225	76	181	44
<i>Lonchocarpus sp.</i>	Botoncillo	Fabaceae	62	42	14	41	1
<i>Randia sp.</i>	Crucecilla	Rubiaceae	30	9	3	9	0
<i>Piranhea mexicana</i>	Guayabillo	Euphorbiaceae	28	8	3	7	1
<i>Cordia elaeagnoides</i>	Barcino	Boraginaceae	13	4	1	4	0
<i>Caesalpinia eriostachys</i>	Iguanero	Fabaceae	29	3	1	3	0
<i>Ruprechtia fusca</i>		Polygonaceae	8	3	1	3	0
<i>Caesalpinia platyloba</i>	Frijolillo, Coral, o Catizpa,	Fabaceae	6	2	1	2	0
<i>Casearia dolychophylla</i>	Cuatalaca	Flacourtiaceae	5	1	0	1	0
Totales			622	297	100%	251	46

Como se observa en la Figura 3a, el diámetro basal que tenían los árboles al momento de ser cortados se encuentra entre 2.0 y 9.0 cm, pero el diámetro de mayor extracción se encuentra entre 4.1 y 6.0 cm, que concentra aproximadamente el 60% de los tocones. Asimismo, la altura a la cual los árboles son cortados oscila entre 1 y 125 centímetros (Figura 3b); sin embargo, la altura de corte más frecuente se ubica entre 6 y 30 centímetros, donde se concentra el 79% de los tocones.

a)



b)

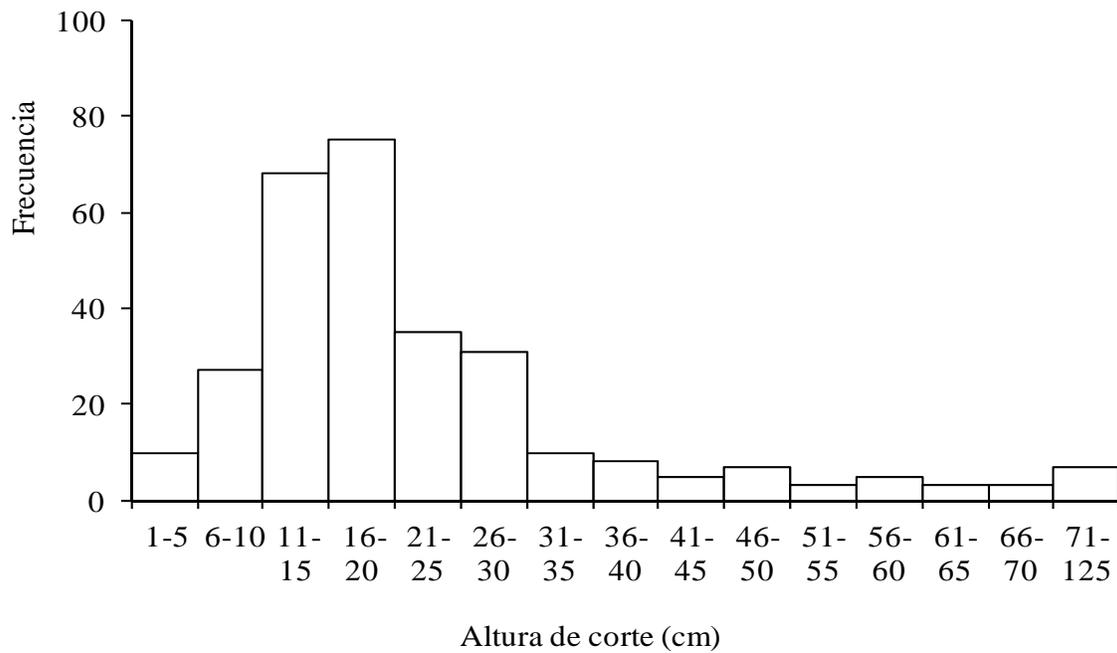


Figura 3. Distribución de tamaños de los tocones de acuerdo con: a) el diámetro basal (cm) y, b) la altura de corte (cm) en las nueve especies leñosas de bosque tropical caducifolio proveedoras de varas en el Ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco. Área total muestreada: 0.3 ha. N = 297 tocones.

3.2. Capacidad de rebrote de las especies del BTC un año después del corte del tronco principal.

Todas las especies que fueron cortadas en el 2003 para la obtención de varas tienen habilidad para formar rebrotes como respuesta al corte (Cuadro 3). En las siete especies analizadas (excluyendo a las dos especies con menos de tres individuos cortados) se encontraron diferencias significativas en el número de rebrotes/tocón, en el diámetro basal y en la altura de los rebrotes. En cuanto al número de rebrotes promedio, la especie con la mayor densidad fue *P. mexicana* con alrededor de 21 rebrotes/tocón, mientras que en crecimiento, los rebrotes de *C. elaeagnoides* fueron los que presentaron en promedio la mayor altura y diámetro basal.

Cuadro 3. Número de rebrotes por tocón, diámetro basal y altura de los rebrotes en siete especies leñosas de bosque tropical caducifolio proveedoras de varas en el Ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco. Valores promedio (Prom.) \pm 1 Error Estandar (E. E.). Letras diferentes en la misma columna indican diferencias significativas entre especies ($P < 0.05$).

Especie	Número de tocones	Número de rebrotes		Diámetro basal (mm)		Altura de rebrotes (cm)	
		Prom.	E.E.	Prom.	E.E.	Prom.	E.E.
<i>C. septemnerivius</i>	181	15.06 ^{ab}	0.638	2.83 ^c	0.078	35.74 ^{bc}	1.321
<i>Lonchocarpus</i> sp.	41	10.46 ^{ab}	0.586	5.32 ^b	0.304	64.39 ^{ab}	4.452
<i>Randia</i> sp.	9	14.44 ^{ab}	3.424	3.16 ^{bc}	0.263	29.44 ^c	3.855
<i>P. mexicana</i>	7	21.57 ^a	5.213	3.82 ^{bc}	0.420	37.00 ^{bc}	5.756
<i>C. elaeagnoides</i>	4	6.00 ^b	0.912	7.62 ^a	1.080	84.25 ^a	17.570
<i>C. eriostachys</i>	3	15.00 ^{ab}	1.527	2.73 ^c	0.448	35.66 ^{bc}	7.218
<i>R. fusca</i>	3	11.66 ^{ab}	2.403	3.60 ^{bc}	0.602	39.33 ^{bc}	8.666
		F = 3.4815		F = 29.804		F = 15.146	
		P = 0.0026		P = 0.0001		P = 0.0001	

En cuanto a la relación entre el número de rebrotes producidos por tocón con el diámetro de los tocones, solamente en *C. septemnerivius* esta relación fue estadísticamente significativa (Figura 4), aunque el diámetro de los tocones explica tan solo el 3.9% (R^2) de la variación total en el número de rebrotes producidos en esta especie. De manera similar, la relación entre el

número de rebrotes producidos por tocón con la altura de corte solo fue estadísticamente significativa en *C. septemnervius*, aunque el valor de la R^2 también es bajo (4.0%). En el resto de las especies la relación entre el número de rebrotes con la altura de corte no es significativa (Figura 5). Asimismo, después de un año del corte, para *C. septemnervius* y *Lonchocarpus* sp. - las dos especies que presentan el mayor porcentaje de cosecha en el ejido Campo Acosta-, el análisis de distribución de frecuencias también muestra una baja relación entre el diámetro de los árboles al momento de la cosecha y de la altura de corte con el número de rebrotes formados por tocón (Figura 6).

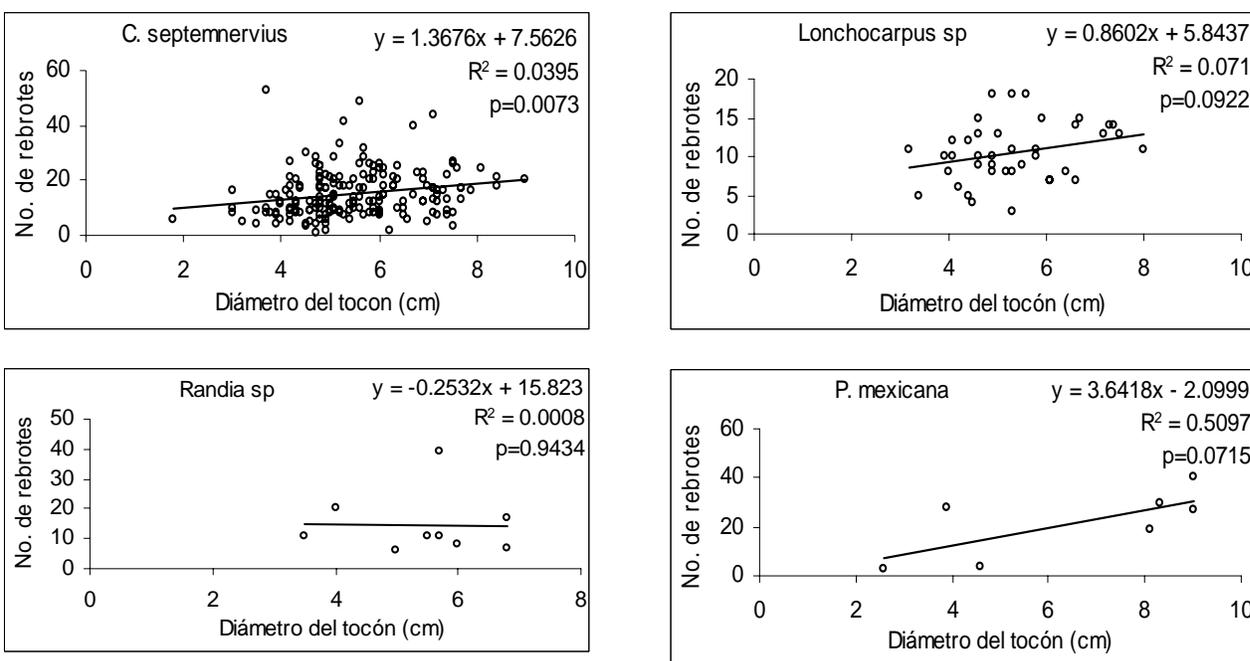


Figura 4. Relación entre el número de rebrotes con el diámetro del tocón en cuatro especies leñosas de bosque tropical caducifolio sujetas al corte selectivo de varas para uso hortícola en el Ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco.

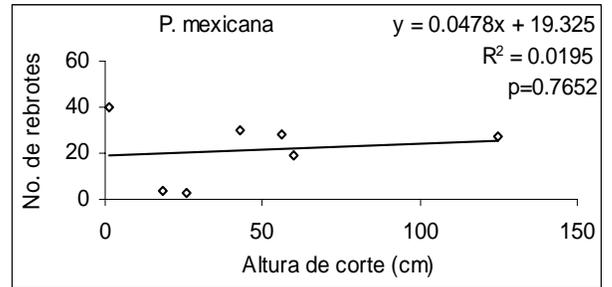
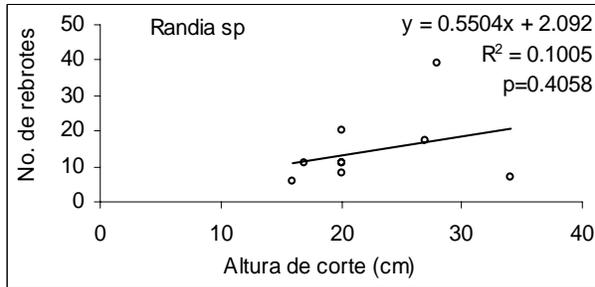
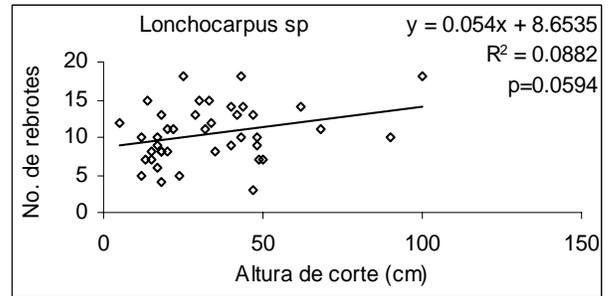
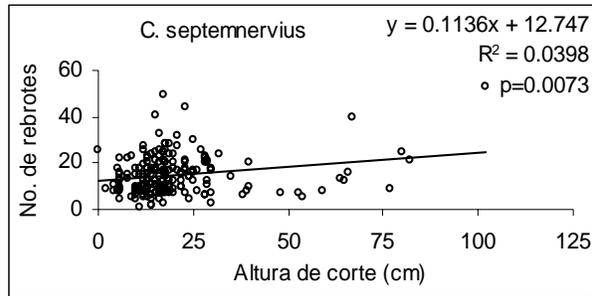


Figura 5. Relación entre el número de rebrotes con la altura de corte en cuatro especies leñosas de bosque tropical caducifolio sujetas al corte selectivo de varas para uso hortícola en el Ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco.

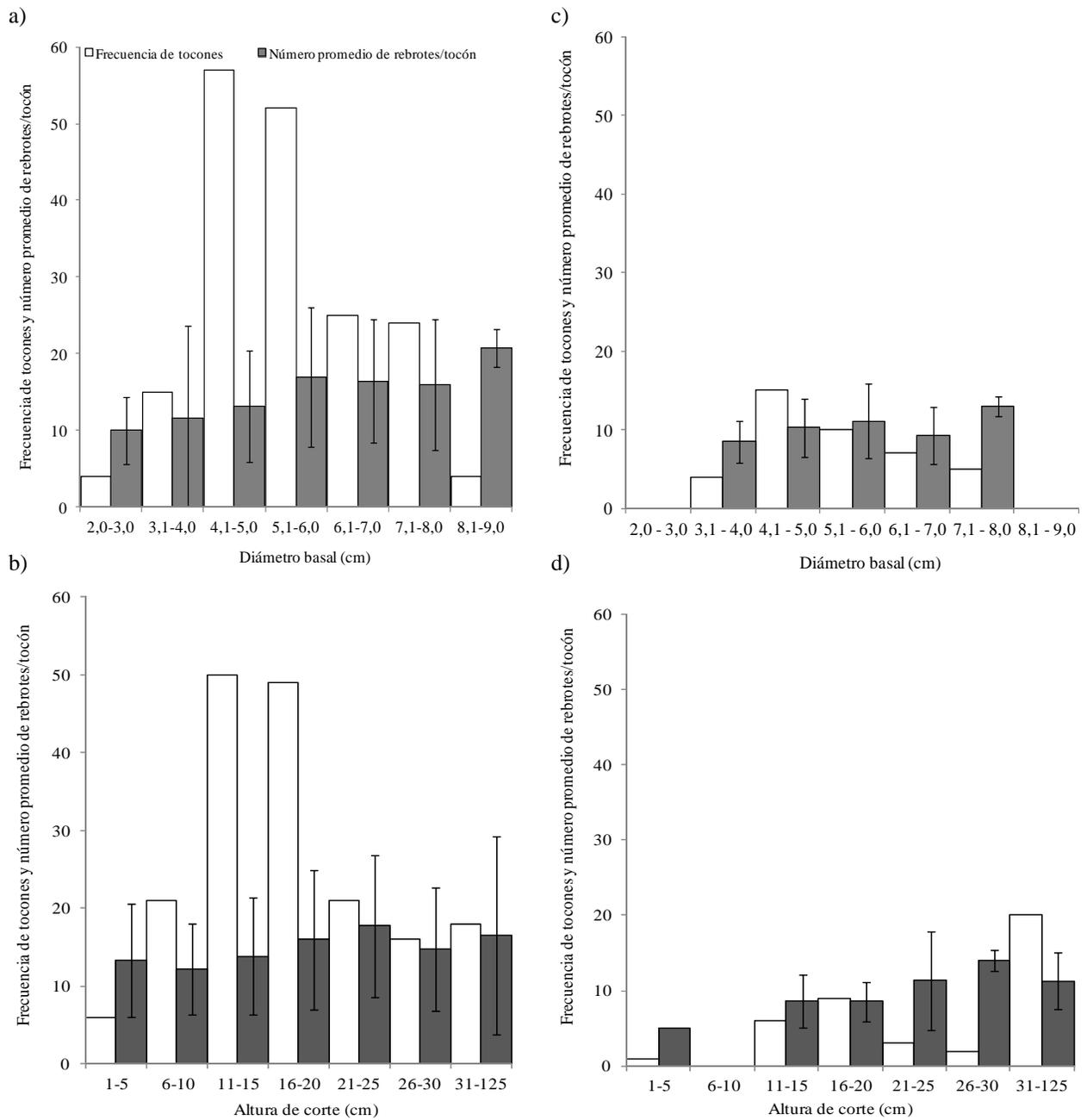


Figura 6. Histograma de frecuencias de tocones de acuerdo al diámetro de los árboles cortados y a la altura de corte para las dos especies con mayor porcentaje de extracción en el BTC del Ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco: a y b) *C. septemnerivus*; c y d) *Lonchocarpus* sp. Las cuatro figuras representan en el eje y la frecuencia de tocones de acuerdo al número de rebrotes producidos/tocón y la frecuencia de tocones de acuerdo al número promedio de rebrotes/tocón, mientras que en el eje x se representa el diámetro basal de los tocones (Figuras a y c) y la altura de corte (Figuras b y d). La línea vertical en cada barra indica la desviación estandar.

3.3. Manejo del rebrote en *C. septemnerivus* mediante podas controladas

3.3.1. Efectos del nivel de poda y la categoría de tocones sobre el diámetro de los rebrotes

De acuerdo con los resultados del ANOVA con medidas repetidas para probar el efecto del nivel de poda y las categorías de tocón sobre el diámetro de los rebrotes, se encontró que a nivel de tratamientos (factor entre grupos) únicamente la intensidad de poda tiene un efecto significativo sobre el diámetro de los rebrotes ($P=0.003$; Cuadro 4a). Asimismo, se observa que a lo largo del tiempo, el nivel de poda ($P=0.023$) y la categoría de tocones ($P<0.001$) tienen de manera independiente un efecto significativo sobre esta variable (Cuadro 4b).

Tabla 4. Análisis de varianza con medidas repetidas para probar el efecto del nivel de poda, categoría de tocón y tiempo sobre el diámetro basal de los rebrotes.

Fuente	DF	MS	F	P		
a) Entre-grupos (Between-subjects)						
Nivel de poda	2	397.497	5.961	0.003		
Categoría de tocones	3	90.027	1.350	0.259		
Nivel de poda x Categoría de tocones	6	57.434	0.861	0.524		
Error	212	66.682				
Fuente	DF	MS	F	P	Adj p G-G	H-F
b) Intra-grupos (Within-subjects)						
Tiempo	5	788.194	248.768	<0.001	0.000	0.000
Tiempo x Nivel de poda	10	6.604	2.084	0.023	0.109	0.106
Tiempo x Categoría de tocones	15	8.806	2.779	<0.001	0.027	0.024
Tiempo x Nivel de poda x Categoría de tocones	30	2.315	0.731	0.855	0.666	0.673
Error	1060	3.168				

Los cambios en el diámetro de los rebrotes en función del nivel de poda a través del tiempo pueden observarse en la Figura 7a, donde se muestra que del 2004 al 2009 el incremento del diámetro de los rebrotes fue lento, siendo tan sólo de 6.7, 6.4 y 7.9 mm para el tratamiento de poda al 0%, 50% y 75%, respectivamente. En todos los años existe la tendencia a un mayor crecimiento en el tratamiento de poda al 75%.

Con respecto a los cambios en el diámetro de los rebrotes en función de la categoría de tocones, en la Figura 8a, b y c se observa que en la mayoría de los años, los rebrotes de la categoría C1 de todos los tratamientos de poda tuvieron un mayor incremento con respecto a los rebrotes de las categorías de tocón C2, C3 y C4, con mayor densidad de rebrotes.

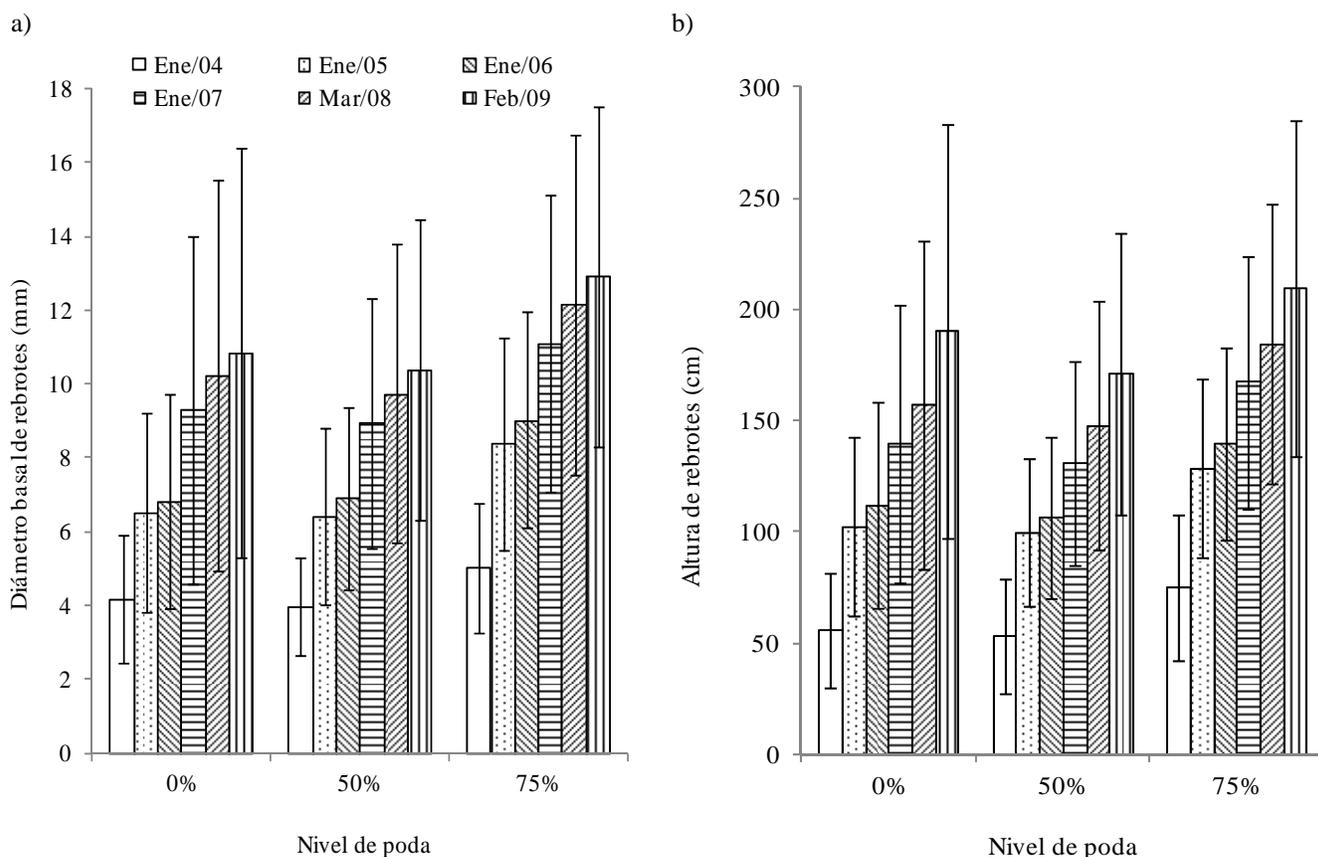


Figura 7. Diámetro basal promedio (a) y altura promedio de los rebrotes (b) de *C. septemnervius* de acuerdo con el nivel de poda en el periodo 2004 al 2009 en el Ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco. La línea vertical en cada barra indica la desviación estandar.

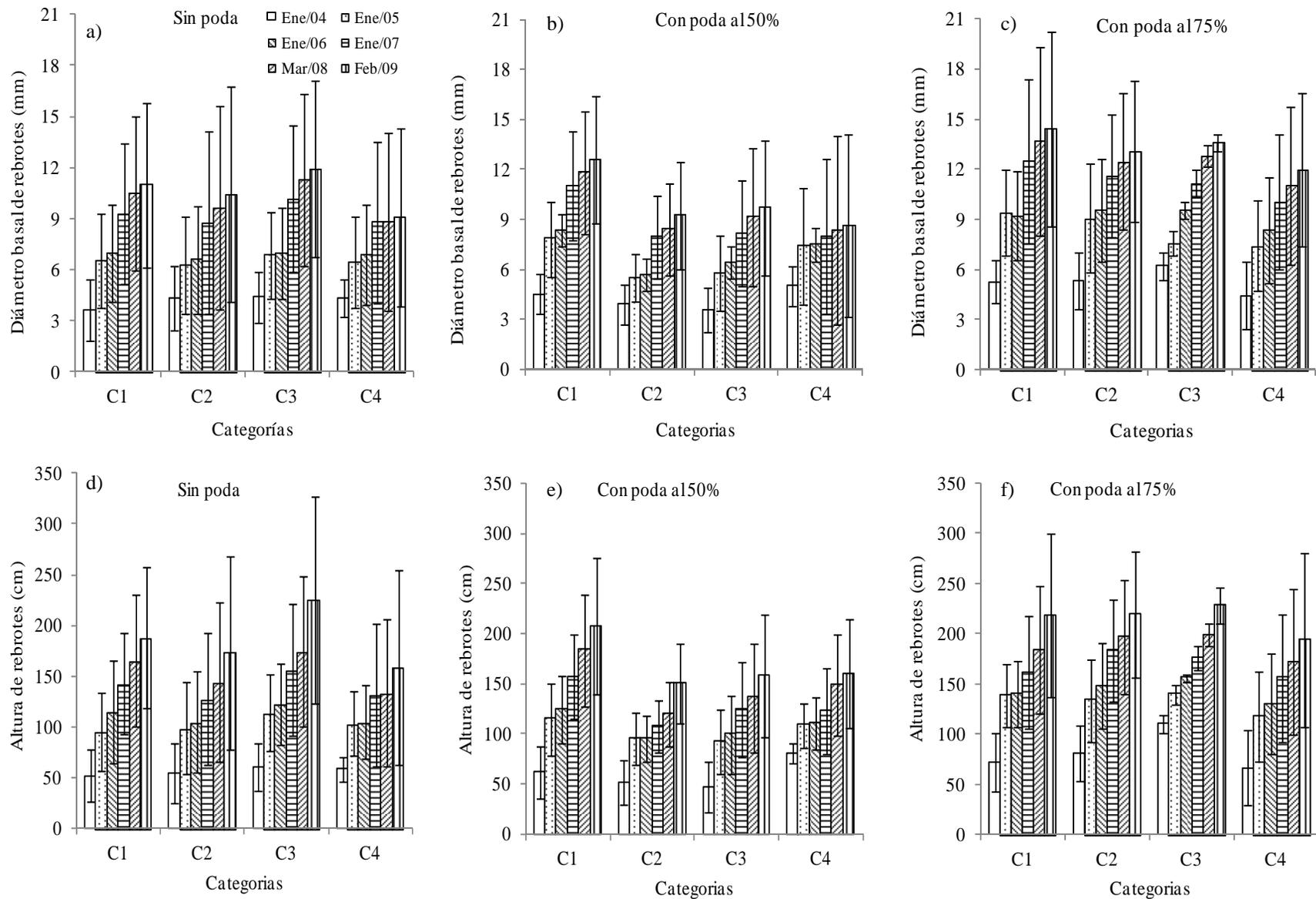


Figura 8. Diámetro basal (a, b y c) y altura de rebrotes (d, e y f) en *C. septemnervius* de acuerdo a la categoría de tocones en los tratamiento sin poda, con poda al 50% y con poda al 75%, del 2004 al 2009 en el Ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco.

3.1.2. Efectos del nivel de poda y la categoría de tocones sobre la altura de los rebrotes

De acuerdo con los resultados del ANOVA con medidas repetidas para probar el efecto del nivel de poda y la categoría de tocón sobre la altura de los rebrotes, se encontró que a nivel de tratamientos (factor entre grupos), el nivel de poda también tiene un efecto significativo sobre la altura de los rebrotes ($P=0.002$; Cuadro 5a). En cuanto al factor intra grupos (Cuadro 5b), se muestra que a lo largo del tiempo la categoría de tocones tiene un efecto significativo sobre esta variable ($P=0.034$). Asimismo se indica que a lo largo del tiempo, existe un efecto significativo del nivel de poda sobre la altura de los rebrotes, pero que dicho efecto es modificado por el efecto de la categoría de tocones y viceversa ($P=0.043$).

Cuadro 5. Análisis de varianza con medidas repetidas para probar el efecto del nivel de poda, la categoría del tocón y el tiempo sobre la altura de los rebrotes.

Fuente	DF	MS	F	P		
Entre sujetos (Between subjects)						
Nivel de poda	2	88346.110	6.220	0.002		
Categoría de tocones	3	12716.554	0.895	0.444		
Nivel de poda x Categoría de tocones	6	19910.445	1.402	0.215		
Error	212	14203.105				
Fuente	DF	MS	F	P	Adj p G-G	H-F
b) Intra-sujetos (Within-subjects)						
Tiempo	5	230421.083	295.864	<0.000	0.000	0.000
Tiempo x Nivel de poda	10	829.205	1.065	0.387	0.368	0.370
Tiempo x Categoría de tocones	15	1381.639	1.774	0.034	0.118	0.114
Tiempo x Nivel de poda x Categoría de tocones	30	1163.630	1.494	0.043	0.140	0.135
Error	1060	778.808				

En la Figura 7b se muestran los cambios en la altura que los rebrotes tuvieron del 2004 al 2009 de acuerdo al nivel de poda. Al igual que en el diámetro basal, se observa un claro aumento en la altura de los rebrotes durante el periodo de 5 años. Tomando como base la altura promedio en el 2004, el incremento al año 2009 fue de 1.34 m en el tratamiento testigo y con poda al 75%, y de 1.17 m en el tratamiento con poda al 50%. Con respecto a la altura de los

rebrotos en función de la categoría de tocones en cada nivel de poda (Figura 8d, e y f) se esperaba que en la categoría 1 de todos los tratamientos -y en particular en el tratamiento con poda al 75%- , los rebrotos mostraran la mayor altura; sin embargo, a pesar de que existe esta tendencia, no siempre fue así. Por ejemplo, en el tratamiento sin poda, del 2004 al 2009 los rebrotos de la categoría C3 son los que tuvieron el mayor incremento en altura (1.65 m), mientras que en el tratamiento de poda al 50% y 75% los rebrotos de la categoría C1 fueron los que tuvieron los mayores incrementos (1.46 y 1.47 m, respectivamente).

3.1.3. Efectos del nivel de poda y la categoría de tocones sobre la supervivencia de rebrotos

Independientemente del nivel de poda aplicado o de la densidad de rebrotos que presentaban los tocones, en el periodo 2004-2009 la supervivencia de rebrotos se vió fuertemente reducida, ya que de los 1,695 rebrotos marcados y observados a partir del 2004, en el año 2009 solamente el 13% (224) se mantuvo vivo. En todos los tratamientos el mayor descenso en la supervivencia se presentó en los dos primeros años después de las podas, la cual disminuyó de manera general hasta el 23% en el 2006. A partir de este año la supervivencia de rebrotos en los tres tratamientos muestra una tendencia a estabilizarse y los cambios en la mortalidad de rebrotos en los años siguientes son menores con respecto a los dos primeros años de estudio (Figura 9a, b y c).

Con respecto al patrón de supervivencia de rebrotos, se pudieron reconocer dos características comunes entre los tres tratamientos de poda. La primera es que el porcentaje de supervivencia de rebrotos siempre fue más alto en la categoría de tocones que presentaban entre 6 y 10 rebrotos, lo que sugiere que una menor densidad de rebrotos/tocón, ya sea establecida en forma natural o bien por el nivel de poda implementado, favorece la supervivencia de los mismos. La segunda característica es que la supervivencia de rebrotos muestra una tendencia a disminuir en la medida en que aumenta la densidad de rebrotos/tocón. Dicho comportamiento es evidente en el tratamiento sin poda, el cual presenta 21%, 20%, 11% y 3% de supervivencia de rebrotos/tocón, para las categorías de tocones C1, C2, C3 y C4, respectivamente, y una supervivencia total de 11% (Figura 9a); es decir, considerando la supervivencia de los rebrotos de todos los tocones de un mismo tratamiento, sin considerar la categoría. En el tratamiento con poda al 50%, la supervivencia de rebrotos fue de 26%, 8%, 21% y 2%, en las categorías C1, C2,

C3 y C4, respectivamente, mientras que la supervivencia total de rebrotes fue también muy baja, del 12% (Figura 9b). En contraste, en el tratamiento con poda al 75% (Figura 9c), todas las categorías (excepto la C3) presentaron los más altos porcentajes de supervivencia de rebrotes/tocón (C1 = 35%, C2 = 39% y C4 = 28%), presentando una supervivencia total del 25%, equivalente al doble con respecto a los otros dos tratamientos. Cinco años después de haber iniciado el experimento, 104 rebrotes (11%) se mantienen vivos en el tratamiento sin poda (de un total inicial de 957 rebrotes), 56 rebrotes (12%) viven en el tratamiento de poda al 50% (de un total inicial de 481 rebrotes), mientras que 64 rebrotes (25%) se mantienen vivos en el tratamiento con poda al 75% (de un total de 257 rebrotes).

Un análisis de los cambios en el tiempo en la distribución de frecuencias del diámetro de los rebrotes que sobrevivieron hasta 2009 indica que al inicio del estudio (2004), más del 60% de ellos tenían entre 1 y 5 cm de diámetro basal y aproximadamente un 35% presentaban entre 5 y 10 cm de diámetro (Figura 10a). En 2005 y 2006, los rebrotes de 1 a 5 mm de diámetro dejan de ser los más frecuentes y aquéllos con 5 a 10 mm de diámetro suman casi el 55% de los rebrotes (Figura 10b y c). De 2007 a 2008, por el aumento en diámetro que tienen los rebrotes, la categoría 1 disminuye a alrededor del 10%, aumentándose la frecuencia de rebrotes con 5 a 20 mm (Figura 10d y e). Sin embargo, en 2009, apenas el 3% de los rebrotes presentan un diámetro superior a 25 mm (Figura 10f).

En cuanto a la dinámica de crecimiento en altura de los rebrotes que sobrevivieron hasta 2009, la distribución de frecuencias en 2004 muestra que el 41% tenían menos de 50 cm de altura, mientras que el 48% tenían entre 50 y 100 cm (Figura 10g). En 2005 y 2006 el 57% y el 60% de los rebrotes, respectivamente, presentan entre 100 y 200 cm de altura (Figura 10h, i). En 2008 los rebrotes con más de 300 cm de altura empiezan a ser los más frecuentes (Figura 10k), y en 2009 apenas el 1% de los rebrotes tienen una altura mayor a 350 cm (Figura 10l).

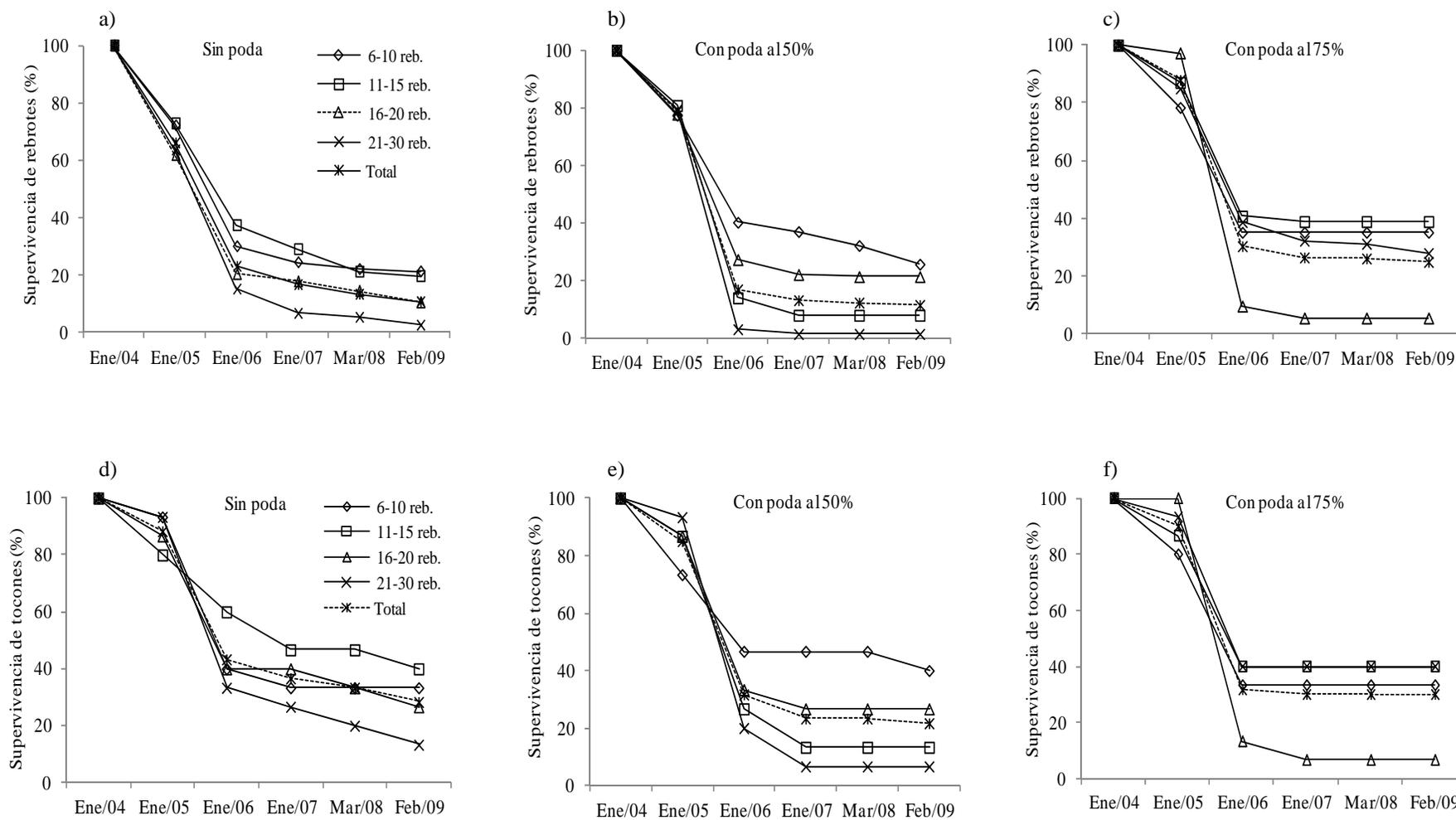


Figura 9. Porcentaje de supervivencia de rebotes (a, b, c) y tocones (d, e, f) por nivel de poda y categoría de tocones en *C. septemnervius* para el periodo 2004-2009 en el Ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco. N = 15 tocones por tratamiento de poda.

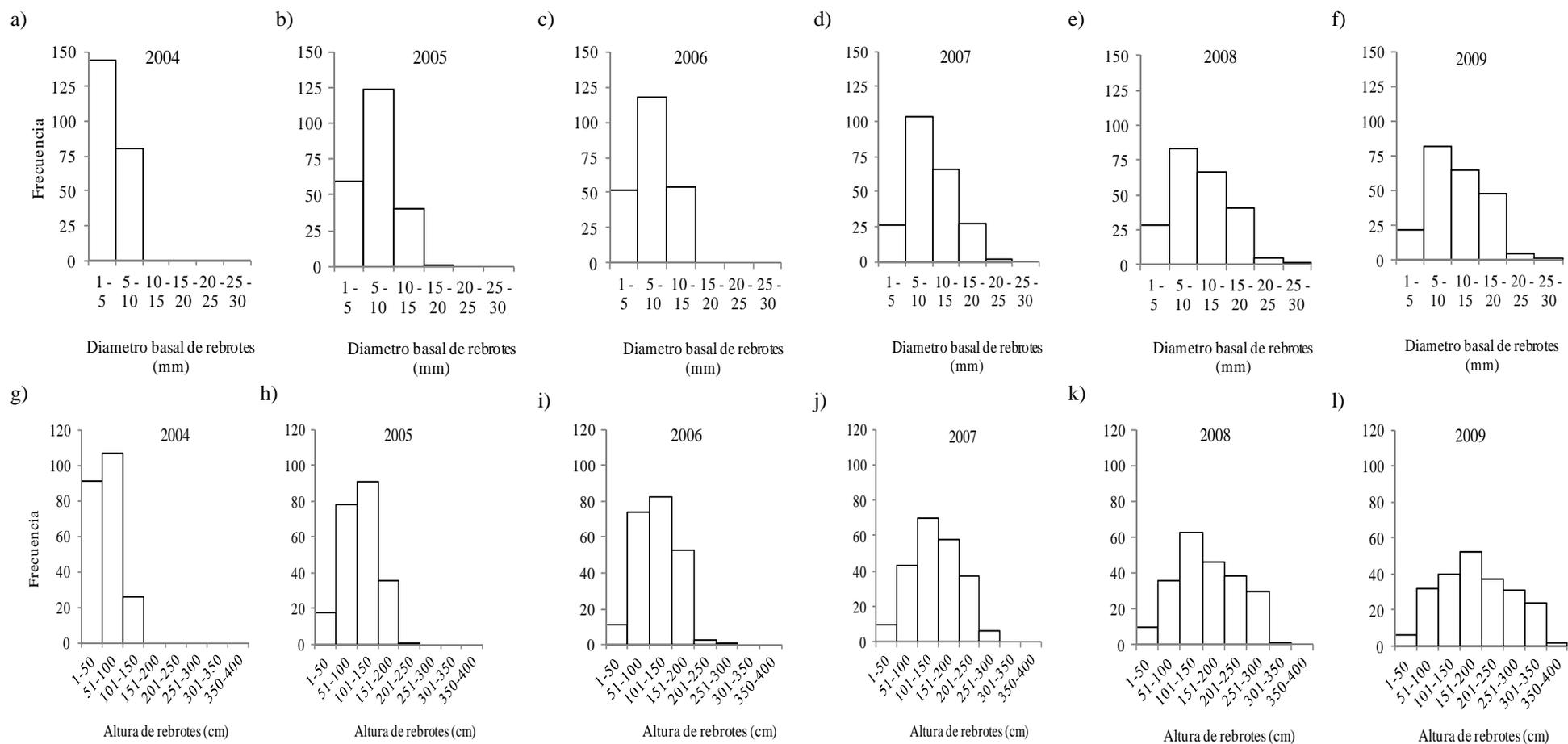


Figura 10. Distribución de frecuencias del diámetro basal (a, b, c, d, e, f) y de la altura (g, h, i, j, k, l) de rebrotes sobrevivientes de *C. septemnervius* en el periodo 2004 a 2009 en el Ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco. N=224 rebrotes.

Con respecto a la mortalidad de rebrotes, en el Cuadro 6 se observa que los rebrotes que mueren pertenecen a todos los tamaños de diámetro y altura. Sin embargo, la prueba de t pareada usando el diámetro y altura promedio de rebrotes vivos y muertos confirmó que los rebrotes que mueren de un año a otro son principalmente aquellos de menor tamaño ($P < 0.001$).

Cuadro 6. Diámetro y altura de los rebrotes muertos y vivos de *C. septemnervius* de los años 2005 al 2009, en los tocones de estudio en el Ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco. D.E. = Desviación estándar.

Año	Estado	N	Diámetro de rebrotes (mm)				Altura de rebrotes (cm)			
			Promedio	D. E.	Mínimo	Máximo	Promedio	D. E.	Mínimo	Máximo
2005	muertos	456	2.08	1.17	0.1	8.38	22.69	16.54	2	106
	Vivos	1239	3.35	1.55	0.7	10.69	45.34	26.13	3	186
2006	muertos	857	4.18	2.17	0.9	12.87	61.80	34.68	4	190
	Vivos	382	6.64	3.01	1.4	16.62	105.44	47.13	11	210
2007	muertos	89	4.93	2.31	1.6	10.62	77.50	40.03	15	190
	Vivos	293	7.16	3.01	1.4	15.72	113.96	45.81	14	259
2008	muertos	37	5.82	3.67	2.2	17.05	87.36	54.93	27	271
	Vivos	256	9.56	4.21	1.4	24.12	145.53	57.88	17	272
2009	muertos	32	8.96	4.01	3.5	18.33	155.41	67.72	13	274
	Vivos	224	10.66	4.89	1.4	27.06	162.66	67.88	15	314

3.1.4. Efectos del nivel de poda y la categoría de tocones por densidad de rebrotes sobre la supervivencia de tocones.

Durante el periodo 2004 al 2009 la supervivencia de tocones descendió considerablemente en todas las categorías de tocones establecidas bajo los tres tratamientos de poda. En el tratamiento testigo o sin poda (Figura 9d), las dos primeras categorías donde los tocones tienen entre 6 y 15 rebrotes por tocón, la supervivencia al año 2009 es más alta (entre 33% y 40%) con respecto a las dos últimas categorías que agrupan a los tocones con mayor densidad de rebrotes (27% y 13%). Considerando los tocones de todas las categorías en este tratamiento, el porcentaje promedio de supervivencia desciende progresivamente hasta el 28% en 2009. En el tratamiento con poda al 50% (Figura 9e), la categoría de tocón C1, con la menor densidad de rebrotes, presenta el mayor porcentaje de supervivencia de tocones en el 2009 (40%). Promediando todas las categorías, en este tratamiento el 23% de los tocones se mantiene

vivo hasta 2009. En el tratamiento con poda al 75% la supervivencia de tocones es alta en todas las categorías, excepto en la categoría C3 (con 16 a 20 rebrotes) en la cual la supervivencia desciende hasta el 7% (Figura 12f). Para el año 2009, el promedio general de todas las categorías es del 30%. Tres elementos adicionales caracterizan la supervivencia en este tratamiento: 1) la supervivencia de tocones es homogénea en las categorías C1, C2 y C4; 2) la supervivencia es ligeramente mayor a la encontrada en los tratamientos testigo y con poda al 50%, y 3) en las tres categorías de tocón mencionadas, la supervivencia se mantiene estable a partir del tercer año de haberse practicado las podas (2007).

De acuerdo con el análisis de regresión logística, la mortalidad de los tocones está relacionada con el diámetro que tenían los árboles al momento en que fueron cortados ($P < 0.02$). Sin embargo, la mortalidad por este factor solamente se explica en un 8.3% (R^2). Como se observa en el Cuadro 7, en todos los años –excepto en 2009–, el diámetro promedio de los tocones muertos siempre fue mayor que el de los tocones vivos. La prueba de t pareada indicó que los tocones de mayor diámetro en general mueren más que los tocones de menor diámetro ($P < 0.001$).

Cuadro 7. Diámetro de los tocones muertos y vivos de *C. septemnerius* en los años 2005 a 2009 que fueron utilizados en el experimento de podas controladas en el Ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco. D. E. = Desviación estándar.

Año	Tocones muertos					Tocones vivos				
	N	Diámetro del tocón		Rango		N	Diámetro del tocón		Rango	
		Promedio	D. E.	Mínimo	Maximo		Promedio	D. E.	Mínimo	Maximo
2005	22	6.24	0.85	4.88	7.87	158	5.28	1.31	1.04	8.36
2006	94	5.48	1.25	1.04	8.38	64	5.00	1.34	1.81	8.09
2007	10	5.61	1.24	4.26	8.07	54	4.88	1.34	1.81	8.09
2008	2	5.90	2.40	4.2	7.6	52	4.85	1.31	1.81	8.09
2009	4	4.21	0.56	3.47	4.81	48	4.90	1.34	1.81	8.09

4. Discusión

4.1. Proceso extractivo de varas y especies usadas

Varios estudios realizados en los últimos 25 años en la selva baja caducifolia de los estados de Sonora y Sinaloa han documentado el uso de diferentes especies como tutores en plantaciones hortícolas (Muro, 1987; Olivas, 1993; Reyes, 1993; López-Urquidez, 1997; Lindquist, 2000). Dichos estudios enfatizan en especies de *Croton* conocidas como vara blanca (*C. fantzianus*, *C. alamosanus*, *C. flavescens*, *C. septemnervius*, *C. watsonii* y *C. reflexifolius*), para las cuales se reporta una fuerte intensidad de cosecha y una disminución considerable en sus poblaciones naturales. Al igual que en los estados del norte de México, en diferentes ejidos de la Costa de Jalisco la especie de mayor extracción es la canelilla o vara blanca (*C. septemnervius*), la cual presenta una alta densidad en algunos sitios del municipio de Tomatlán y La Huerta, Jalisco, pudiendo aportar en un solo corte hasta 1,648 varas/ha. Además de la alta densidad, la dureza de la madera y las características de forma y tamaño de sus tallos la hacen una especie ideal para producir estacas. Otra característica importante que puede determinar su preferencia al momento del corte es su habilidad para generar rebrotes como respuesta al corte (Rendón Carmona, 2002). En general, la noción que prevalece sobre esta especie es su alta densidad y la dureza de su madera, alcanzando una extracción de 76% de un total de 297 arboles cortados en los sitios de muestreo. A nivel de comunidad la extracción de varas alcanza el 28% del total de los individuos arbóreos. Por esta razón y dado que los planes de manejo implementados en las zonas de corte de vara presentan deficiencias en diferentes aspectos, es necesario que la regulación técnica sea revisada. Por ejemplo, algunos expedientes no definen con precisión cuáles son las especies autorizadas para cortar, indicando únicamente los nombres comunes de las especies o agrupándolas bajo una sola denominación como “otras” (Figura 11). Un mismo nombre común puede ser usado para distintas especies de plantas leñosas haciendo imprecisa la autorización de corte. Por ejemplo, Lomelí (1996) menciona que las especies autorizadas son: “Pata de venado (*Bauhinia latifolia*), Iguanero (*Caesalpinia eriostachys*), Camotillo, Jediondillo, Guajillo, Tepezapote, Cacavanance, Varablanca, etc”. Por su parte, Ortega (1997) las refiere como “Canelilla y otras comunes tropicales”, mientras que Barrios (1999) indica que las especies autorizadas son: “Canelilla (*Croton* sp.), Cuatalaca, entre otras”.



Figura 11. Imagen que muestra lineamientos generales sobre la autorización oficial para el aprovechamiento maderable y de vara en el ejido Morelos, municipio de La Huerta, Jalisco.

Otro elemento de discusión es que el volumen de extracción de madera de cada especie no se establece con claridad y únicamente se menciona que es necesario dejar en pie el 20% de los individuos maduros, además de los individuos jóvenes. Sin embargo, este criterio no toma en cuenta las características ecológicas que tienen las especies en cuanto a su capacidad regenerativa (Fredericksen *et al.* 2001), de tal modo que mientras para algunas especies puede resultar suficiente, para otras no. Dado que este tipo de criterios son fundamentales para un manejo forestal sustentable (Freitas y Pinard, 2008) y tal como se ha establecido para algunas especies de Brasil (Silva y Van Eldik, 2000), es recomendable que en el bosque tropical caducifolio de México, la densidad de cosecha y la retención de árboles semilleros en las especies proveedoras de varas se establezca en función de la capacidad de regeneración de cada especie. Esto sin embargo, requiere de estudios ecológicos detallados en el mediano y largo plazo que no es frecuente encontrar en la literatura científica (Levesque *et al.* 2011), ni mucho menos como elemento central de los planes de manejo. A manera de ejemplo sobre la necesidad de realizar estudios de larga duración e incorporarlos a los planes de manejo, a un año de haberse realizado el corte, para la especie de mayor porcentaje de extracción (*C. septemnerivius*), así como en la cuarta más importante (*P. mexicana*), en el presente estudio se

registró una mortalidad de tocones del 20% y del 13%, respectivamente. Ambas especies, sin embargo, tienen caminos opuestos en cuanto a su regeneración. Mientras *C. septemnerius* se convierte en una especie dominante que alcanza hasta el 62% de la densidad arbórea en áreas con dos intervenciones, *P. mexicana* (Rendón-Carmona *et al.* 2009), que tiende a ser una especie de distribución agrupada bajo condiciones naturales o de no corte (Martijena y Bullock, 1994), presenta una marcada disminución en su densidad a medida que se incrementa el número de cortes (Rendón-Carmona *et al.* 2009).

4.2. Capacidad de rebrote en especies de bosque tropical caducifolio después de un año del corte.

En las especies del BTC del estado de Jalisco proveedoras de varas, las diferencias en la capacidad de rebrote como respuesta al corte se ponen de manifiesto en el número de tallos producidos y en el crecimiento que presentan a un año de efectuarse el corte del tallo principal. De acuerdo con el número de rebrotes y el crecimiento que éstos presentan, las especies productoras de varas definen dos tipos de respuestas al corte. En el primer grupo, *C. elaeagnoides* y *Lonchocarpus* sp., presentan el menor número de rebrotes por tocón (6 y 10); sin embargo, tienen un mayor crecimiento tanto en el diámetro como en la altura. Por su parte, *R. fusca*, *Randia* sp., *C. eriostachys* y *C. septemnerius*, producen un número de rebrotes ligeramente superior a las especies del primer grupo (de 11 a 15), pero con un crecimiento en diámetro y altura ligeramente inferior. Solamente *P. mexicana*, la especie con mayor número de rebrotes no sigue ninguno de estos dos patrones. Las estrategias de crecimiento en respuesta al corte identificadas para las especies proveedoras de varas han sido también reportadas por Kaschula *et al.* (2005) en tres especies de África, cortadas para la obtención de leña. De acuerdo con las diferentes estrategias de asignación de recursos, en *Combretum collinum*, dichos autores describen una estrategia “dirigida a la calidad”, caracterizada por una formación relativamente baja de rebrotes por tocón, pero de mayor tamaño; en *Dyckrostachys cinerea* describen una estrategia “dirigida a la cantidad”, con la producción de un mayor número de rebrotes pero de menor tamaño, mientras que en *Albizia harveyii* describen una estrategia intermedia entre las dos especies anteriores, donde la asignación de recursos para la formación de nuevos tallos y de su crecimiento es más balanceada. El seguir una u otra estrategia tiene repercusiones

importantes en la supervivencia de los individuos cortados, dado que una menor densidad de rebrotes por tronco favorece un mayor crecimiento de los mismos debido a la reducida competencia. Por el contrario, la competencia originada por la alta densidad de rebrotes por tocón no solamente limita el crecimiento de los mismos, sino que puede llegar incluso a causar la muerte de la planta (Kamo *et al.* 1990; Shackleton, 2000).

En términos del número de rebrotes producidos (desde 6 hasta 21.5 rebrotes), la capacidad de rebrote en las especies proveedoras de varas en el BTC del presente estudio es comparable con la de otras especies de ambientes secos, o incluso más alta. Por ejemplo, Mostacedo *et al.* (2009) reportan que 27 de 31 especies que son cosechadas para el aprovechamiento de madera en el bosque tropical seco de Bolivia tuvieron habilidad para rebrotar. La respuesta de las especies fue variada, siendo *Caesalpinia pluviosa*, *Centrolobium microchaete* y *Zeyheria tuberculosa*, las especies que formaron entre 15 y 20 rebrotes/tocón. Otro ejemplo es el de Mwavu y Witkowski (2008), quienes reportan que después del corte o caída de árboles en un bosque tropical semidecíduo de Uganda, 119 especies (de un total de 122) formaron desde 1 hasta 16.3 ± 1.76 rebrotes. En Filipinas, Kamo *et al.* (1990) reportan que árboles tropicales como *Leucaena leucocephala*, *Gmelina arborea*, *Tectona grandis* y *Pileostigma malabaricum* var *acidum*, después de 12 meses del corte, forman de 3.6, 2.9, 3.5 y 7.2 rebrotes/tronco, respectivamente. En Hawaii, se encontró que el corte en plántulas de diferentes meses de edad (6, 12, 18 y 24) de *Acacia auriculiformes*, *Eucaliptus camaldulencis*, *Gliricidia sepium* y *Leucaena diversifolia*, propició la formación de 5 a 38 rebrotes por planta (Harrington y Fownes, 1993). Asimismo, 12 especies de sabana exhibieron una fuerte habilidad para rebrotar después del corte (*Acacia exuvialis*, *Acacia gerrardii*, *A. harveyii*, *Combretum apiculatum*, *C. collinum*, *C. hereroense*, *Dichrostachys cinerea*, *Euclea crispa*, *E. natalense*, *Peltophorum africanum*, *Piliostigma thonningii* y *Terminalia sericea*), teniendo algunas de ellas más de 20 rebrotes/tocón (Shackleton, 2000). Por su parte, Sampaio *et al.* (1993) encontraron en un bosque tropical seco de Brasil, que el número de rebrotes fue muy variable entre las especies, encontrando que después de cuatro meses del corte, *Mimosa* spp., *Astronium urundeuva*, *Croton sonderianus*, *Cordia leucocephala*, *Bauhinia cheilanta* y *Croton pyramidalis*, produjeron en promedio 52, 20, 16, 14, 8 y 4 rebrotes, respectivamente.

Kramer y Kozlowski (1960) y Smith (1962) mencionan que la formación de rebrotes se relaciona negativamente con un aumento en el diámetro del tronco, ya que en la medida en que

el árbol crece la corteza va engrosando y constituye a la vez un obstáculo de tipo mecánico para la emergencia de las yemas de crecimiento que se encuentran por debajo de ella. Los resultados obtenidos para las especies productoras de vara de este estudio indican una relación significativa entre el número de rebrotes y el diámetro de los tocones al momento del corte. Cabe mencionar que el diámetro máximo de cosecha en las especies cortadas oscila entre los 9 cm (Rendón-Carmona, 2002) y que en general la corteza de los individuos es delgada, menor que 1 cm (Rendón-Carmona, obs. pers.). Estudios realizados en África para especies de sabana también reportan ausencia de relación entre el número de rebrotes y el diámetro del tocón (Shackleton, 2000). Sin embargo, también existen estudios donde sí se reporta que el número de rebrotes producidos se relaciona positivamente con el diámetro que posean los troncos. En particular, Levesque *et al.* (2011) reportan que de 51 especies cortadas en un bosque tropical seco de Jamaica, nueve especies mostraron un incremento del número de rebrotes al incrementarse el diámetro del tocón. Negreiros-Castillo y Hall (2000) encontraron que después de tres años de haberse realizado el corte en árboles con DAP de 9 a 36 cm, los troncos delgados formaron un menor número de rebrotes con respecto a los de mayor diámetro. Esta misma tendencia fue reportada por Bellingham *et al.* (1994) para la vegetación de Jamaica afectada por el huracán Gilberto. En este caso, los tallos con DAP > 10 cm rebrotaron más frecuentemente y produjeron más rebrotes que aquellos con DAP < 10 cm. Con esta misma tendencia, en tres especies de biomas de Africa, Kaschula *et al.* (2005) encontraron que el número de rebrotes se incrementó con el diámetro del tocón. Tendencias opuestas han sido reportadas por Khan y Tripathi (1986), en cuatro especies subcaducifolias de la India, quienes reportan que después de 6 meses del corte, el número de rebrotes disminuyó con el diámetro de los árboles. Por su parte, Mwavu y Witkowski (2008) reportan que en 835 tocones de 122 especies de una selva semidecidua en el noreste de Uganda sometidas al corte, el número de rebrotes incrementó desde 4 hasta 8 rebrotes en las categorías diamétricas de 0.5 y 30 cm, pero que el número de rebrotes empieza a declinar cuando el DAP excede los 30 cm.

De las especies proveedoras de vara incluidas en el presente estudio, solamente en *C. septemnerivius* se encontró una relación positiva entre la altura de corte y la producción de rebrotes, aunque explicada solo en un 4% por la R^2 . Para las dos especies con mayor porcentaje de corte en el ejido Campo Acosta (*C. septemnerivius* y *Lonchocarpus* sp.), el histograma de distribución de frecuencias indica que el número de rebrotes por tocón aumenta con el diámetro

de los árboles (Figura 6a y 6c) y con la altura de corte (Figura 6b y 6d). El fomento del número de rebrotes producidos mediante el corte de los árboles de mayor diámetro ofrece posibilidades para manejar esta variable, sin embargo, como se encontró en este mismo estudio, los tocones que experimentan una mayor mortalidad son aquellos de mayor diámetro.

Existen varios estudios que han evaluado el efecto de la altura de corte sobre el número de rebrotes; sin embargo, los resultados entre estudios no son consistentes. Por ejemplo, Khan y Tripathi (1986) reportan que en cuatro especies subtropicales de la India (*Alnus nepalensis*, *Quercus dealbata*, *Q. griffithii* y *Schinus molle*), representadas cada una por cuatro clases de altura de corte, 5-10, 25-30, 45-50 y 65-70 cm, las dos últimas clases fueron las que mayormente promovieron la formación de rebrotes. Por su parte, Erdmann *et al.* (1993), encontraron que después de dos semanas del corte en *Gliricidia sepium*, árboles cortados a 100, 25 y 0 centímetros de altura presentan diferencias significativas en el número de rebrotes formados por tronco: 71 ± 3.8 , 51 ± 5.1 y 33 ± 2.7 rebrotes, respectivamente. Una explicación a los resultados anteriores es que el corte a 100 cm permitió a las plantas mantener hojas o ramas por debajo de esta altura, a diferencia de los árboles cortados a 25 cm o a nivel del suelo que fueron defoliados completamente. *G. sepium* almacena nutrientes en los tallos; por ello, cuando el corte se practica a mayor altura los nuevos rebrotes primero usan las reservas del tronco y después de cortes posteriores hacen uso de las reservas almacenadas en las raíces (Latt *et al.* 2000). En contraste, Ngulube *et al.* (1993) encontraron que de tres alturas de corte (10, 30 y 50 cm) evaluadas en ocho especies de *Acacia*, después de 6 meses del corte la habilidad de rebrote en la mayoría de ellas fue más alta cuando el corte se realizó a 30 centímetros del suelo, y dejando al menos una rama por tronco. Resultados contrastantes a los encontrados en las especies proveedoras de varas del presente estudio son los de Shackleton (2000), quien reporta que en 10 especies de sabana el número de rebrotes por tronco se relacionó con la altura de corte. Incluso, de estas 10 especies en las que la altura de corte apropiada para inducir la formación de al menos 10 rebrotes/planta varió entre 7 y 46 centímetros, en tres de ellas (*Euclea natalense*, *Terminalia sericea* y *Peltophorum africanum*) hubo una fuerte relación entre las dos variables, por lo que un cambio en la altura de corte determina el número de rebrotes resultantes. En cambio, en otras tres especies (*Combretum apiculatum*, *Acacia gerrardii* y *Piliostigma thonningii*) el número de rebrotes no aumentó al modificar la altura de corte. Finalmente, Kaschula *et al.* (2005) reportan que en tres especies de sabana de África

proveedoras de madera para leña (*Combretum collinum*, *Dychnostachys cinerea* y *Albizia harveyii*), el número de rebrotes incrementó con la altura de corte.

En las especies productoras de varas de este estudio se desconocen los factores que posibilitan la producción de rebrotes, pero es probable que las diferencias entre las especies en la capacidad de rebrote como respuesta al disturbio estén relacionadas con diversas características morfológicas, tales como la posición y número de las yemas o meristemos de crecimiento en el tronco, los mecanismos o señales internas para disparar su desarrollo y la cantidad de recursos almacenados en los troncos remanentes y biomasa subterránea (Nzunda *et al.* 2008), factores que pueden también estar relacionados con la edad o vigor de las plantas cortadas. Aunque la clasificación actual de las especies de plantas en respuesta a los disturbios que las agrupa como productoras o no productoras de rebrotes, no considera los mecanismos particulares que llevan a las plantas a tener una u otra conducta en respuesta a los disturbios (Clarke *et al.* 2010), a la fecha está claramente establecido que cualquiera que sea el mecanismo, la capacidad de rebrote en las plantas leñosas es un rasgo que facilita la persistencia en ambientes propensos a disturbios (Nzunda *et al.* 2008; Clarke *et al.* 2010; Levesque *et al.* 2011). En particular, para el bosque tropical caducifolio la regeneración vegetativa es favorecida por el alto sistema radicular que generalmente desarrollan las plantas de estos ambientes, el cual llega a alcanzar hasta el 34% en relación a la biomasa total (Holbrook *et al.* 1995). De este modo, cuando se presenta un disturbio que implica la pérdida de biomasa aérea y el sistema radicular se mantiene vivo, como estrategia de supervivencia la planta moviliza recursos desde las estructuras subterráneas hacia el crecimiento de los nuevos tallos formados a partir de los meristemos o yemas apicales (Deiller *et al.* 2003; Nzunda *et al.* 2008).

4.3. Manejo del rebrote en *C. septemnerivius* mediante podas controladas

Estudios previos realizados en *C. septemnerivius* en el periodo 2000-2002 en la región de Chamela han registrado que la supervivencia de rebrotes desciende en un 50% después de un año de haberse cortado el tronco principal para la cosecha de vara, y presentando los troncos una densidad promedio de 16 rebrotes (Rendón-Carmona, 2002). En el presente estudio que comprende el periodo 2004-2009 la supervivencia registrada para los rebrotes después del primer año fue mayor al estudio anterior, con valores de 66%, 79% y 88% para el tratamiento

testigo, con poda al 50% y con poda al 75%, respectivamente. Es natural que en los primeros años del disturbio (el corte) exista una alta mortalidad de rebrotes acentuándose cuando la densidad por tocones es alta (Kamo *et al.* 1989). Sin embargo, existe una fuerte influencia de la naturaleza estacional de las lluvias en la estructuración de los patrones de actividad metabólica y crecimiento de las especies del BTC (Ceccon *et al.* 2006), lo cual puede ser un factor determinante en la supervivencia y crecimiento de los rebrotes. Durante los 5 años de duración del estudio, la precipitación anual fue extremadamente variable, siendo 2005 uno de los años más secos registrados en los últimos 40 años en la región, con apenas 340 mm de precipitación anual, un valor 54% menor al promedio anual de lluvia registrada en el largo plazo (ver Figura 2). Además, la precipitación en 2004, el primer año posterior al corte en el sitio de estudio, la precipitación también fue baja con respecto al promedio anual (22% menor), exponiendo al ecosistema a dos años consecutivos de déficit hídrico. La escasez de agua, aunada a la pérdida de biomasa aérea que limita a las plantas a realizar fotosíntesis y a partir de ello elaborar y almacenar reservas para el crecimiento, podría explicar en gran parte que la supervivencia tanto de tocones como de rebrotes haya disminuido considerablemente en los dos primeros años del estudio. En contraste con los dos primeros años de baja precipitación, 2006, 2007 y 2008 fueron extremadamente lluviosos, con precipitaciones anuales por arriba del promedio, en un 38%, 29% y 23%, respectivamente. Una menor mortalidad de rebrotes de *C. septemnerivius* encontrada en este periodo podría estar relacionada con mejores condiciones en la disponibilidad de agua, aunque también podría deberse a que para ese momento los rebrotes presentaban mayores tallas en diámetro y altura (Figura 7a y b), contribuyendo con ello al reabastecimiento de los niveles de carbohidratos en los tocones. Indudablemente, la densidad de rebrotes/tocón es un factor que influye en la supervivencia de los tocones y rebrotes y dicho efecto puede observarse en los altos porcentajes obtenidos en las categorías C1 y C2 del tratamiento sin poda (Figura 9a), en las categorías C1 y C3 del tratamiento con poda al 50% (Figura 9b) y en las categorías C1, C2 y C4 del tratamiento con poda al 75% (Figura 9c). Lo anterior sugiere que el mantener tocones con menos de 20 rebrotes, sin practicarles poda alguna, o bien, tocones entre 6 y 30 rebrotes podados al 75% favorecen la supervivencia de rebrotes.

La poda es una práctica de manejo silvícola recomendable para reducir competencia por luz y acelerar el crecimiento en las plantas (Peter y Lehmann, 2000). En el caso de *C. septemnerivius*, una menor densidad de rebrotes inducida por la poda (ver tratamiento con poda al

75% en la Figura 7a), o bien por efecto de la categoría de tocones (ver categoría 1 de la Figura 8a, b y c), permitió que los rebrotes alcanzaran mayores tallas en diámetro. Sin embargo, en el caso de la altura de los rebrotes, el efecto del nivel de poda no sigue esa tendencia, dado que fue tanto en el tratamiento testigo como con poda al 75% en los que se obtuvieron las mayores tallas en la altura de los rebrotes (ver Figura 7b). Es interesante señalar que la categoría de tocones con la menor densidad de rebrotes antes de la poda (C1) tenga un efecto sobre la altura de los rebrotes a lo largo del tiempo, pero solamente cuando se combina con la poda al 50% y 75% (ver categoría 1 de la Figura 8a, b y c).

A partir de la disminución en la supervivencia de rebrotes hasta el 11%, 12% y 25% para los tratamientos sin poda, con poda al 50% y con poda al 75%, respectivamente, el número de rebrotes vivos en 2009 es de 104, 56 y 64, respectivamente. Desde el punto de vista de manejo, promover la supervivencia de los rebrotes es muy importante, sin embargo, es necesario valorar que en el tratamiento sin poda, aún cuando la mortalidad de rebrotes es mayor, la disponibilidad final de rebrotes obtenida para el año 2009 fue la mayor en cualquier tratamiento de poda, por disponer inicialmente de una mayor densidad de rebrotes (Figura 9a, b y c). Aunque los rebrotes sobrevivientes en todo el periodo de estudio fueron principalmente los de mayor diámetro y altura, su crecimiento fue lento, dado que en 2009, apenas el 1% de los rebrotes alcanzaron tallas de 25 a 30 mm de diámetro basal y el 1% presentó entre 350 y 400 cm de altura, los cuales corresponden a los valores más altos de todos los rebrotes analizados (Figura 10).

Los resultados encontrados en *C. septemnerivius* coinciden con los reportados para otras especies de BTC en el sentido de que a menor densidad de rebrotes por tocón, las posibilidades de supervivencia de los tocones también aumentan (Kamo *et al.* 1989). En general, la supervivencia de tocones registrada del 2004 al 2009 es baja en todas las categorías, pero al igual a lo que ocurre con los rebrotes, con el diámetro y con la altura, la supervivencia de tocones se ve favorecida en la categoría de 6 a 10 y de 11 a 15 rebrotes de los tres tratamientos de poda evaluados (excepto en el tratamiento de poda al 50%), y para todas las categorías del tratamiento con poda al 75% (excepto en C3). Lo anterior indica que a mayor densidad de rebrotes, la mortalidad de tocones es mayor (Figura 9d, e y f). Adicionalmente a la densidad de rebrotes como un factor de mortalidad de los tocones, en el Cuadro 7 se muestra que en general, los tocones de mayor diámetro son más susceptibles de morir.

Es importante recordar que el corte de varas en el sitio de estudio se realizó entre febrero y marzo de 2003 y que al momento de establecer el experimento de podas (enero 2004) se registró una mortalidad inicial de tocones del 20% para *C. septemnervius*. Por lo anterior, es claro que tomando en cuenta esta mortalidad a un año del corte, la población de rebrotes y de tocones en realidad experimentó una mortalidad todavía mayor a la registrada en el periodo 2004-2009. Por el lento crecimiento registrado en los rebrotes y por el bajo porcentaje de supervivencia tanto de rebrotes como de tocones, el aprovechamiento de varas de *C. septemnervius* debería tener una mayor regulación institucional y apearse más a sus requerimientos ecológicos de regeneración.

La extracción selectiva de productos forestales está considerada como una de las principales actividades que causan deterioro del BTC en México (Bye, 1995; Challenger, 1998), y en general para muchas especies bajo aprovechamiento se carece de planes de manejo que orienten sobre los niveles adecuados de cosecha (Peters *et al.* 2003). Para aportar sobre lo anterior y teniendo en cuenta que el primer requisito para realizar un manejo sostenible de las especies sometidas a cosecha es asegurar su regeneración (Neke *et al.* 2006; Mwavu y Witkowski, 2008; Mostacedo *et al.* 2009), es necesario realizar estudios en el largo plazo que incorporen la alta variabilidad ambiental típica de los BTC. Actualmente el sector institucional está fomentando la realización de los planes de manejo para diferentes especies bajo uso (CONAFOR, 2001); sin embargo, además de la necesidad de información científica que permita la elaboración y puesta en marcha de dichos planes, también es necesario que paralelamente se corrobore o valide que efectivamente las medidas establecidas para cada una de las especies permitan una extracción sostenible en el largo plazo (Hernández-Apolinar, 2006).

4.4. Implicaciones para el manejo de *C. septemnervius* mediante la regeneración vegetativa en el bosque tropical caducifolio.

Con base en cuatro variables que describen la capacidad de rebrote evaluada en *C. septemnervius* durante el periodo 2004-2009, tales como el porcentaje de supervivencia de tocones, el porcentaje de rebrotes vivos/tocón, el diámetro y la altura promedio que los rebrotes alcanzaron en este periodo, en el Cuadro 8 se presentan las estimaciones para el número de tocones vivos/ha, el número total de rebrotes disponibles/ha y el tiempo estimado en el que tales

rebrotos alcanzarían tallas comerciales, de acuerdo a los tres tratamientos de poda y a las cuatro categorías de tocones. Para estimar el número total de tocones y rebrotos/ha, se tomó como base un porcentaje de cosecha de 750 árboles/ha de *C. septemnervius*, determinado en el presente estudio. De este modo, mediante el análisis de la información presentada en el Cuadro 8 a continuación se proponen y se discuten dos esquemas orientados al manejo de *C. septemnervius*.

Tabla 8. Datos demográficos y potencial de cosecha estimados en *C. septemnervius* a partir de las observaciones realizadas durante el periodo 2004-2009, de acuerdo a los tres niveles de poda y a las cuatro categorías por densidad de rebrotes, en el Ejido Campo, Acosta, municipio de Tomatlán, Jal. N = 15 tocones por tratamiento.

Tratamiento	Categoría de tocones	No. de rebrotes por categoría	Densidad promedio de rebrotes±D.E.	Número y % de rebrotes vivos*	Número y % de tocones vivos*	Promedio de rebrotes vivos/tocón*	Diámetro promedio de rebrotes en 2004 y en 2009 (mm)	Altura promedio de rebrotes en 2004 y en 2009 (cm)	Número estimado de tocones vivos/ha	Disponibilidad estimada de rebrotes/ha	Tiempo estimado para la cosecha (años)
Sin poda	6-10	126	8.4±1.3	27 (21%)	5 (33%)	5.4	3.6 – 11.0	52 – 188	17	90	16.4
	11-15	192	12.8±1.6	38 (20%)	6 (40%)	6.3	4.3 - 10.4	54 – 174	20	127	17.25
	16-20	273	18.2±1.3	29 (11%)	4 (27%)	7.3	4.4 - 11.9	60 – 225	13	97	15.1
	21-30	366	24.4±2.1	10 (3%)	2 (13%)	5.0	4.3 - 9.1	59 – 159	7	33	19.8
	Total	957	16.6±6.2	104 (11%)	17 (28%)	6.1	4.2- 10.6	56 – 186	57	347	17.14
Con poda al 50%	6-10	62	4.1±0.7	16 (11%)	6 (40%)	2.7	4.5 - 12.6	62 – 207	20	53	14.35
	11-15	99	6.6±0.8	8 (8%)	2 (13%)	4.0	3.9 - 9.2	52 – 150	7	27	19.5
	16-20	135	9.0±0.8	29 (21%)	4 (27%)	7.3	3.6 - 9.7	47 – 158	13	97	18.6
	21-30	185	12.3±1.5	3 (2%)	1 (7%)	3.0	5.0 - 8.6	80 – 160	3	10	20.9
	Total	481	8.0±3.2	56 (12%)	13 (22%)	4.3	4.2 - 10.0	60 – 219	43	187	18.34
Con poda al 75%	6-10	37	2.5±0.5	13 (35%)	5 (33%)	2.6	5.3 - 14.4	72 – 219	17	43	12.5
	11-15	54	3.6±0.5	21 (39%)	6 (40%)	3.5	5.3 - 13.1	81 – 219	20	70	13.8
	16-20	73	4.9±0.5	4 (5%)	1 (7%)	4.0	6.2 - 13.6	111- 228	3	13	13.25
	21-30	93	6.2±0.9	26 (28%)	6 (40%)	4.3	4.5 - 12.0	67- 194	20	87	15.05
	Total	257	4.30±1.50	64 (25%)	18 (30%)	3.6	5.3 - 13.3	82 - 215	60	213	13.65

*Rebrotes o tocones vivos en 2009

- OPCION 1. Manejo natural del rebrote (sin poda). Esta modalidad de manejo, que es la que prevalece en los sitios aprovechados de BTC en la región de estudio, no implica ningún trabajo adicional por parte de los ejidatarios después de haberse practicado el corte para la extracción de varas con fines hortícolas. Una ventaja de esta opción de manejo es que mediante ella se promueve una alta supervivencia de tocones (28%), los cuales, aún cuando presentan uno de los más bajos porcentajes de supervivencia de rebrotes (11%), tienen una disponibilidad de retoños vivos/tocón –determinada por una mayor densidad inicial de rebrotes/tronco- de casi el doble con respecto a los demás tratamientos (6.1 rebrotes/tocón). Considerando el porcentaje de supervivencia de tocones y de rebrotes obtenidos en 2009, se estima que en este tratamiento una densidad de 57 tocones/ha generarían 347 rebrotes, la mayor cantidad obtenida con respecto a los demás tratamientos (Cuadro 8). Una desventaja del manejo basado en esta modalidad es que no permite optimizar el crecimiento en diámetro el cual es determinante para que un árbol o rebrote pueda ser cortado por haber alcanzado la talla comercial. Considerando un promedio de 10.6 mm de diámetro basal en 2009 y un incremento anual de 1.8 mm (calculado del 2003, fecha en que se realizó el corte, al 2009), se estima que estos rebrotes alcanzarían un diámetro de al menos 3 cm en un periodo de 15 a 19.5 años. La altura de los rebrotes no es la variable que determina que un individuo sea o no cortado; sin embargo, considerando un promedio de 186 cm de altura alcanzado entre el 2003 y el 2009 y un incremento anual promedio de 31 cm, este grupo de rebrotes alcanzarían una talla superior a los 5 metros en este mismo periodo. Un elemento a considerar en esta opción de manejo es que en 2009, la supervivencia de tocones no se estabiliza y aún sigue disminuyendo. En resumen, los tocones de *C. septemnerivius* con menos de 30 rebrotes pueden manejarse por esta vía, dado que favorece una alta supervivencia de tocones, la mayor supervivencia de rebrotes /tocón y consecuentemente la mayor disponibilidad total de tallos/ha.

- OPCION 2. Manejo del rebrote mediante podas controladas. La poda es un tratamiento silvícola que generalmente ayuda el manejo forestal favoreciendo algunas variables como la supervivencia o el crecimiento, pero requiere de la participación de los ejidatarios; en este caso, con un tiempo de hasta 6 minutos para realizar una poda al 75% en aquellos tocones que presenten hasta 30 rebrotes. La primera ventaja del tratamiento con poda al 75% es que optimiza la más alta supervivencia de rebrotes por tocón (25%), en una magnitud del doble con respecto al tratamiento de no poda o incluso de poda al 50%. Cabe resaltar que por la intensidad

de la poda aplicada en el 2004 que reduce considerablemente la densidad de rebrotes/tocón, el número promedio de tallos sobrevivientes por tocón en 2009 es de 3.6, menor al generado en los otros dos tratamientos. Una segunda ventaja de este tratamiento es que permite la mayor supervivencia de tocones (30%), la cual es muy semejante al tratamiento sin poda. Al implementar un manejo del rebrote con podas al 75%, la densidad sería de 60 individuos/ha (mayor a cualquier tratamiento), pero sumando con ello solo 213 rebrotes, una cantidad menor a la obtenida en el tratamiento testigo, y ocasionada por la intensidad de la poda aplicada en 2004. A pesar de lo anterior, una tercera ventaja es que optimiza un mayor crecimiento en diámetro y altura de rebrotes lo cual reduce el ciclo de cosecha. Si a partir de un diámetro de 13.3 mm alcanzados en 2009 se calcula un incremento promedio anual de 2.2 mm, se estima que en total se requieren 13.6 años para que estos rebrotes alcancen un diámetro mínimo de 3 cm, es decir, una talla comercial. En cuanto a la altura, tomando como base un promedio de 215 cm en 2009 y un incremento anual promedio de 36 cm, a partir de los 13.8 años los rebrotes empezarían a exceder 4.5 m de longitud. Una cuarta ventaja importante que ofrece esta modalidad es que la supervivencia de los tocones, además de ser la más alta, se muestra estable a partir de 2007. En resumen, los resultados indican que en un esquema de manejo del rebrote mediante podas controladas al 75%, se obtienen los mejores resultados en supervivencia de rebrotes y de tocones, aunque, por la severidad de la poda aplicada en este tratamiento que redujo considerablemente la densidad inicial de rebrotes, no se maximiza la densidad final de rebrotes/tocón ni la disponibilidad total de tallos. Resultados similares también son obtenidos en el tratamiento con poda al 50% y especialmente en las categorías C1 (con 6 a 10 rebrotes) y C3 (con 16 a 20 rebrotes), sugiriendo que el manejo con podas a menor intensidad también tiene resultados positivos.

Es conveniente resaltar que los dos esquemas sugeridos anteriormente abordan el manejo de la vara y del rebrote desde una perspectiva aplicada; es decir, buscando la generación de la mayor disponibilidad del recurso y en el menor tiempo posible, y sin tomar en cuenta los efectos del corte en la estructura y composición de los sitios aprovechados. En un esquema de manejo más amplio, es necesario considerar otros aspectos claves de la ecología de poblaciones de las plantas aprovechadas que intervienen en la regeneración. Por ejemplo, desde el punto de vista de mantener el tamaño de la población ¿Cuál es la densidad mínima y máxima de rebrotes que permiten en primer lugar la supervivencia de los tocones sin importar la disponibilidad de tallos?

Agrupando los tocones en siete categorías de acuerdo solamente al número de rebrotes que tienen después de la poda, esto es, independientemente del nivel de poda establecido o de la categoría inicial de rebrotes, el Cuadro 9 indica tres puntos importantes: 1) a menor densidad de rebrotes siempre se obtiene una mayor supervivencia tanto de rebrotes como de tocones, y ambas variables empiezan a disminuir gradualmente conforme decrece la densidad de rebrotes, hasta llegar a 0% en la categoría C7 (con 26 a 29 rebrotes); 2) las cuatro primeras categorías ofrecen la mas alta disponibilidad de tallos/ha, y en particular C2 y C1, con 223 y 193 rebrotes, respectivamente; 3) una densidad de rebrotes superior a 26 tallos/tocón pone en riesgo la supervivencia de los individuos cortados.

Tabla 9. Datos demográficos y potencial de cosecha estimados en *C. septemnervius* a partir de las observaciones realizadas durante el periodo 2004-2009, en 180 tocones agrupados en siete categorías de acuerdo al número de rebrotes después de la poda (independientemente del nivel de poda y de la categoría de tocones), en el Ejido Campo Acosta, municipio de Tomatlán, Jalisco.

Categoría de tocones	No. de rebrotes por categoría	No. de tocones por categoría	Densidad promedio de rebrotes±D.E	No. y % de rebrotes vivos*	No. y % de tocones vivos*	Promedio de rebrotes vivos/tocón*	Diámetro promedio de rebrotes en 2004 y en 2009 (mm)	Altura promedio de rebrotes en 2004 y en 2009 (cm)	No. estimado de tocones vivos/ha	Disponibilidad estimada de rebrotes/ha	Tiempo estimado para la cosecha (años)
C1 (2 a 5 reb.)	235	62	3.8±1.0	58 (25%)	19 (31%)	3.1	4.1 - 13.2	56 – 215	63	193	13.6
C2 (6 a 9 reb.)	364	50	7.3±1.2	67 (18%)	13 (26%)	5.2	3.2 - 11.2	43 – 185	43	223	16
C3 (10 a 13 reb.)	326	29	11.3±1.0	35 (11%)	7 (24%)	5.0	3.1 - 8.7	41 – 147	23	117	20.7
C4 (14 a 17 reb.)	215	14	15.4±1.2	41 (19%)	7 (50%)	5.9	3.0 - 12.9	38 – 226	23	137	13.9
C5 (18 a 21 reb.)	231	12	19.3±1.2	13 (6%)	2 (17%)	6.5	2.1 - 8.5	27- 146	7	43	21
C6 (22 a 25 reb.)	190	8	23.8±0.9	10 (5%)	2 (25%)	5.0	2.7 - 9.6	34- 172	7	33	18.8
C7 (26 a 29 reb.)	134	5	26.8±0.8	0 (0%)	0 (0%)	0.0	2.3 - 0.00	29 - 0	0	0	-

*Rebrotes o tocones vivos en 2009

Los planteamientos anteriores indican que efectivamente el manejo del rebrote podría implementarse bajo las dos opciones ya discutidas. Aquellos tocones que presenten hasta 25 rebrotes/tocón se pueden manejar por la opción 1; es decir, este grupo de tocones podrían dejarse sin manipulación alguna, teniendo presente que se prioriza la supervivencia de los tocones, aunque sin optimizar el crecimiento y la consecuente reducción en el ciclo de corte. En el caso de los tocones que dispongan de una densidad de rebrotes inferior o superior a 25, éstos podrían podarse a una intensidad de 25% hasta 75%, dependiendo de la densidad de rebrotes/tocón y de la variable que se desee fomentar: supervivencia de rebrotes o tocones, disponibilidad de tallos, optimizar el crecimiento o reducir el ciclo de corte. Independientemente de la opción implementada o de la combinación de ambos esquemas, establecer ciclos de corte lo más prolongados posible puede ser un elemento de manejo que permita que el mecanismo de regeneración natural a partir de semillas o de rebrote, operen y ayuden en la recuperación de las áreas aprovechadas. Otro elemento adicional a las podas que puede ayudar al manejo de *C. septemnerivius*, es regulando ciclos de corte de acuerdo a como se haya presentado la precipitación a lo largo de la temporada en la región. Por ejemplo, si la temporada de lluvias previa alcanzó al menos el promedio anual registrado para la zona, el sector institucional podría autorizar la extracción de las varas durante el periodo seco inmediato. Por el contrario, si la precipitación fue menor al promedio, el corte de varas pudiera restringirse.

Adicionalmente a los aspectos de ecología de poblaciones, en los dos esquemas sugeridos para el manejo del rebrote es necesario incorporar aspectos claves de la ecofisiología de las plantas que intervienen en la regeneración. Por ejemplo, se ha reportado que especies sometidas a disturbios recurrentes (como el fuego) asignan más recursos al almacenamiento y tienden a tener una baja producción de semillas y un bajo reclutamiento de plántulas (Bell *et al.* 1996; Bell y Ojeda, 1999). Asimismo, trabajos sobre el efecto de la defoliación en palmas (*Chamaedorea elegans*) demuestran que la pérdida foliar induce a la asignación considerable de recursos hacia la producción de nuevas hojas más que a las estructuras reproductivas (Anten *et al.* 2003). Por la aparente existencia de un conflicto entre persistencia y reproducción (Bond y Midgley, 2001) es necesario desarrollar estudios con las especies proveedoras de varas, diseñados a determinar cuál es el umbral de cosecha máximo de las plantas aprovechadas sin que se comprometa la ganancia de carbono y las disyuntivas en la asignación de recursos a estructuras de soporte o de reproducción.

Para la región de la Costa de Jalisco no se conoce de un programa de manejo del rebrote implementado a través de las podas, y como sucede para muchas o la mayoría de las especies forestales del BTC, se opera principalmente a través de la regeneración natural. Como quedó establecido, cada una de las opciones de manejo aquí propuestas presenta ventajas y desventajas, y la elección de una u otra dependerá también de la situación socio-ambiental particular del ejido del que se trate. Incluso, dependerá hasta de la situación individual (sus percepciones, condición económica y situación familiar) de los propietarios de cada parcela o predio. Por ejemplo, el ejido Campo Acosta donde se llevó a cabo el experimento se compone de 227 ejidatarios. La mayoría de ellos posee terrenos “de monte” o “cerro”, así como terrenos agrícolas con riego por goteo dedicados al cultivo del mango, tamarindo, papaya, pepino, ajonjolí y maíz, principalmente. Por disponer y trabajar en los terrenos agrícolas como su principal actividad económica, algunos productores deciden mantener su porción de cerro como un reservorio para la extracción de postes, leña o madera para la construcción de casas, así como para el fomento de la vida silvestre. Sin embargo, existen otros ejidatarios que disponiendo aún de terrenos agrícolas pero con escasa economía para la agricultura, deciden combinar las actividades forestales. El ejido Campo Acosta limita con la zona de playa y dispone de una mayor cantidad de recursos que le permiten subsistir, o bien de practicar otras actividades como la ganadería, la pesca, el turismo y el comercio (José Luis Acosta, Comisariado Ejidal 2004-2007, comunicación personal). Sin embargo, otros ejidos de la región presentan una situación diferente y por estar más alejados de la línea de costa (por ejemplo, los ejidos Lázaro Cárdenas, Los Ranchitos y Morelos), presentan desde problemas de inaccesibilidad en la temporada de lluvias por el crecimiento de los arroyos, escasa disponibilidad de agua durante la estación seca, hasta condiciones adversas para la ganadería o la misma agricultura (suelos someros, pedregosos, poco desarrollados en pendientes pronunciadas, etc.). Bajo estas condiciones, este tipo de comunidades o ejidos están más ligados al componente forestal, siendo la extracción de frutos y raíces comestibles, la cacería, la extracción de madera para aserrar (del barcino por ejemplo, *Cordia elaeagnoides*, Boraginaceae), y la extracción de varas, actividades importantes que complementan el ingreso y permiten la subsistencia (Santos Gutiérrez Sandoval, Comisariado Ejidal Ejido Ranchitos 2010, comunicación personal).

El presente trabajo fue pionero en el ejido Campo Acosta y de manera paralela a la toma

de datos en campo, también se priorizó presentar información sistematizada a los ejidatarios, a través de talleres de difusión, relacionada con la problemática del BTC, su importancia a nivel global en términos de su conservación y manejo, así como de los servicios ecosistémicos que provee. Como una manera de apoyar la revaloración del bosque y la capacitación, siempre se buscó el apoyo de los dueños de las parcelas en el trabajo de campo, de tal modo que al final del estudio hubo una mejor comprensión del por qué realizar estudios detallados como este.

Finalmente, dado el alto porcentaje de mortalidad de rebrotes y de tocones y del tiempo estimado para realizar la cosecha de los rebrotes, es conveniente que las autoridades federales establezcan criterios más claros y estrictos para realizar el aprovechamiento de vara. La intensidad de la cosecha de varas no solamente debe estar guiada por la disponibilidad de tallos de acuerdo a las diferentes categorías diamétricas, sino también, en función de la capacidad regenerativa para cada especie y la historia de uso de cada sitio. Como se discutió en el Capítulo 3 de esta tesis sobre el banco de semillas y regeneración de *C. septemnervius* por esta vía, dejar el 20% de los individuos maduros de la población para la provisión de semillas en los sitios de corte no garantiza que el reclutamiento de plantas inicie y sea exitoso a partir del año siguiente, sobre todo si se trata de un año seco, y menos aún si el año previo también fue de baja precipitación.

5. Conclusiones

- A un año del corte, las nueve especies proveedoras de vara muestran alta y variable capacidad para producir rebrotes. La especie de mayor uso (*C. septemnervius*) es una de las que presenta mayor número de rebrotes producidos como respuesta al corte, es la segunda con menor crecimiento en diámetro y altura, y tan solo a un año después del corte, es la que presenta la más alta mortalidad de tocones.
- Existe escasa relación entre el número de rebrotes con el diámetro basal de los tocones y con la altura de corte. Esto significa que en ninguna de las especies es posible maximizar la producción del número de rebrotes mediante la manipulación de estas variables.
- La capacidad inicial de rebrote en *C. septemnervius* es aceptable en el sentido de que todos los árboles cortados forman nuevos y numerosos tallos a partir de meristemos

apicales en el tocón, después del primer año de experimentar el disturbio. Sin embargo, después de cinco años, la mortalidad de rebrotes y de tocones es alta bajo cualquier tratamiento de poda y su capacidad de regeneración puede ser insuficiente para el manejo sostenido de esta especie en el largo plazo.

- El periodo de mayor vulnerabilidad para *C. septemnervius* son los tres primeros años (el primero después del corte y los dos siguientes a la poda), ya que en este periodo se presenta la mayor mortalidad de rebrotes y de tocones. Aparentemente la mortalidad de tocones y el crecimiento están fuertemente acoplados a la disponibilidad de agua y por lo tanto a la distribución y cantidad de la precipitación que es altamente variable de un año a otro, aunque existe una tendencia a que los tocones de mayor diámetro sean los más susceptibles de morir.
- Los resultados obtenidos en el presente estudio indican que en aquellos tocones con más de 26 rebrotes, la supervivencia de los mismos se compromete. Ante ello el manejo del rebrote en *C. septemnervius* se puede implementar mediante dos opciones: 1) El manejo natural del rebrote (sin podar), el cual podría implementarse en aquellos tocones que presenten hasta 25 rebrotes/tocón; es decir, este grupo de tocones podrían dejarse sin manipulación alguna, teniendo presente que se prioriza la supervivencia de los tocones, sin optimizar el crecimiento y la consecuente reducción en el ciclo de corte. 2) El manejo del rebrote con podas controladas, el cual podría implementarse en los tocones que dispongan de una densidad inferior o superior a 25 rebrotes. En este caso, la poda sugerida puede ser desde 25% hasta 75%, dependiendo de la densidad de rebrotes/tocón y de la variable que se desee fomentar.
- Adicionalmente a las podas como una práctica de manejo silvícola en *C. septemnervius*, el sector institucional pudiera autorizar o restringir periodos de corte de varas, de acuerdo a la precipitación de cada temporada previa.
- Independientemente de la opción implementada o de la combinación de ambos esquemas, establecer ciclos de corte lo más prolongados posible puede ser un elemento de manejo que permita que los mecanismos de regeneración natural, tanto sexual como asexual, operen y ayuden en la recuperación de las áreas aprovechadas.
- Aspectos claves de ecología de poblaciones y de ecofisiología deberían incorporarse en el manejo del rebrote, con la finalidad de identificar con mayor claridad cuales son las

densidades óptimas que aseguran la supervivencia de los tocones y el mantenimiento o viabilidad de las poblaciones de *C. septemnervius*.

- A nivel de comunidad la intensidad de la cosecha de varas es del 28% de los individuos arbóreos. Por ello y debido a la dinámica que presenta la regeneración asexual de *C. septemnervius*, en los permisos oficiales los niveles de extracción deben ser revisados y ajustados en términos de la capacidad de regeneración que presenta cada especie. Para ocho de las nueve especies proveedoras de varas, esta información básica aún no existe y es necesario generarla a partir de estudios que contemplen un plazo que incorpore la variabilidad climática existente en la región (al menos 5 años).

6. Bibliografía

- Abbott P. G., Lowore, J. D. 1999. Characteristics and management potential of some indigenous firewood species in Malawi. *Forest Ecology and Management* 119: 111-121.
- Anten, N. P. R. Martinez-Ramos, M., Ackerly, D. D. 2003. Defoliation and growth an understory palm: quantifying the contributions of compensatory responses. *Ecology* 84: 2905–2918.
- Barrios, R. A. F. 1999. Notificación para el aprovechamiento de recursos forestales con fines comerciales del N. C. P. A. Lázaro Cárdenas, municipio de Tomatlán, Jalisco. Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal, Autlán, S. C.
- Bell, T. L., Ojeda, F. 1999. Underground starch storage in Erica species of the Cape Floristic Region – differences between seeders and resprouters. *New Phytologist* 144: 143–152.
- Bell, T. L. Pate, J. S., Dixon, K. W. 1996. Relationships between fire response, morphology, root anatomy and starch distribution in south-west Australian Epacridaceae. *Annals of Botany* 77: 357-364.
- Bellingham, P. J., Sparrow, A. D. 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos* 89: 409-416.
- Bellingham, P. J., Tanner, J. E. V., Healey, R. J. 1994. Sprouting of trees in Jamaica montane forest after a hurricane. *Journal of Ecology* 82: 747-758.
- Blake, T. J. 1983. Coppice systems for short-rotation intensive forestry the influence of cultural, seasonal and plant factors. *Australian Forest Research* 13: 279-291.
- Bond, W. J., Midgley, J. J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 45-51.
- Bullock, S. H., Solis-Magallanes, J. A. 1990. Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotropica* 22: 22-35.
- Bye, R. Ethnobotany of the Mexican dry tropical forests. 1995. In: Bullock, S. H., Mooney, H. A. y Medina, E. (Eds.). Seasonally dry tropical forests. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 277-303.
- Canadell, F. J., Lloret, F., López-Soria, L. 1991. Resprouting vigour of the mediterranean shrub after experimental fire treatments. *Vegetatio* 95: 119-126.
- Challenger, A. 1998. La zona ecológica tropical subhúmeda (selva subhúmeda). En: Utilización

- y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México: Presente y Futuro, CONABIO, IBUNAM, ASM, SC, México, pp. 375-433.
- Clarke, P. J., Lawes, M. J., Midgley, J. J. 2010. Resprouting as a key functional trait in woody plants – challenges to developing new organizing principles. *New Phytologist* 188: 651-654.
- CONAFOR, 2001. Comisión Nacional Forestal 2001-2006. SEMARNAP, México.
- De Freitas, J. V., Pinard, M. A. 2008. Applying ecological knowledge to decisions about seed tree retention in selective logging in tropical forests. *Forest Ecology and Management* 256:1434–1442.
- Deiller, A. F., Walter, J. M. N., Tremolieres, M. 2003. Regeneration strategies in a temperate hardwood floodplain forest of the Upper Rhine: sexual versus vegetative reproduction of woody species. *Forest Ecology and Management* 180: 215-225.
- Erdmann, T. K., Nair, P. K. R., Kang, B.T. 1993. Effects of cutting height on reserve carbohydrates in *Gliricidia sepium* (Jacq.) Walp. *Forest Ecology and Management* 57: 45-60.
- Fenner, M. 1985. Seed ecology. Chapman and Hall, London.
- Fredericksen, T., Contreras, F., Pariona, W. 2001. Guía de silvicultura para Bosques Tropicales de Bolivia. Proyecto Bolfor. Santa Cruz, Bolivia. 81. pp.
- Hardesty, L. H., Box, T. W. 1988. Defoliation impacts on coppicing browse species in north-east Brazil. *Journal of Range Management* 41: 66-70.
- Hardesty, L. H., Box, T. W., Malechek, J. C. 1988. Season of cutting affects biomass production by coppicing browse species of the Brazilian caatinga. *Journal of Range Management* 41: 477-480.
- Harrington, R. A., James, H. Fownes. 1993. Allometry and growth of planted versus coppice stands of four last-growing tropical tree species. *Forest Ecology and Management* 56: 315-327.
- Hernández-Apolinar, M., Valverde, T., Purata, S. 2006. Demography of *Bursera glabrifolia*, a tropical used for folk woodcrafting in Southern Mexico: An evaluation of its management plan. *Forest Ecology and Management* 223: 139-151.
- Hodgkinson, C. K. 1998. Sprouting success of shrubs after fire: Height-dependent relationships for different strategies. *Oecologia* 115: 64-72.

- Holbrook, N. M., Whitbeck, J. L., Mooney, H. A. 1995. Drought responses of neotropical dry forest trees. En: Bullock, S. H., Mooney, H., Medina, E. (Eds.). Seasonally dry tropical forests. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 243-276.
- Hueso, P. L. A. 1996. Notificación para el aprovechamiento de vara de Otate en el ejido Plan de Méndez, municipio de Cuautitlán, Jalisco. Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal, Autlán, S. C.
- Kamo, K., Sato A., Javing L. A. 1990. Coppice growth of some tropical tree species in Mindanao Island, the Philippines. *Jarq* 24: 235-241.
- Kaschula, S. A., Twine, W. C., Scholes. 2005. The effect of catena position and stump characteristics on the coppice response of three savannah fuelwood species. *Environmental Conservation* 32: 76-84.
- Kauffman, J. B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forests of the eastern Amazon. *Biotropica* 2: 219-224.
- Kauffman, J. B., Martin, R. E. 1990. Sprouting srhub response to different seasons and fuel consumption levels of prescribed fire in Sierra Nevada mixed conifer ecosystems. *Forest Science* 36: 748-764.
- Khan, M. L., Tripathi, R. S. 1986. Tree regeneration in a Disturbed Sub-Tropical Wet Hill Forest on North-East India: Effect of Stump Diameter and Height on Sprouting of Four Tree Species. *Forest Ecology and Management* 17: 199-209.
- Khurana, E., Singh, J. S., 2001. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. *Environmental Conservation* 28: 39-52.
- Kramer, P. J., Kozlowski, T. T. 1960. Physiology of Trees. McGraw-Hill, New York. Pp. 642.
- Kruger, L. M., Midgley, J. J. 2001. The influence of resprouting forest canopy species on richness in Southern Cape forests, South Africa. *Global Ecology & Biogeography* 10: 567-572.
- Kruger M. L., Midgley, J. J., Cowling, M. R. 1997. Resprouters vs reseeders in South African forest trees; a model based on forest canopy height. *Functional Ecology* 11: 101-105.
- Latt, C. R., Nair, P. K. R., Kang, B. T. 2000. Interactions among cutting frequency, reserve carbohydrates, and post-cutting biomass production in *Gliricidia sepium* and *Leucaena leucocephala*. *Agroforestry Systems* 50: 27-46.
- Levesque, M., McLaren, K. P., McDonald, M. A. 2011. Coppice shoot dynamics in a tropical

- dry forest after human disturbance. *Journal of Tropical Ecology* 27:259–268.
- Lindquist, A. C. 2000. Dimensions of sustainability: the use of vara blanca as a natural resource in the tropical deciduous forest of Sonora, Mexico. A dissertation Submitted to the Faculty of the Graduated Interdisciplinary Program In Arid Lands Resources Sciencies. The University of Arizona.
- Lomelí, J. A. 1996. Notificación para el aprovechamiento de vara en el P. P. Tiradores, municipio de la Huerta, Jalisco. Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal, Autlán, S. C.
- López-Urquidez, G. A. 1997. Distribución y abundancia de la vara blanca (*Croton* spp.) en el estado de Sinaloa. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. México, D. F.
- Lott, E. J. 1993. Annotated checklist of the vascular flora of the Chamela Bay Region, Jalisco, Mexico. Occasional Papers of the California Academy Sciences.
- Lott, E. J., Atkinson, T. H. 2002. Biodiversidad y fitogeografía de Chamela-Cuixmala, Jalisco. En: F. A. Noguera, J. H. Vega, A. N., García y M. Quesada (Eds.). Historia Natural de Chamela, pp. 83-97. Instituto de Biología, UNAM, México.
- Maass, J. M., Jordan, C., Sarukhán, J., 1988. Soil erosion and nutrient losses in seasonal tropical agroecosystems under various management techniques. *Journal of Applied Ecology* 25: 595-607.
- Martijena, N. E., Bullock, S. H. 1994. Monoespecific dominance of a tropical deciduous forest in Mexico. *J. Biogeogr.* 21, 63–74.
- Martínez-Yrizar, A., Sarukhán, J., Pérez-Jimenez, A., Rincón, E., Maass, J. M., Solís-Magallanes, A., Cervantes, L. 1992. Above-ground phytomass of a tropical deciduous forest on the coast of Jalisco, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 8: 87-96.
- Miller, P. M. 1999. Coppice shoot and foliar crown growth after disturbance of a tropical deciduous forest in Mexico. *Forest Ecology and Management* 116: 163-173.
- Miller, P. M., Kauffman, J. B. 1998a. Effects of slash and burn agriculture on species abundance and composition of a tropical deciduous forest. *Forest Ecology and Management* 103: 191-201.
- Miller, P. M., Kauffman, J. B. 1998b. Seedling and sprout response to slash-and-burn agriculture in a tropical deciduous forest. *Biotropica* 30: 538-546.

- Mostacedo, B., Putz, F. E., Fredericksen, T. S., Villca, A., Palacios, T., 2009. Contributions of root and stump sprouts to natural regeneration of a logged tropical dry forest in Bolivia. *Forest Ecology and Management* 258: 978-985.
- Muro, G. B. 1987. El proceso de producción de vara blanca (*Croton* sp.) en el estado de Sinaloa. Memoria de seminario de titulación. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- Mwavu, E. N., Witkowski, E. T. F. 2008. Sprouting of woody species following cutting and tree-fall in a lowland semi-deciduous tropical rain forest, North-Western Uganda. *Forest Ecology and Management* 255: 982–992.
- Negreros-Castillo, P., Hall, R. B. 2000. Sprouting capability of 17 tropical tree species after overstory removal in Quintana Roo, Mexico. *Forest Ecology and Management* 126: 399-403.
- Neke, K. S., Owen-Smith, R. N., Witkowski, E. T. F. 2006. Comparative resprouting response of savanna woody plant species following harvesting: the value of persistence. *Forest Ecology and Management* 232: 114-123.
- Ngulube, M. R. Chapola, G. B. J., Mwabumba, L. 1993. The potential of Australian dry zone acacias for agroforestry in Malawi. *Forest Ecology and Management* 56: 83-97.
- Nzunda, E. F., Griffiths, M. E., Lawes, M. J. 2008. Sprouting by remobilization of above-ground resources ensures persistence after disturbance of coastal dune forest trees. *Functional Ecology* 22: 577–582.
- Olivas, R. A. 1993. Determinantes ecológicas de la “Vara Blanca” (*Croton* spp.) en el estado de Sinaloa. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.
- Ortega, C. A. 1997. Notificación para el aprovechamiento de vara de la especie canelilla y otras comunes tropicales para la C. I. de Tomatlán, municipio de Tomatlán, Jalisco. Servicios Forestales el Tuito.
- Paciorek, J. C., Condit, R., Hubbel, S. P., Foster, R. B. 2000. The demographics of resprouting in tree and shrub species of a moist tropical forest. *Journal of Ecology* 88: 765-777.
- Peter, I., Lehmann, J., 2000. Pruning effects on root distribution and nutrient dynamics in an acacia hedgerow planting in northern Kenya. *Agroforestry Systems* 50: 59–75.

- Peters, C., Purata, S., Chibnik, M., Brosi, B., López, A., Ambrosio, M., 2003. The life and times of *Bursera glabrifolia* (H. B. K.) Engle. In Mexico: A parable for ethnobotany. *Economic Botany* 57: 431-441.
- Pickett, S. T. A., White, P. S. 1985. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, San Diego.
- Putz, F. E., Brokaw, N. V. L. 1989. Sprouting of broken trees on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 70: 508-512.
- Rendón-Carmona, H. 2002. Efecto del corte en la capacidad de rebrote de *Croton septemnerivius* McVaugh. (Euphorbiaceae) en un bosque tropical caducifolio. Tesis de Maestría. Universidad de Colima.
- Rendón-Carmona, H., Martínez-Yrizar, A., Balvanera, P., Pérez-Salicrup, D. 2009. Selective cutting of woody species in a Mexican tropical dry forest: Incompatibility between use and conservation. *Forest Ecology and Management* 257: 567–579.
- Reyes, O. A. 1993. Determinantes ecológicas de la “Vara Blanca” (*Croton* spp.) en el estado de Sinaloa. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.
- Rico-Gray, V., Garcia-Franco, J. G. 1992. Vegetation and soil seed bank of successional stages in tropical lowland deciduous forest. *Journal of Vegetation Science* 3: 617-624.
- Sampaio, E. V. S. B., Salcedo, I. H. 1993. Effect of different fire severities on coppicing of Caatinga vegetation in Serra Talhada, PE, Brazil. *Biotropica* 25: 452-460.
- Sampaio, E. V. S. B., Salcedo, I. H., Kauffman, J. B. 1993. Effect of different fire severities on coppicing of Caatinga vegetation in Serra Talhada, PE, Brazil. *Biotropica* 25: 452-461.
- Sennerby-Forsse, L., Fern, A., Kauppi, A. 1992. Coppicing ability and sustainability. In: Mitchel, C. P., Ford-Robertson, J. B., Hinckley, T., Sennerby-Forsse, L. (Eds.). *Ecophysiology of short rotation forest crops*. Chapman and Hall.
- Shackleton C. 2000. Stump size and the number of coppice shoots for selected savanna tree species. *South African Journal of Botany* 66: 124-127.
- Silva, J. N. M., Van Eldik, T. 2000. Approaches adopted towards yield regulation in Brazilian Amazon. En: Wright, H.L., Alder, D. (Eds.). *Proceedings of Workshop on Humid and Semi-humid Tropical Forest Yield Regulation with Minimal Data*. Occasional Papers. 52. Oxford Forestry Institute-O.F.I., Oxford, pp. 70–72.
- Smith, D. M. 1962. *The Practice of Silviculture*. 7a. Edition. Wiley, New York.

- Sokal, R. R., Rohlf, F. J. 1981. *Biometry*. Second Edition. W. H. Freeman and Company. New York.
- Stocker, G. C. 1981. Regeneration of a north queensland rain forest following felling and burning. *Biotropica* 13: 86-92.
- Von Ende, C.N., 2001. Repeated-Measures Analysis: Growth and Other Time-Dependent Measures. En: Scheiner, S.M., Gurevitch, J. (Eds.), *Design and Analysis of Ecological Experiments*. Second Edition. Oxford University Press, New York, pp. 134–157.
- Zimmerman, J. K., Everham, M. E., Waide, R. B., Lodge, D. J. Taylos. Ch., Brokaw, N. V. L. 1994. Responses of tree species to hurricane winds in subtropical wet forest in Puerto Rico: implications for tropical tree life histories. *Journal of Ecology* 82: 911-922.

CAPITULO 5

DISCUSIÓN GENERAL

Los resultados obtenidos en la presente investigación indican que la extracción selectiva y recurrente de varas para uso hortícola tiene efectos muy claros sobre la composición y estructura de la comunidad (Capítulo 2). Asimismo, a partir de un periodo de observación considerado de mediano plazo, el estudio aporta elementos sólidos sobre el mecanismo de regeneración por semillas (Capítulo 3) y por rebrote (Capítulo 4) para *C. septemnerivius*, una especie usada -junto con otras del mismo género-, desde mediados del siglo pasado en estados del norte del país, y para las cuales no existen estudios detallados previos sobre las implicaciones ecológicas de la extracción. Como ya se mencionó, los permisos oficiales para el corte de vara se basan en estudios técnicos que marcan el número y tipo de tallos que pueden ser cortados, sin tomar en cuenta las consecuencias de la intensidad del corte ni a nivel de las poblaciones, ni de la comunidad.

Los resultados presentados en el Capítulo 2 indican que efectivamente los sitios donde *C. septemnerivius* se distribuye y eventualmente se autorizan para la extracción de las varas, corresponden -sobre todo los del primer corte- a sitios de vegetación madura, y que el corte selectivo realizado en una o dos ocasiones tiene efectos sobre dos aspectos importantes a nivel de comunidad. El primer aspecto es la riqueza de especies, la cual disminuye en la medida que aumenta el número de cortes (65 especies de 30 familias en sitios sin corte (tratamiento testigo); 50 especies de 22 familias para el tratamiento de un corte, y 38 especies de 20 familias en el tratamiento de dos cortes). El segundo efecto detectado son los cambios en los patrones de dominancia-diversidad de las especies leñosas, en particular en la densidad relativa, el área basal relativa y el número de tallos por especie. Estos cambios son evidentes desde el primer evento de corte y aún más después del segundo evento, originando con ello que la comunidad llegue a estar fuertemente dominada por *C. septemnerivius*, la especie con mayor porcentaje de extracción. Desde el punto de vista de incrementar la disponibilidad de tallos que provean de tutores para la horticultura, el incremento en la dominancia de *C. septemnerivius* es positivo; sin embargo, ocurre a expensas de una reducción en la riqueza de especies arbóreas y a la reducción en la abundancia relativa de algunas especies de bosque primario, permitiendo con ello que otras especies de carácter secundario indicadoras de sitios perturbados, tales como *C. spinosus* y

H. pallidus aumenten en densidad. Estos efectos sugieren que el corte selectivo de varas, realizado bajo los actuales regímenes de cosecha en la región de Chamela, Jalisco, es una práctica incompatible con la conservación de la diversidad de especies leñosas, un aspecto que es necesario cuidar para avanzar hacia un manejo forestal sustentable en los bosques tropicales en general, y en el caso del BTC en particular, tanto por su importancia en términos de biodiversidad y endemismos, como por los servicios ecosistémicos que proporciona (Murphy y Lugo, 1985; Janzen, 1988; Balvanera *et al.* 2011).

Los cambios promovidos por el corte selectivo son comprendidos si consideramos que a nivel de comunidad el corte se realiza de nueve especies que proporcionan las varas útiles como tutores para la horticultura (Cuadro 3, Capítulo 2), que la intensidad de cosecha suma desde 990 varas/ha (Capítulo 4), hasta 1,910 varas/ha para un número similar de especies (Rendón-Carmona, 2002), y que ello equivale al 28% de los individuos leñosos del total de la comunidad. También, los cambios son entendibles si tomamos en cuenta que en el afán de obtener la mayor ganancia posible, los jornaleros no excluyen del corte a aquellas especies no útiles aún cuando no sean compradas por los horticultores, ni a los individuos o rebrotes jóvenes de las especies apreciadas. Asimismo, para acceder a sitios que aún no disponen de brechas se abren caminos con hacha o motosierra que permitan mover la madera hacia los sitios de acopio, generando una alteración que se extiende más allá de los sitios cortados.

Todos estos cambios también se contextualizan en la dinámica de la regeneración sexual y asexual acoplada fuertemente a los patrones en la precipitación que caracterizan al BTC. Como se reporta en el Capítulo 3, el muestreo del suelo para analizar el banco de semillas realizado en el 2004 (mayo), así como en los dos realizados en 2005 (marzo y septiembre), indica que en general el banco de semillas fue escaso y dominado principalmente por especies herbáceas. En mayo de 2004, solamente en el tratamiento de un corte, se encontraron 12 semillas pertenecientes a especies leñosas, pero en su mayoría (58%) correspondieron a *H. pallidus*, una especie indicadora de perturbación. En la colecta de marzo de 2005 el número de semillas germinadas también fue extremadamente bajo para las tres categorías de plantas de todos los tratamientos y con solamente tres semillas de especies leñosas. Finalmente, en la colecta realizada en el periodo de lluvias de 2005 (septiembre), el banco de semillas tuvo una tendencia similar a los dos muestreos anteriores, con solamente una semilla en la categoría de leñosas.

En el periodo 2004, 2005 y 2006, la escasez de plántulas de *C. septemnerivius* tiene sus orígenes en la sincronización que existe entre la fenología de esta especie y los patrones en la precipitación. En 2004 (septiembre), solamente en el tratamiento de un corte se encontró un promedio de 2,778 plántulas/ha, cuya supervivencia bajó al 80% en 2005 (septiembre), al 20% en 2006 (septiembre) y al 0% en 2007 (Figura 4a, Capítulo 3). Nuevamente, los datos obtenidos indican que el crecimiento de plántulas de esta especie es lento, alcanzando apenas 1.1 mm de diámetro basal y 9 cm de altura (Figura 4b y c, respectivamente; Capítulo 3) después de 3 años. Como se ha establecido, el crecimiento originado a partir de rebrotes es mayor con respecto al de las plántulas, por disponer los primeros de un sistema radicular establecido que le abastece de una mayor cantidad de recursos para mantener su crecimiento (Miller, 1999; Khurana y Singh, 2001; Mostacedo *et al.* 2009).

En 2005 no se registraron plántulas de *C. septemnerivius* en ningún tratamiento, pero estudios realizados de manera paralela al presente trabajo (Láscarez, datos no publicados) indican que en años extremadamente secos (como lo fue el 2005), solamente el 2% de los botones florales producidos al final de la temporada anterior de lluvias –entre septiembre y octubre de 2004-, fueron capaces de resistir la estación seca (noviembre 2004–mayo 2005) y de alcanzar la etapa de maduración de los frutos. Contrario al año 2005, caracterizado no solamente por la baja precipitación sino también por un inicio tardío de las lluvias y por la intermitencia de los eventos de lluvia (Figura 2, Capítulo 3), el 2006 fue uno de los años con una de las precipitaciones más altas registradas para la región en los últimos 30 años y con lluvias tempranas que iniciaron desde el mes de junio. Desafortunadamente, en este año no se evaluó la producción de semillas ni el banco de semillas en el suelo; sin embargo, por la copiosa precipitación de ese año (1,014 mm), es probable que *C. septemnerivius* y otras especies leñosas hayan estado ampliamente representadas en el banco de semillas. Esto explica la alta densidad de plántulas de *C. septemnerivius* registrada en el 2006, aunque con valores muy dispares entre tratamientos: en T₀ (sitio sin corte de vara) se estimó una densidad de 37,800 plántulas/ha; en T₁ (sitio con un corte) de 21,700, mientras que en T₂ (sitio con dos cortes) de 402,202 plántulas/ha. Asimismo, en un sitio con un tratamiento de un corte y que no fue cercado para observar el efecto del ganado se encontraron 35,600 plántulas/ha (Cuadro 3a, Capítulo 3). En todos los casos y después de un año, la supervivencia de plántulas desciende fuertemente, llegando al 53% en el tratamiento testigo, al 0% en el tratamiento de un corte con y sin ganado, y al 7% en

el tratamiento de dos cortes. Para bosques estacionalmente secos, la existencia de un dosel que proporcione sombra genera sitios más seguros para las semillas y plántulas, dado que reduce la desecación y con ello la mortalidad (Lieberman y Li, 1992, Ray y Brown, 1995; McLaren y McDonald, 2003b). Así, la presencia de un dosel en el tratamiento testigo (sin historia de corte) puede explicar una mayor supervivencia de plántulas, mientras que los cambios biofísicos generados por el corte en T_1 y T_2 , tales como la apertura del dosel y mayor insolación pueden ser la causa de una mayor mortalidad de plántulas, y más aún si a esto se añade la mayor vulnerabilidad a la desecación de la plántulas en el pico de la estación seca en comparación con rebrotes conespecíficos (Saha *et al.* 2005). Por el porcentaje de supervivencia de plántulas en el tratamiento sin corte y de dos cortes, obtenido del 2006 al 2007, es probable que para *C. septemnervius* y otras especies del BTC existan pulsos de reclutamiento de nuevos individuos a partir de semillas -especialmente en años de alta precipitación-, los cuales pudieran permitir el reemplazo y mantenimiento de las poblaciones naturales a lo largo del tiempo. Se comprueba que las plántulas de *C. septemnervius* tienen un menor crecimiento con respecto al que presentan los rebrotes de esta misma especie (Cuadro 2b, Capítulo 3). Por último, es posible que los patrones fenológicos de otras especies leñosas proveedoras de varas del BTC estén igualmente acoplados con la precipitación, y ello explique, en combinación con factores de depredación, su ausencia en el banco de semillas. Sin embargo, estudios adicionales sobre el banco de semillas y su variabilidad espacio-temporal en el BTC en comparación con los sitios aprovechados son aún necesarios para confirmar esta conclusión.

Como se menciona en la literatura, la capacidad de rebrote es un mecanismo de regeneración vegetativa frecuente en especies del bosque tropical caducifolio y los resultados encontrados en las especies proveedoras de varas así lo confirman (Cuadro 2, Capítulo 4). Sin embargo, para alcanzar un aprovechamiento forestal sostenible, uno de los principales retos que enfrentan las especies bajo corte selectivo es asegurar su regeneración natural en el largo plazo (Neke *et al.* 2006; Mwavu y Witkowski, 2008; Mostacedo *et al.* 2009). El caso de *C. septemnervius* ejemplifica lo que pudiera estar ocurriendo para las demás especies del BTC sometidas a la cosecha. Inicialmente el rebrote en esta especie es una respuesta eficiente ante la pérdida de biomasa aérea, ya que es muy vigoroso en la mayoría de los árboles cortados; sin embargo, por los resultados obtenidos a lo largo de 5 años, que muestran que la supervivencia más alta de tocones es del 30%, con solamente el 25% de los rebrotes vivos (Cuadro 8, Capítulo

4) y con un tiempo estimado para su cosecha de 13.8 años cuando se practican las podas a un 75%, este mecanismo de regeneración aparentemente no resulta eficiente para la especie, pero asegura la persistencia del individuo en la población. Considerando la dinámica de la regeneración por la vía sexual y asexual evaluada en este trabajo en *C. septemnervius*, la cosecha sostenible de varas a partir de esta especie resulta dudosa. Cabe mencionar que estos resultados fueron obtenidos en un lapso considerado como de mediano plazo (5 años), y que los dos primeros años subsecuentes al corte de vara en el sitio de estudio fueron particularmente secos, con una precipitación anual 22% y 54% por debajo del promedio, respectivamente. Es probable que el corte de vara efectuado en años lluviosos, seguidos de años húmedos determine que la regeneración por la vía del rebrote ocurra de manera más alentadora a lo encontrado ahora, condiciones difíciles de predecir considerando la alta variabilidad de la precipitación inherente al BTC de la región de Chamela. Independientemente de la prevalencia de años secos, parecería que *C. septemnervius* podría manejarse de la forma natural que se practica localmente; es decir, sin poda alguna, dado que esta opción permite obtener uno de los más altos porcentajes de supervivencia de tocones (28%), la más alta densidad de rebrotes por tocón (6.1), y por consiguiente, la más alta densidad de tallos/ha (347). La desventaja del manejo por esta vía es que no se fomenta el crecimiento ni en diámetro ni en altura de los rebrotes, por lo que el ciclo de cosecha de los rebrotes se estima que se puede extender a 17.4 años en promedio.

La segunda opción para el manejo del rebrote en *C. septemnervius* es estableciendo podas que vayan desde 25% hasta 75%, dependiendo de la densidad de rebrotes que tengan los tocones y de la variable que se desee fomentar, ya sea el crecimiento en diámetro o la altura de los rebrotes. Esta opción requiere la intervención de los ejidatarios para practicar las podas, una práctica silvícola que no excede los 6 minutos en aquellos tocones con mayor densidad de rebrotes, y que posibilita una reducción en el ciclo de cosecha, así como la mayor supervivencia de tocones y rebrotes. Sin embargo, la disponibilidad de tallos/ha sigue siendo menor con respecto a los tocones no podados. Independientemente de la opción implementada o de la combinación de ambos esquemas, establecer ciclos de corte lo más prolongados posible puede ser un elemento de manejo que permita que los mecanismos de regeneración natural, tanto sexual como asexual, operen y ayuden en la recuperación de las áreas aprovechadas. En este sentido, de manera adicional a las podas como una herramienta de manejo, el sector

institucional pudiera autorizar o restringir periodos de corte de varas de acuerdo a la precipitación de cada temporada previa.

Los resultados obtenidos en el presente estudio sugieren que la supervivencia de los tocones se compromete cuando la densidad de rebrotes excede 26 tallos, por lo que en aquellos tocones que excedan esta densidad es necesario la aplicación de las podas. Asimismo, los resultados obtenidos enfrentan a la toma de decisiones sobre el manejo de la vara a la disyuntiva de incrementar el número de rebrotes a costa de aumentar el ciclo de corte, o a reducir el ciclo de corte comprometiendo la disponibilidad de tocones y varas. Entre los ejidatarios, existe la idea de que por el rebrote de las especies cortadas, se pueden cosechar más tallos por unidad de superficie y en un tiempo mucho menor al estimado en la presente investigación (alrededor de 6 años). Estas ideas, combinadas con una mayor demanda de tutores para el cultivo de hortalizas, el cual, en el propio ejido se ha incrementado notablemente, hacen atractiva la alternativa de explotación en estos sitios. Sin embargo, los resultados mostrados en la presente investigación, señalan que desde el punto de vista de la conservación existen fuertes razones para confirmar que los actuales niveles de extracción del recurso vara no son acordes con una cosecha sostenible en el largo plazo y que en cambio ejercen una fuerte presión en la dinámica del BTC y sus recursos.

Los dos esquemas sugeridos para el manejo de la vara y del rebrote se abordan desde una perspectiva aplicada, por lo que se resalta la necesidad de incorporar el análisis de aspectos claves de la ecología de las poblaciones de las especies proveedoras de vara (tasas de reclutamiento y probabilidades de transición de una etapa a la siguiente en el ciclo de vida) y de ecofisiología en el manejo del rebrote (mecanismos de resistencia a la sequía, movilización de carbohidratos a diferentes intensidades de poda, asignación a estructuras reproductivas, etc.) con la finalidad de identificar con mayor claridad cuáles son las densidades óptimas que aseguran la supervivencia de los tocones, el crecimiento de los rebrotes y el mantenimiento de poblaciones viables de *C. septemnerius* y de la comunidad en el largo plazo.

Estudios previos indican que especies sometidas a disturbios recurrentes como el fuego o a la defoliación parcial asignan más recursos (reservas o carbohidratos no estructurales) a la recuperación por la vía del rebrote, más que a la formación de estructuras de reproducción sexual (Bell *et al.* 1996; Bell y Ojeda, 1999; Anten *et al.* 2003). Esto representa un conflicto entre persistencia y reproducción (Bond y Midgley, 2001). Por ello, es aún necesario desarrollar

estudios más detallados de las especies proveedoras de varas del BTC, que aborden aspectos como los umbrales de cosecha máximos sin que se comprometa la ganancia de carbono en las plantas aprovechadas, o se analicen las disyuntivas de la planta en la asignación de recursos a estructuras de soporte y de reproducción. Finalmente, debido a la alta variabilidad climática que caracteriza a los BTC, que influye de manera determinante en los procesos de regeneración de la vegetación, el reto es que tales estudios se realicen bajo una perspectiva de largo plazo, y que permitan la obtención de elementos con una base científica sólida que orienten sobre un manejo sostenible y la conservación del bosque.

Bibliografía

- Anten, N. P. R. Martinez-Ramos, M., Ackerly, D. D. 2003. Defoliation and growth an understory palm: quantifying the contributions of compensatory responses. *Ecology* 84: 2905–2918.
- Balvanera, P., Castillo, A., Martínez-Harms, M. J. 2011. Ecosystem services in seasonally dry tropical forests. In: Dirzo, R., Young, S.Y., Mooney, H., Ceballos, G. (eds). Seasonally dry tropical forests. Ecology and Conservation. Island Press, Pp. 259-257.
- Bell, T. L. Ojeda, F. 1999. Underground starch storage in Erica species of the Cape Floristic Region –differences between seeders and resprouters. *New Phytologist* 144: 143-152.
- Bell, T. L. Pate, J. S., Dixon, K. W. 1996. Relationships between fire response, morphology, root anatomy and starch distribution in south-west Australian Epacridaceae. *Annals of Botany* 77: 357-364.
- Bond, W. J., Midgley, J. J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 45-51.
- Janzen, D. H. 1988. Tropical dry forests: The most endangered major tropical ecosystem. Pp. 130-137. In Wilson. E. O. (Ed.). Biodiversity National Academic Press, Washington, D. C.
- Khurana, E., Singh, J.S. 2001. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. *Environmental Conservation* 28: 39-52.
- Láscarez, C. A. J. En preparación. Estructura poblacional de la canelilla, producción de flores y frutos y germinación de semillas. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Lieberman, D. & Li, M. 1992. Seedling recruitment patterns in a tropical dry forest in Ghana. *Journal of Vegetation Science* 3: 375-382.
- McClaren, K.P., McDonald, M.A. 2003. Seedling dynamics after different intensities of human disturbance in a tropical dry limestone forest in Jamaica. *Journal of Tropical Ecology* 19: 567-578.
- Miller, P. M. 1999. Coppice shoot and foliar crown growth after disturbance of a tropical deciduous forest in Mexico. *Forest Ecology and Management* 116: 163-173
- Mostacedo, B., Putz, F. E., Fredericksen, T. S., Villca, A., Palacios, T. 2009. Contributions of

- root and stump sprouts to natural regeneration of a logged tropical dry forest in Bolivia. *Forest Ecology and Management* 258: 978-985.
- Murphy, P. G., Lugo, A. E. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 67-88.
- Mwavu, E. N., Witkowski, E. T. F. 2008. Sprouting of woody species following cutting and tree-fall in a lowland semi-deciduous tropical rain forest, North-Western Uganda. *Forest Ecology and Management* 255: 982–992.
- Neke, K. S., Owen-Smith, R. N., Witkowski, E. T. F. 2006. Comparative resprouting response of savanna woody plant species following harvesting: the value of persistence. *Forest Ecology and Management* 232: 114-123.
- Ray, G. J., Brown, B. J. 1995. Restoring Caribbean dry forests: evaluation of tree propagation techniques. *Restoration Ecology* 3: 86-94.
- Rendón-Carmona, H. 2002. Efecto del corte en la capacidad de rebrote de *Croton septemnerivus* McVaugh. (Euphorbiaceae) en un bosque tropical caducifolio. Tesis de Maestría. Universidad de Colima.
- Saha, S., BassiriRad, H., Joseph, G. 2005. Phenology and water relations of tree sprouts and seedlings in a tropical deciduous forest of South India. *Trees – Structure and Function* 19: 322–32