El Colegio de la Frontera Sur

Manejo forestal comunitario y biodiversidad en Los Altos de Chiapas

TESIS
presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural

por

Ana Filipa Duarte Martins

2010

Agradecimientos:

En el desarrollo de esta tesis y respectivo trabajo de investigación intervinieron diversas personas y entidades a quienes debo un sincero agradecimiento:

A los ejidatarios de Fray Bartolomé de Las Casas por el permiso para hacer el estudio en sus tierras. A nuestros informantes Dn Diego López, Dn Fausto Hernández, el ing. Florentino Rosales y el ing. Carlos Santiago por toda la información prestada.

A CONACYT por la beca otorgada para realizar la presente investigación.

A mí tutor, Dr. Sergio Cortina, por el apoyo personal y por el apoyo científico, económico y de campo que dio a este trabajo de investigación. A mis asesores, Dr. Miguel Ángel Castillo por su disponibilidad apoyo y comentarios y Dr. Hugo Perales por sus comentarios, disponibilidad y prontitud.

A Magdiel Luis Santiago y Rocío Jiménez, mis compañeros de campo, por su dedicación y compañía que hicieron menos pesados y más alegres los inventarios. A Leticia Ochoa, Héctor Placencia y Hugo Courtois por el apoyo y la compañía en campo. A Manuel Anzuelo y Miguel Anaya por el apoyo en campo y laboratorio

A Miguel Icó por su invaluable trabajo de identificación en el herbario, por su paciencia, por todas sus enseñanzas y su amistad.

Helda Kramsky por siempre tener tiempo para explicar, facilitar y resolver todos los procesos burocráticos.

A mis padres y abuelo, por su cariño, confianza y comprensión. A mis amigos Claudia Ramos, Iris Liscovsky, Nelson Rendón, Benjamin Bathfield, Carlos Balboa, Julieta Maya, Tania Espinosa y Carmelita que supieron celebrar las alegrías y amenizar las tristezas, ayudándome a llevar este trabajo adelante y a encarar las dificultades con más clareza y tranquilidad.

Índice:

Índice i
Resumen: iv
Palabras clave: iv
Lista de Acrónimos v
Introducción: 1
- Biodiversidad y poblaciones rurales: 1
- Manejo forestal comunitario: 4
- Métodos de manejo forestal maderero en México y en los Altos de Chiapas: 9
- Objetivos: 14
  - Objetivo general: 14
  - Objetivos específicos: 15
- Hipótesis: 15

Materiales y métodos: 17
- Zona de estudio: 17
- Análisis de mapas 20
- Inventario forestal 20
- Variables edáficas 21
- Análisis estadístico 22
- Conocimiento local 23

Resultados: 24
- Análisis de mapas 24

- Variables edáficas..... 26
- Composición florística:..... 27
    - Ordenación indirecta..... 27
- Cobertura arbórea..... 33
- Área basal total (individuos adultos): 34
- Diámetro cuadrático promedio (individuos adultos): 36
- Individuos por clase etaria 37
    - Densidad de individuos adultos 38
    - Densidad de juveniles..... 39
    - Densidad de plántulas: 41
- Distribución diamétrica de los adultos..... 42
- Riqueza específica y índices de dominancia y equidad..... 46
- Curvas de rarefacción..... 49
- Curvas de dominancia-diversidad:..... 51
- Entrevistas: 63

Discusión: 69

- Análisis de mapas..... 69
- Variables edáficas..... 69
- Composición florística..... 69
- Estructura 72
- Riqueza específica y diversidad 75

- Entrevistas 78
- Consideraciones generales 80

Conclusiones: 83

Referencias bibliográficas: 85

Anexos 97

- Anexo 1 (Tablas de datos) 98
- Anexo 2 (Fotografias) 105

Resumen:

El manejo forestal comunitario es frecuentemente apuntado como una forma de promover la conservación de la biodiversidad y de generar ingresos para las poblaciones rurales al mismo tiempo. En México, una fracción importante de la explotación forestal es realizada por empresas forestales comunitarias y esta es una actividad en crecimiento. En el presente trabajo se estudiaron los impactos de la forestería sobre la diversidad de plantas leñosas y la estructura de un bosque de pino-encino de los Altos de Chiapas. En las tierras ejidales de Fray Bartolomé de Las Casas, se inventariaron adultos, juveniles y plántulas de especies de plantas leñosas, se midió la cobertura de dosel, se controlaron variables edáficas y se aplicaron entrevistas semiestructuradas a actores-clave. El inventario se llevó a cabo en dos áreas de corta en etapas distintas del aprovechamiento y un área testigo sin aprovechamiento maderero comercial. Aunque las diferencias en riqueza específica, dominancia y equidad fueron pequeñas, se evidenciaron diferencias florísticas entre tratamientos para los diferentes estratos considerados. También el diámetro cuadrático promedio, la densidad de individuos juveniles, su correlación con la densidad de individuos adultos y la cobertura de dosel revelaron el impacto del aprovechamiento forestal. Se concluye que la forestería comunitaria, como se plantea ahora, aunque sea una solución para mantener e incluso expandir la cubierta vegetal, no lo es para mantener la biodiversidad de los bosques aprovechados

Palabras clave: Forestería, Estructura, Composición florística, Bosques de pino-encino, Regeneración**.**

Lista de Acrónimos:

CONAFOR – Comisión Nacional Forestal

DGAF – Dirección General de Aprovechamientos Forestales

EFC – Empresa Forestal Comunitaria

MDS – Método de Desarrollo Silvícola

MMOBI – Método Mexicano de Ordenamiento de Bosques Irregulares

PROCYMAF – Proyecto de Conservación y Manejo Sustentable de Recursos Forestales en México

SEMARNAT – Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales

Introducción:

- Biodiversidad y poblaciones rurales:

La biodiversidad constituye el principal patrimonio natural de la humanidad ya que depende de ella para su alimentación, obtención de medicinas, producción de bienes y servicios, para citar apenas algunos ejemplos (Mesén 2003). México es considerado unos de los países megadiversos del mundo (Challenger 1998, Castillo & Toledo 2000), contando con 10% de la biodiversidad mundial (Toledo 1988) así como con un gran número de ecosistemas distintos en su territorio. Estos ecosistemas son recursos de gran importancia para el país desde el punto de vista social, económico y ambiental (FAO – SEMARNAT 2004). En una perspectiva funcional la biodiversidad juega su más importante papel como proveedora de especies que desempeñen funciones y que confieran estabilidad (Bengtsson 2000). La pérdida de diversidad significa la pérdida de especies incluyendo especies clave, lo cual puede llevar a varias consecuencias indeseables como cambios en las redes tróficas, pérdida de funciones de especialistas y de grupos funcionales (Bengtsson 2000). México es uno de los países que registran mayores tasas relativas de pérdida de superficie boscosa (Masera et al. 1997, Cedeño-Gilardi y Pérez-Salicrup 2005, Velázquez et al. 2002, FAO – SEMARNAT 2004).

El papel de los bosques en la manutención de la biodiversidad global es reconocido desde hace mucho tiempo (COP 1995, Kozlowski 2002). En conjunto, los bosques tropicales, templados y boreales son hábitat para los más diversos grupos de plantas, animales y microorganismos y poseen la gran mayoría de las especies terrestres (COP 1995). La manutención de estos ecosistemas es crucial para la

conservación de la biodiversidad y del papel que esta juega en el clima global y en los ciclos biogeoquímicos (COP 1995).

Chiapas es el estado más sureño de la República Mexicana. Su rango latitudinal, orografía y historia geológica crean una gran variedad de regiones fisiográficas y de condiciones ecológicas (González-Espinosa et al. 2004); es considerado el segundo estado más diverso de México ya que posee casi todos los tipos de ecosistemas del país (Miranda, 1952).

Los Altos de Chiapas son una zona montañosa de altitud comprendida entre 1000 y 2900 metros sobre el nivel del mar (Cortina 2006). Le corresponden hábitats frescos, con lluvias moderadas, suelos fértiles en valles altos y laderas de pendiente media y ocurrencia de heladas de frecuencia muy variable, principalmente en las áreas más elevadas (González-Espinosa et al. 2005). Las formaciones forestales más importantes son: el bosque de encino, pino-encino, pino-encino-liquidámbar, pino y bosque de niebla (Miranda 1952, Breedlove 1981, González–Espinosa et al. 1991 y Ochoa-Gaona y González-Espinosa 2000, Cortina 2006).

Los bosques de pino-encino de Chiapas son formaciones vegetales que ocurren arriba de los 1,500 metros y poseen una cobertura arbórea dominada por *Pinus* sp. y *Quercus sp.* (González-Espinosa et al. 2006). En estas zonas se ha mantenido una tendencia de fragmentación de los bosques maduros que son sustituidos por áreas de cultivo y comunidades vegetales secundarias asociadas a la agricultura itinerante, en las últimas cinco décadas, observándose el deterioro más acentuado en los años setenta (González-Espinosa et al. 2006). Entre 1970 y 1990, el área de bosques cerrados en Los Altos del centro de Chiapas se redujo en un 49%, mientras que la superficie de bosques fragmentados y/o degradados aumentó en un 64% y la de tierras

abiertas para usos agropecuarios aumentó en un 9% (de Jong et al. 1999). Aún variando, las tasas anuales de deforestación en esta zona han superado las tasas de deforestación nacionales desde 1974 (Ochoa-Gaona y González-Espinosa 2000). Se registran 1.3% y 4.8% de tasa de deforestación anual para los periodos de 1975-1990 y 1990-2000 respectivamente (Cayuela et al. 2006b).

Además de la deforestación y de la fragmentación, se ha producido un empobrecimiento florístico de los bosques secundarios (Ramírez-Marcial et al. 2001; Ochoa-Gaona 2001) asociado a una sustitución de las especies de *Quercus* por *Pinus*. Este proceso es acompañado de una reducción en la riqueza de bejucos, lianas, arbustos y árboles del interior (González-Espinosa et al. 2006). Con esta reducción de especies y de la abundancia de *Quercus* puede estar comprometida la regeneración de numerosas especies arbóreas a ellas asociadas (Galindo-Jaimes et al. 2002; Ramírez-Marcial 2003).

De una forma general, los recursos forestales de la República Mexicana están afectados por actividades y situaciones asociadas a las comunidades rurales (cambio de uso del suelo, cortas ilegales; incendios forestales provocados por el hombre; pastoreo no controlado en bosques y selvas y plagas y enfermedades) (FAO – SEMARNAT 2004). Es por eso que dichas comunidades han sido apuntadas como culpables de la pérdida de la superficie boscosa, fragmentación del hábitat y disminución de la biodiversidad (González-Espinosa et al. 2007).

Las tendencias observadas en los bosques de pino-encino de los Altos de Chiapas pueden estar asociadas a diversos factores sociales como el aumento de la densidad poblacional y la creación de nuevos asentamientos (Ixtacuy-López et al. 2006), la emigración, los niveles de pobreza, adopción de nuevos cultivos, el desarrollo

de infra-estructura y los mayores riesgos de incendios extensos en años muy secos (González-Espinosa et al. 2007). El potencial de sustento local es relativamente limitado, ya que los suelos (en su mayoría rendzinas, litosoles, regosoles y luvisoles) son poco aptos para la agricultura (González-Espinosa et al. 2007). El bajo potencial agrícola de los suelos hace de los bosques recursos muy importantes para las poblaciones locales, como fuente de leña, materiales de construcción y otros productos como plantas medicinales. Actualmente son también fuente de ingresos por la producción maderera (Cortina 2006) ya que el paisaje tiene potencial para el aprovechamiento forestal, aunque esta actividad económica tiene un nivel de desarrollo todavía incipiente en la región (González-Espinosa et al. 2007).

- Manejo forestal comunitario:

La percepción que la población tiene del bosque y el manejo que le aplica son de gran importancia a nivel nacional. Las implicaciones del manejo forestal comunitario en México no deben ser subvalorizadas ya que entre 50% y 80% de los recursos forestales nacionales están en manos de ejidos o comunidades (Bray et al. 2003, Antinori & Rausser 2003; White & Martin 2002; Snook 1997) y que en 1992, el 40% de la producción mexicana de madera provenía de empresas forestales comunitarias (EFC) (Bray & Merino-Pérez 2002).

La reforma agraria y las políticas forestales de vedas y concesiones llevadas a cabo a lo largo de los años, conjuntamente con las políticas de incentivo a la ganaderización, con los subsidios de desmonte, con la llamada “revolución verde” y la falta de alternativas productivas basadas en el uso forestal han generado una situación contradictoria en México. Han impedido la generación de tradiciones forestales entre la

población rural (Duran et al. 2005), al mismo tiempo que han confiado la propiedad de los bosques a esa misma población.

En el gobierno del presidente Miguel de la Madrid la Ley Forestal de 1986 proscribió las concesiones forestales (Merino-Pérez & Segura-Warnholtz 2005). Con la recuperación de los derechos sobre el bosque, muchas comunidades antes afectadas por las concesiones y las vedas dieron inicio a actividades propias de explotación forestal en modelos de gestión comunitaria que sustituyeron a las empresas anteriores. Con el gobierno del presidente Fox se crea el Plan Nacional Forestal (2001-2006) que reconoce las experiencias exitosas de manejo forestal comunitario y que propone que el apoyo a estas empresas puede ser parte de una estrategia para combatir el deterioro de los bosques, además de proponer el desarrollo del mercado de servicios ambientales (CONAFOR 2002). Se creó la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), adscrita a la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) otorgando al manejo forestal una visión conservacionista y no simplemente productivista (Merino-Pérez & Segura-Warnholtz 2005).

El sistema de tenencia de la tierra y los terrenos repartidos por la reforma agraria han hecho de México un caso único en el mundo en lo que toca la producción forestal ya que es de los pocos países en los que una fracción importante de la explotación forestal está hecha por empresas forestales comunitarias (Bray & Merino 2002).

Es difícil saber cuantas comunidades están haciendo uso legal de sus bosques ya que la mayoría de los datos disponibles fueron generados entre el final de la década de los 80 y primera mitad de la década de los 90 (Bray y Merino 2007). Esos datos apuntan para un rango de 7,000 a 9,000 ejidos y comunidades con tierras boscosas y

entre 288 a 790 que aprovechaban legalmente sus bosques. Son números que muestran que, a pesar de la distribución de los recursos boscosos mexicanos, su sector forestal es todavía incipiente y se debate con varios problemas.

Uno de los problemas con los que se enfrentan las comunidades para el aprovechamiento de sus bosques son los complicados y costosos trámites para obtener una autorización de aprovechamiento forestal por parte de la SEMARNAT que elevan los costos de producción y bajan la competitividad. El manejo forestal comunitario queda así al margen de los mercados nacional y mundial. A la vez desalienta a los dueños de los bosques a establecer planes de manejo, empujándolos a otras vías de aprovechamiento más rápidas como el cambio de uso del suelo y la tala ilegal. Esta situación hace más difícil el control de los recursos forestales y su uso racional y permanencia (CCMSS 2008). Sin embargo, existen también programas de apoyo a la forestería comunitaria como Proyecto de Conservación y Manejo Sustentable de Recursos Forestales en México (PROCYMAF) y algunos subsidios. El PROCYMAF es un proyecto piloto para la evaluación de las condiciones y planteamiento de las opciones para mejorar los esquemas de aprovechamiento y conservación de los recursos forestales a escala regional. Los subsidios se otorgan con base en la viabilidad técnico-económica de los proyectos, para la elaboración o actualización de programas de manejo forestal, la elaboración de estudios complementarios y de Investigación, la planeación y formulación, la realización de pre-aclareos, el establecimiento de rodales o módulos demostrativos de manejo forestal con una cobertura micro-regional y la realización de talleres de capacitación sobre temas relacionados con el manejo y aprovechamiento sustentable del recurso forestal y su transformación industrial (FAO 2004).

A nivel social, muchas EFC's, aún debatiéndose con la falta de conocimiento y experiencia de sus direcciones y las dificultades impuestas por la SEMARNAT, han logrado entrar al mercado de maderables y mejorar los ingresos, no solo de las familias sino también de las comunidades con programas de mejoramiento de infraestructuras de usufructo público (Alatorre-Frenk 2000). Igualmente han logrado, en muchos casos generar un mercado de trabajo que absorbe gran parte de la mano de obra disponible en la comunidad (Antinori & Bray 2003). Por estos motivos la forestería es vista por muchos como una estrategia de combate a la pobreza y a la marginación (Warner 2007). Sin embargo la mayoría de las EFC's luchan con varios periodos de crisis, con la sobre-explotación de sus recursos y con la incapacidad de generar ingresos (Cossio et al. 2006).

Varias condiciones sociales, económicas y culturales juegan un papel fundamental en las decisiones de una comunidad sobre el tipo de uso de suelo que adopta y en la actuación del colectivo con respecto a esas decisiones. Esta actuación tiene un efecto directo sobre la diversidad biológica y la salud de los ecosistemas controlados por las comunidades cuando estas se dedican a la forestería.

Según Merino (1997) la existencia de condiciones claramente definidas respecto a la propiedad de la tierra es un requisito básico para la estabilidad de las áreas forestales. La condición de propiedad colectiva de los bosques, en contraste con la distribución de parcelas de uso agrícola de carácter individual, ha sido asociada con la perdida de superficie boscosa (Merino 1997). Sin embargo hay ejemplos de acuerdos de Asamblea General para la protección del bosque y de reglamentos que norman el uso individual y colectivo de los recursos forestales. En esta situación, por decisión colectiva el bosque se mantiene y se protege (Merino 1997). Los casos en que el

bosque se preserva por decisión colectiva no son todos iguales. Antinori & Rausser (2003) observan que una participación amplia de la población y una buena interacción entre el profesionista forestal y la población promueven la efectividad del aprovechamiento forestal y una buena condición ecológica del bosque. Sin embargo, también observan que la participación en las asambleas generales, aún siendo un indicador de participación, no se relaciona directamente con la biodiversidad, la retención de suelo o la calidad comercial de la madera extraída. Para que tenga efectos positivos sobre el bosque, la participación debe ocurrir a nivel de la planificación y del control de los aprovechamientos de los recursos boscosos así como de aspectos técnicos (Antinori & Rausser 2003, Merino 1997), ya que implica una apropiación comunitaria de los procesos de producción forestal y un apoyo a las perspectivas de sustentabilidad del manejo (Merino 1997). Igualmente, para la sustentabilidad del manejo, son cruciales los consensos sobre el uso de los recursos y la definición de las áreas forestales. Al no existir consenso, surge la clandestinaje y los acuerdos de asamblea no son respetados.por la población.

Para Merino (1997) existen tres elementos base para la valoración del bosque por la comunidad:

1. Que el uso del bosque sea para las comunidades una opción económica viable.

Muchas veces esto significa que, aunque el bosque genera ingresos económicos, no es la única fuente de ingresos o incluso la más importante. Antinori & Rausser (2003) también observan que, de las comunidades que hacen aprovechamiento maderero, son las que menos dependen económicamente del manejo las que presentan mejores condiciones del bosque.

La viabilidad económica puede ser difícil de conseguir ya que muchas comunidades recuperaron el control de sus bosques cuando estos ya habían sido despojados de sus ejemplares más valiosos y se encontraban en considerable estado de deterioro ambiental. Con estas condiciones es una tarea complicada la de conjugar la rentabilidad de la actividad maderera con la salud y la estabilidad del ecosistema (Merino 1997).

2. Que las propias comunidades ejerzan control sobre los recursos naturales;

La desvalorización de los bosques entre las comunidades afectadas por las vedas forestales originó problemas crónicos de clandestinaje y cambios de uso del suelo.

3. Que estas comunidades consideren al bosque como un recurso renovable, susceptible de aprovecharse en el largo plazo y que vale la pena esforzarse en conservar.

Recientemente Brasinantov (2010) resalta también la influencia de actores no gubernamentales externos a la comunidad. Así como la governanza, actores como ONGs y compradores de madera influyen en el manejo forestal y en la apropiación por la comunidad de esta actividad económica.

- Métodos de manejo forestal maderero en México y en Los Altos de Chiapas:

Los dos métodos de manejo forestal maderero más comunes en México son el Método Mexicano de Ordenamiento de Bosques Irregulares (MMOBI) y el Método de Desarrollo Silvícola (MDS).

Ambos métodos tienen como objetivo el aprovechamiento maderero del bosque de forma óptima y permanente (DGAF 1984). Sin embargo el MDS busca obtener

bosques regulares y el MMOBI tiene como objetivo un bosque irregular normal. Según la Dirección General de Aprovechamientos Forestales (DGAF) (1983) se entiende por bosque regular aquel que es constituido por conjuntos de poblaciones o rodales de edad uniforme (coetáneos), mientras que un bosque irregular es aquel que está constituido por un conjunto de poblaciones o rodales de edades múltiples (incoetáneos). En un bosque irregular normal los diámetros de los adultos presentarán una distribución diamétrica normal por rodal de aprovechamiento (DGAF 1983).

Este método lleva a cabo una selección, dirigiendo las cortas anuales (anualidades) hacia los árboles decrépitos, mal conformados, suprimidos, lacrados, con daños físicos y sobremaduros, así como algunos que permitan un aprovechamiento rentable (Rosales 2005). De esta forma quedan en pie los árboles con mejores características y potencial de desarrollo para la regeneración y se logra un arreglo espacial de los árboles propicio a su buen desarrollo. El método de beneficio aplicado prevé que se dejen en pie mayoritariamente árboles de *Pinus sp.* y *Cupressus sp.* que produzcan la semilla para la regeneración de estas especies y que las demás especies (como las especies de *Quercus* y otras latifoliadas) regeneren, mayoritariamente por rebrote a partir de los tocones de los árboles derribados.

El plan de manejo prevé tratamientos complementarios como el manejo de residuos y la limpia. El manejo de residuos, consiste en picarlos y distribuyirlos en el terreno para que se incorporen al suelo como materia orgánica y el uso de una parte como barreras de contención contra el arrastre del suelo en las zonas de pendiente. La limpia o chapeo consiste en la remoción del renuevo de especies no deseadas, maleza o cualquier otra planta que pueda hacer competencia por nutrimentos, luz o espacio a las especies de interés. Igualmente están programadas otras actividades como cortas

de saneamiento (eliminación de individuos plagados), podas y pre aclareos (estas dos destinadas a una zona perturbada por un incendio en 1998) y la abertura de brechas corta fuego.

Algunas labores silvícolas pueden promover la salud del bosque, como la eliminación de individuos plagados y la construcción de brechas corta fuego, previniendo la diseminación de enfermedades y disminuyendo el impacto de los incendios. Sin embargo, otras pueden implicar riesgos para los bosques. Si la degradación de los residuos es lenta (como es normal en bosques de climas fríos y suelos de pH ácido) resultará en la acumulación de materia combustible en el bosque aumentando el riesgo de incendio. El manejo del renuevo de las especies sin interés maderero implica limitar la regeneración de todas las especies arbóreas excepto aquellas pertenecientes a los dos géneros antes mencionados, con implicaciones fuertes en la biodiversidad del bosque a mediano y largo plazo. Estas actividades de selección y exclusión de especies, pueden alterar significativamente la estructura del bosque y consecuentemente el hábitat de muchas especies. Pueden igualmente disminuir la biodiversidad local afectando a la viabilidad de las poblaciones a nivel local y regional y la capacidad de regeneración del ecosistema en una situación de abandono del manejo forestal (Fernández et al. 1998, Galindo-Jaimes et al. 2002; Ramírez-Marcial 2003). La corta, con la disminución de la densidad arbórea y de la cobertura del dosel afecta diferencialmente las especies favoreciendo las especies pioneras demandantes de luz y perjudicando las especies tolerantes a la sombra. Esto puede retrasar el avance de la sucesión vegetal, manteniendo las características de un bosque joven y disminuyendo las poblaciones de especies tardías (Jardel 1998; Gómez-Aparicio et al. 2006). La disminución de la densidad de adultos lleva igualmente a un mayor desarrollo

de los individuos, observable en un mayor diámetro a la altura del pecho (Ulvcrona et al. 2007).

La cercanía de zonas de bosque conservado a las áreas aprovechadas posibilitaría la dispersión de semillas de las especies eliminadas por el manejo hacia las zonas afectadas. Zonas conservadas cercanas a las áreas de manejo pueden jugar un papel de manutención de diversidad, de resistencia y resiliencia del ecosistema, contrarrestando los efectos del manejo sobre la biodiversidad. Esa capacidad variará conforme a su riqueza y grado de conservación. El tamaño y la distribución espacial de dichas áreas dictaran su capacidad de actuar como fuentes de propágulos y por tanto su eficacia en la manutención de las poblaciones de los individuos de especies sin interés maderero. También las condiciones que ofrecen para la presencia, la abundancia y la movilidad de fauna dispersora son importantes para la manutención de la diversidad florística (Kozlowski 2002) ya que la mayoría de las especies tropicales tienen dispersión zoocórica. Además, es conocido que los fragmentos de bosque generados por dispersión zoocórica poseen más especies que los generados por dispersión anemófila (Jansen 1988; Wunderle 1997). Sin embargo, la existencia de areas no manejadas no es obligatoria sino en algunas situaciones como de existencia de áreas naturales protegidas dentro de las zonas consideradas; de superficies para conservar y proteger el hábitat de las especies y subespecies de flora y fauna silvestres en riesgo; de franjas protectoras de vegetación ribereña; de superficies con pendientes mayores al cien por ciento o cuarenta y cinco grados; de superficies arriba de los 3,000 metros sobre el nivel del mar y de superficies con vegetación de manglar y bosque mesófilo de montaña (SEMARNAT 2008).

Esto implica que aunque sea improbable, es posible que no existan zonas de conservación cerca de las zonas aprovechadas. En caso de que existan es posible que sus dimensiones sean tan pequeñas que no soporten poblaciones viables de diversas especies de flora y fauna y/o que su distribución espacial no propicie la movilidad de la fauna, dispersión de semillas o la polinización cruzada.

La legislación existente prevé la protección de las especies consideradas en riesgo o en peligro de extinción así como acciones para la mitigación de los efectos del aprovechamiento forestal sobre ellas (SEMARNAT 2003). Mas no considera la situación local de especies abundantes a nivel regional ni la condición del ecosistema como un todo.

México posee pocas áreas substantivas de bosque intacto o poco perturbado por haber sufrido de altas tasas de deforestación en el siglo XX (tendencia que de alguna forma se mantiene en el presente siglo). Varias de estas áreas se encuentran en zonas donde el manejo forestal comunitario es el uso de suelo dominante (Bray & Merino 2002). Esta no es una actividad económica de importancia menor, está creciendo en el estado de Chiapas y en la región económica de Los Altos, promovida en gran medida por la SEMARNAT (comunicación personal Ing. Carlos Santiago). A nivel estatal se habían autorizado, en marzo de este año, 457 aprovechamientos forestales, de los cuales 163 son ejidales o comunales. De estas autorizaciones, 17 de ubican en la región de Los Altos de Chiapas (SEMARNAT 2010). Varios casos sugieren que el establecimiento de EFC's ha significado la estabilización de la cubierta vegetal de las zonas bajo su responsabilidad (Cossio et al. 2006), así como muchos estudios resaltan la estrategia del manejo forestal comunitario como una forma de conservación de los ecosistemas boscosos debido a la manutención de la cubierta vegetal arbórea

que se verifica en las zonas sujetas a la autoridad de las EFC's (Bray et al. 2003). Sin embargo existen pocos estudios que evalúen el impacto del manejo forestal en la biodiversidad y composición florística de los bosques, así como en la densidad arbórea y en la estructura. La mayoría de los estudios sobre la vegetación de los Altos de Chiapas se centran en temas como la deforestación por cambio de uso de suelo (Cayuela et al. 2006a) o la regeneración en zonas sujetas a perturbación agropecuaria (Ramírez-Marcial et al. 2001; Ramírez-Marcial 2003) o en bosques sin aprovechamiento maderero comercial (Ramírez-Marcial et al. 2006). La conservación de la biodiversidad en forestería es importante porque las áreas naturales protegidas por si solas no protegerán la biodiversidad. La productividad depende de servicios ambientales vitales asegurados por la biodiversidad y ésta aumenta la capacidad de recuperación de un ecosistema de presiones externas como sequías o errores de manejo (Fischer et al. 2006). Los estudios que han relacionado conservación y manejo forestal como el de Galindo-Leal (2003), no se ubican en Chiapas, sino en Oaxaca y otros estados donde esta actividad económica está más desarrollada.

Escasean estudios que describan el efecto del manejo forestal maderero sobre la biodiversidad en los bosques chiapanecos y que permitan adaptar las prácticas silvícolas a estos bosques de pino-encino de forma sustentablemente rentable.

- Objetivos:
  - Objetivo general:

    - Evaluar los efectos del aprovechamiento maderero sobre la estructura y composición de plantas leñosas del bosque de pino-encino.

- Objetivos específicos:

–Comparar la riqueza específica y abundancia de plantas leñosas presentes entre áreas intervenidas bajo un sistema de aprovechamiento forestal y áreas no intervenidas en un ejido de los Altos de Chiapas.

–Cuantificar la importancia espacial relativa de otras actividades productivas como agricultura y ganadería en el ejido.

–Averiguar el impacto del manejo en la estructura de edades del bosque.

–Evaluar el impacto de los cambios en la composición del dosel sobre la composición del renuevo.

- Hipótesis:

–El método de manejo prevé una selección de especies que deje de pie mayoritariamente especies de los géneros *Pinus* y *Cupressus* por lo que la dominancia de especies maderables entre los adultos será mayor en las zonas manejadas que en las zonas no manejadas.

–El aprovechamiento forestal influirá más fuertemente en la composición florística del estrato adulto que en el renuevo. En las zonas manejadas el renuevo conservará una composición semejante a la de las zonas de conservación debido a la cercanía de fuentes de propágulos.

–De acuerdo a los supuestos del método adoptado el manejo forestal acercará la distribución diamétrica de los adultos en las zonas manejadas a una distribución normal.

–La disminución de la densidad arbórea llevará a que los adultos de las zonas manejadas presenten un mayor diámetro cuadrático promedio que los de las zonas conservadas.

Materiales y métodos:

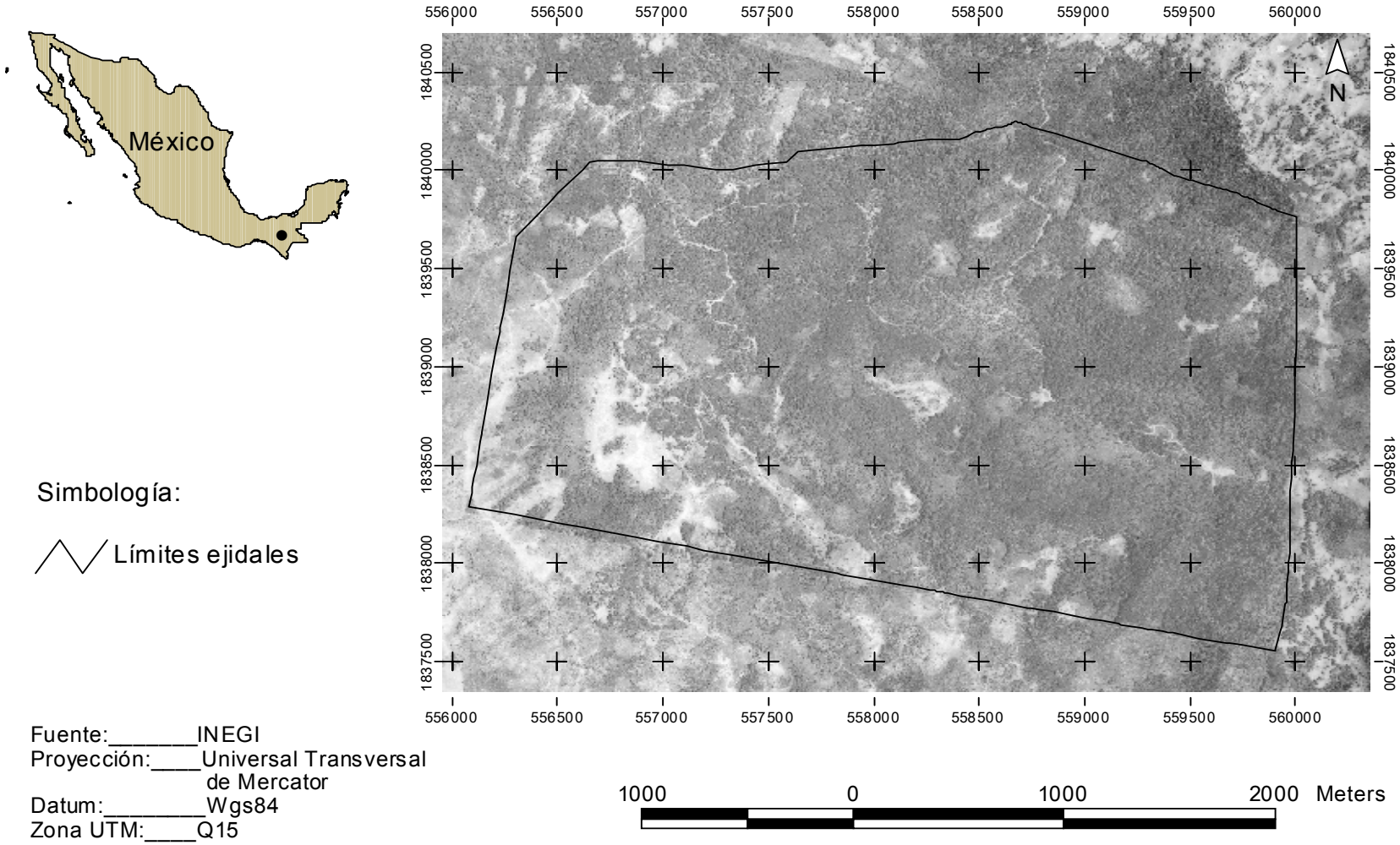
- Zona de estudio:

Tierras ejidales de Fray Bartolomé de Las Casas, Municipio de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México (Fig. 1).

Chiapas es el estado más sureño de la República, situado en el centro de Mesoamérica (14° 32' - 17° 59' N, 90° 22'- 94° 15' O), con un área de 75, 634 Km^2 (Breedlove 1981).

El ejido de Fray Bartolomé de Las Casas hace aprovechamiento forestal de especies maderables (*Pinus sp*., *Cupressus lusitanica* y *Quercus sp.*) con base a un plan de manejo aprobado por la SEMARNAT. Inició el aprovechamiento en 2000 aplicando el MDS. Sin embargo, sólo se llevaron a cabo 3 anualidades de las 10 que estaban previstas. Esto se debió a que los ejidatarios consideraron que la intensidad de corta aplicada era demasiado elevada y solicitaron la interrupción del manejo y la intervención de la SEMARNAT. El aprovechamiento se reanudó en 2006 con base a un nuevo plan de manejo basado en el MMOBI y elaborado por otro ingeniero forestal.

Para el estudio se seleccionaron tres tratamientos: dos de manejo con MMOBI y un testigo. Se eligieron la zona aprovechada en 2006 (la primera de este método de manejo) y la zona aprovechada en 2008 (la zona aprovechada más recientemente). La zona de conservación fue elegida como testigo (Fig. 2). Las zonas aprovechadas entre 2000 y 2003 con MDS no fueron consideradas en este estudio porque el lapso de tiempo entre las dos modalidades de aprovechamiento (3 años) era demasiado grande para permitir comparaciones entre métodos de manejo.



Fuente:_____INEGI
Proyección:____Universal Transversal de Mercator
Datum:_____Wgs84
Zona UTM:____Q15

Fig. 1: Foto aérea tomada en 2005 de las tierras ejidales de Fray Bartolomé de Las Casas.

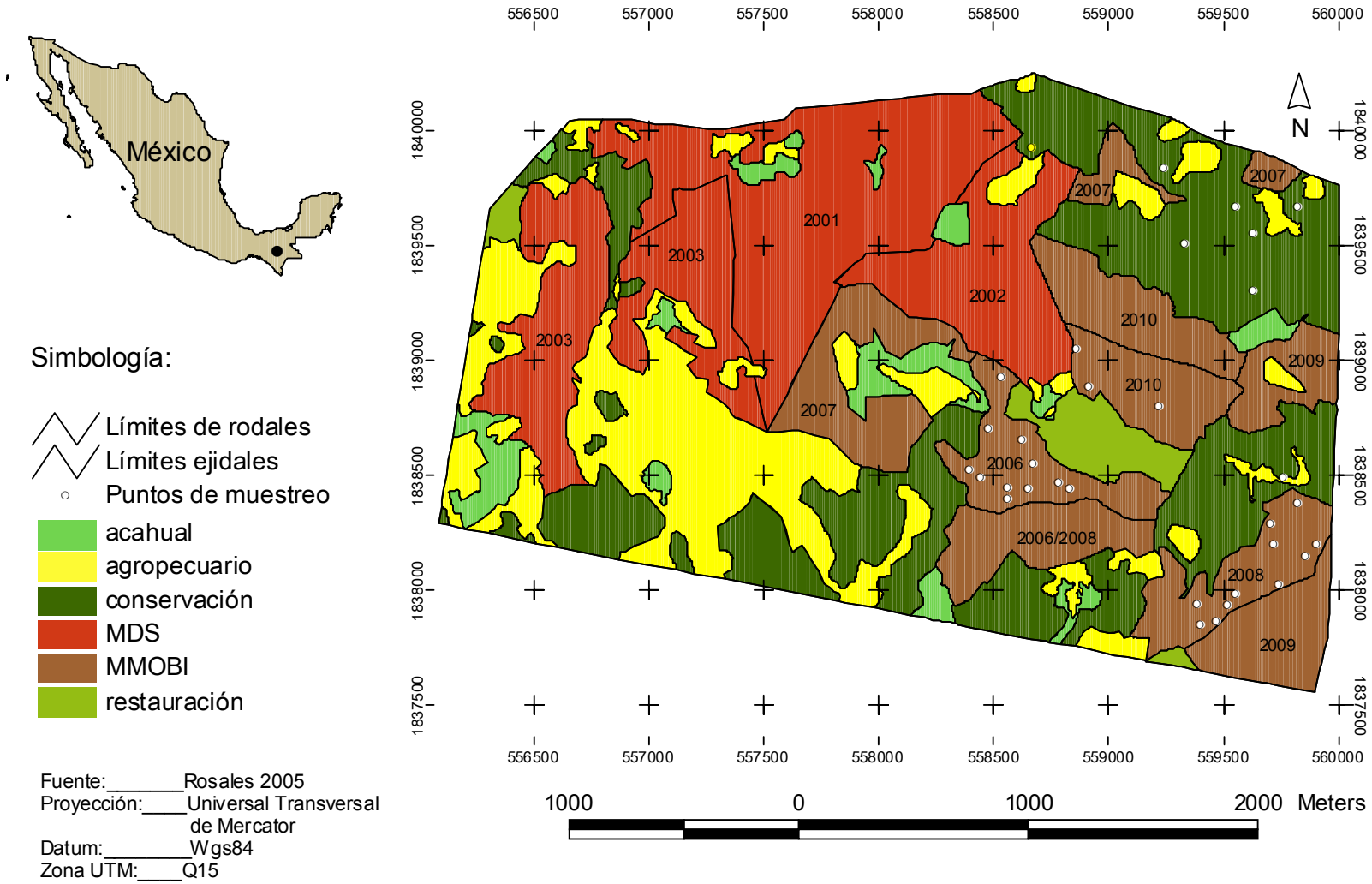


Fig. 2: Mapa de las tierras ejidales de Fray Bartolomé de Las Casas que muestra los tratamientos silvícolas.

- Análisis de mapas:

El análisis de mapas se hizo en Arcview 3.1. Se utilizó la clasificación de uso de suelo establecida por el plan de aprovechamiento forestal del ejido (Rosales 2005) y una foto aérea de la zona del 2005.

Se calcularon las áreas de las distintas clases de uso de suelo: acahuales, agropecuario y forestal. Dentro del uso forestal se consideraron: aprovechado, no intervenido y de restauración (zona afectada por incendios en 1998).

- Inventario forestal:

Para el inventario forestal se consideraron las zonas intervenidas en 2006, 2008 y la zona no intervenida (de conservación y a intervenir en 2010).

En cada uno de los tres tratamientos se establecieron aleatoriamente 11 parcelas circulares de 1000m^2. Dentro de estas parcelas se contaron e identificaron todos los individuos con un Diámetro a la Altura del Pecho (DAP; 1,30m aprox.) mayor o igual a 10cm (individuos adultos), registrándose el DAP de dichos individuos.

En un círculo concéntrico de 100m^2 se contaron e identificaron todos los juveniles (DAP < 10cm y altura ≥ 50cm).

Las plántulas (altura < 50cm) fueron contadas e identificadas en 5 círculos de 1m^2 localizados en el centro y en los 4 puntos cardinales de la frontera de la parcela mayor (Galindo et al. 2002).

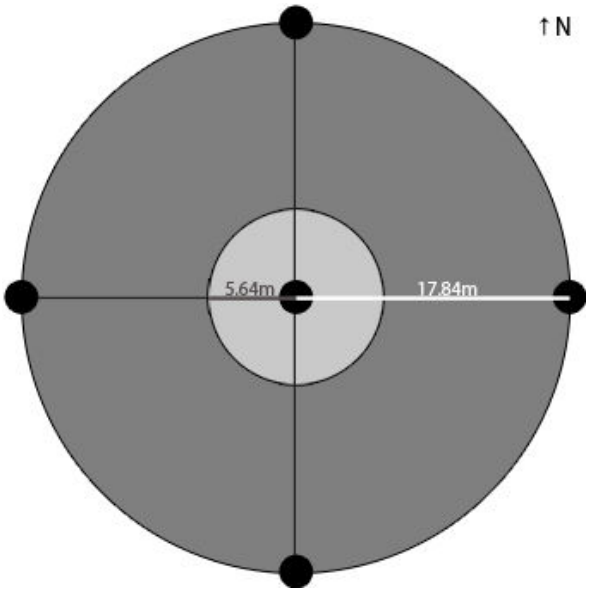


Fig.3: Parcela de inventario forestal.

La identificación de las especies se hizo por cotejo con ejemplares del herbario de ECOSUR, unidad San Cristóbal, recurriendo a los conocimientos de los técnicos, a floras y a ejemplares de herbario. La nomenclatura usada fue la del Missouri Botanical Garden (http://www.tropicos.org/). La clasificación del hábito de las especies encontradas se hizo de acuerdo con Ramírez-Marcial et al. (1998).

La cobertura de dosel se determinó en todas las parcelas con un densiómetro convexo. Los muestreos se llevaron a cabo entre junio y agosto de 2009.

- Variables edáficas:

En ocho de las parcelas de cada tratamiento se midió la pendiente del terreno, el grado de erosión y la textura del suelo. Se recolectó una muestra compuesta de suelo (30cm de profundidad) para análisis de color (Carta de Munsell), fósforo extractable (método de Olsen), materia orgánica (método de Walkley y Black), pH

(relación 1:2 con H_2O), nitrógeno total (método semi-microkjeldhal), capacidad de intercambio catiónico (método con acetato de amonio 1N pH 7), textura (método de Bouyoucos) y densidad aparente (método de la probeta). Los análisis se llevaron a cabo en el laboratorio de análisis de suelos y plantas de la unidad de San Cristóbal. Las variables fueron elegidas por su importancia en el desarrollo de las especies, que pueden ser diferencialmente afectadas por las variables consideradas. La densidad aparente y la textura son determinantes en la permeabilidad de los suelos, por lo que son factores importantes en el balance hídrico y de nutrimentos del suelo (Siebe et al 1996). El pH, la cantidad de materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico influyen en la disponibilidad de nutrimentos para las plantas (Siebe et al 1996). El nitrógeno y el fósforo son dos importantes nutrimentos para el desarrollo y la sobrevivencia de las plantas.

- Análisis estadístico:

Se aplicaron pruebas de normalidad y homogeneidad de varianza para determinar el tipo de análisis aplicable a los datos capturados. En las situaciones en las que se comprobaron la normalidad de los datos y la homogeneidad de varianzas se usaron pruebas paramétricas y cuando estas condiciones no se verificaron se usaron métodos no paramétricos. Se consideró un nivel de significancia (P) ≤ 0.05.

Se usó el programa SPSS 17 para Windows para las estadísticas descriptivas incluyendo media y desviación estándar, para las pruebas estadísticas de ANOVA de una vía, U de Mann-Whitney, HSD de Tukey, Scheffé, la correlación bivariada Tau-b de Kendall y para la construcción de las gráficas excepto las curvas de rarefacción y la ordenación indirecta.

Se usó el programa EstimateSWin820 para calcular las curvas de rarefacción, el índice de dominancia de Simpson (Magurran 1988, eq. 2.27; Magurran 2004, p. 115; Hayek y Buzas 1996), el índice de equidad de Shannon (Hayek & Buzas 1996) y el estimador de riqueza Jackknife2 (Burnham y Overton1978, 1979; Smith & van Belle 1984; Palmer 1991).

Se usó el programa R 2.9.2 para la construcción de las curvas de rarefacción.

Se usó el programa PCOrd para realizar la ordenación indirecta por Non-Metric Multidimensional Scaling (NMS) con el método de distancias de Bray-Curtis.

- Conocimiento local:

Se aplicaron entrevistas focales semi-estructuradas a actores clave en el manejo forestal del ejido. Se consideraron el ingeniero forestal a cargo del manejo, la SEMARNAT, el comisariado ejidal actual y el secretario de la mesa directiva en 2003. Las entrevistas fueron diseñadas teniendo en cuenta el papel que juega en el aprovechamiento cada entrevistado. Por ese motivo, diferentes entrevistados contestaron diferentes conjuntos de preguntas aunque con algunas cuestiones en común.

Resultados:

- Análisis de mapas:

Cuadro 1: Áreas ocupadas por los diferentes tipos de uso de suelo presentes en las tierras ejidales de Fray Bartolomé de Las Casas.

Uso de suelo	Área (ha)	Área (% del total)
acahual	35	4.31
agropecuario	138	17.08
conservación	202	24.99
intervención forestal	411	50.92
restauración	21	2.70
Total	807	100.00

El tipo de uso de suelo que predominante fue el aprovechamiento forestal de madera en rollo, ocupando la mitad de las tierras ejidales y aproximadamente dos terceras partes del bosque disponible (Cuadro 1 y Fig. 4).

La zona de conservación ocupó aproximadamente una tercera parte de la zona boscosa(cuadro 1 y Fig. 4). La zona de restauración corresponde a la zona afectada por incendios en 1998 y fue residual (2.70%) así como la superficie ocupada por acahuales (4.31%) (Cuadro 1 y Fig. 4).

El uso agropecuario representó 17.08% de la superficie del ejido (Cuadro 1 y Fig. 4).

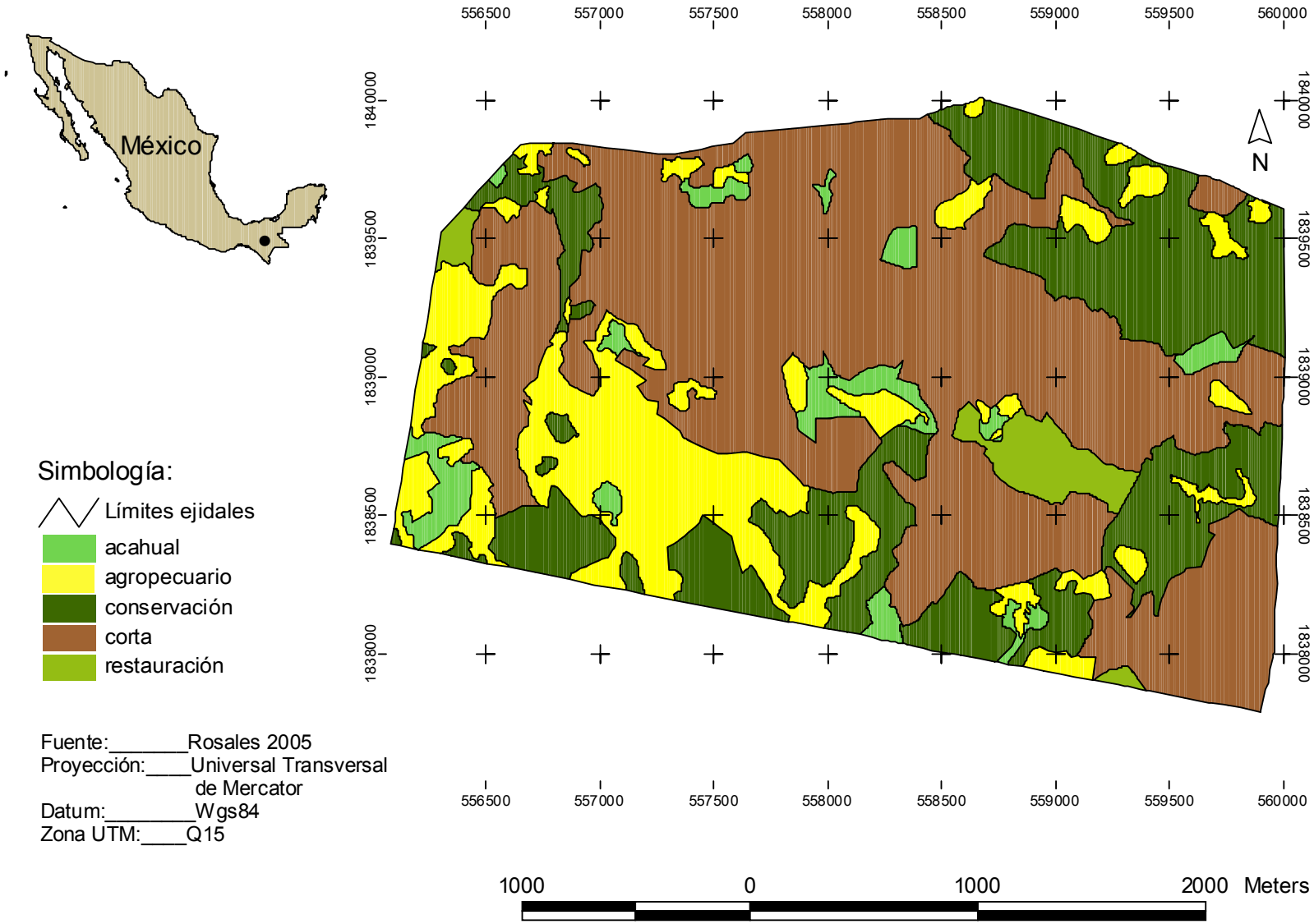


Fig. 4: Mapa de los tipos de uso de suelo de las tierras ejidales de Fray Bartolomé de Las Casas.

- Variables edáficas:

No se observaron señales visibles de erosión en ninguna de las 33 parcelas y la textura varió entre franca arcillosa y arcillosa en las zonas de conservación y aprovechada en 2006 y arcilla-limosa y arcillosa en la zona aprovechada en 2008, con gran prevalencia de arcillosa en todos los tratamientos.

El fósforo disponible (P), la cantidad de materia orgánica (MO), el pH, el nitrógeno total (Ntot), la capacidad de intercambio catiónico (CIC), la densidad aparente (DA) y la pendiente fueron sujetos a pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk) y de homogeneidad de varianzas (Levene). P, CIC, pH y pendiente presentaron distribución normal y homogeneidad de varianzas por lo que fueron analizados a través de ANOVA de una vía. MO y Ntot presentaron distribuciones no normales y DA presentó distribución normal y heterogeneidad de varianzas, por lo que fueron analizadas con la prueba U de Mann-Whitney.

Ninguna de las variables del suelo estudiadas presentó diferencias significativas entre tratamientos (Cuadros 2 y 3).

Cuadro 2: Resultados de la ANOVA de una via para P, CIC, pH y pendiente.

Variable	F	gl	gl error	p
Fósforo	0.824	2	23	0.452
CIC	0.129	2	23	0.880
pH	0.232	2	23	0.795
Pendiente	0.248	2	23	0.783

Cuadro 3: Resultados de las pruebas de U de Mann-Whitney para MO, Ntot y DA.

Variable	Prueba estadística	Cons.-2006	Cons.-2008	2006-2008
MO	U de Mann-Whitney	30.00	29.00	23.00
	Sig. asintót. (bilateral)	0.878	0.798	0.343
Ntot	U de Mann-Whitney	31.50	29.50	28.50
	Sig. asintót. (bilateral)	0.959	0.798	0.694
DA	U de Mann-Whitney	29.00	26.50	30.00
	Sig. asintót. (bilateral)	0.789	0.574	0.878

- Composición florística:

En total se registraron 72 especies leñosas pertenecientes a 48 géneros y 31 familias. Seis de estas especies estuvieron representadas por solo un individuo y 23 por diez individuos o menos, o sea que 31.9% de las especies fueron poco abundantes o raras. Del total, 37 especies fueron arbustivas y 35 fueron arbóreas.

- Ordenación indirecta:

El manejo forestal afecta de forma diferente a los diferentes estratos considerados (adulto, juvenil y plántula) por lo que es importante analizar el efecto en la composición y abundancia en cada uno de ellos así como en el conjunto. La ordenación indirecta por NMS traduce las disimilitudes florísticas entre parcelas en distancias relativas entre los puntos de la gráfica.

En el estrato adulto (Fig. 5) se agruparon los puntos correspondientes a las parcelas de la zona aprovechada en 2006, mientras que la separación entre las parcelas de la zona de conservación y de la zona aprovechada en 2008 no fue tan clara a pesar de ser visible.. Esta representación gráfica de la ordenación indirecta evidenció mayores diferencias entre las zonas de aprovechamiento de 2006 y las zonas de conservación que entre estas y las zonas de aprovechamiento de 2008 ya que una mayor distancia entre los puntos en la gráfica ilustra una mayor diferencia florística entre las parcelas y un mayor agrupamiento ilustra mayores similitudes..

En los juveniles las diferencias fueron menos evidentes (Fig. 6). No obstante se identificaron dos agrupaciones de puntos, una compuesta por las parcelas de la zona de conservación y otra por las parcelas de ambas zonas aprovechadas.

En las plántulas también se observaron dos manchones de puntos distintos, pero en este caso uno estuvo compuesto por los puntos de la zona de aprovechamiento de 2006 y otro por los puntos de la zona de conservación y de la zona de aprovechamiento de 2008(Fig. 7).

Cuando se analizaron los datos en su conjunto (todos los indivíduos, Fig. 8) fueron identificables dos grupos distintos, uno es de las parcelas de la zona de conservación y otro de las parcelas de las zonas aprovechadas.

Adultos:

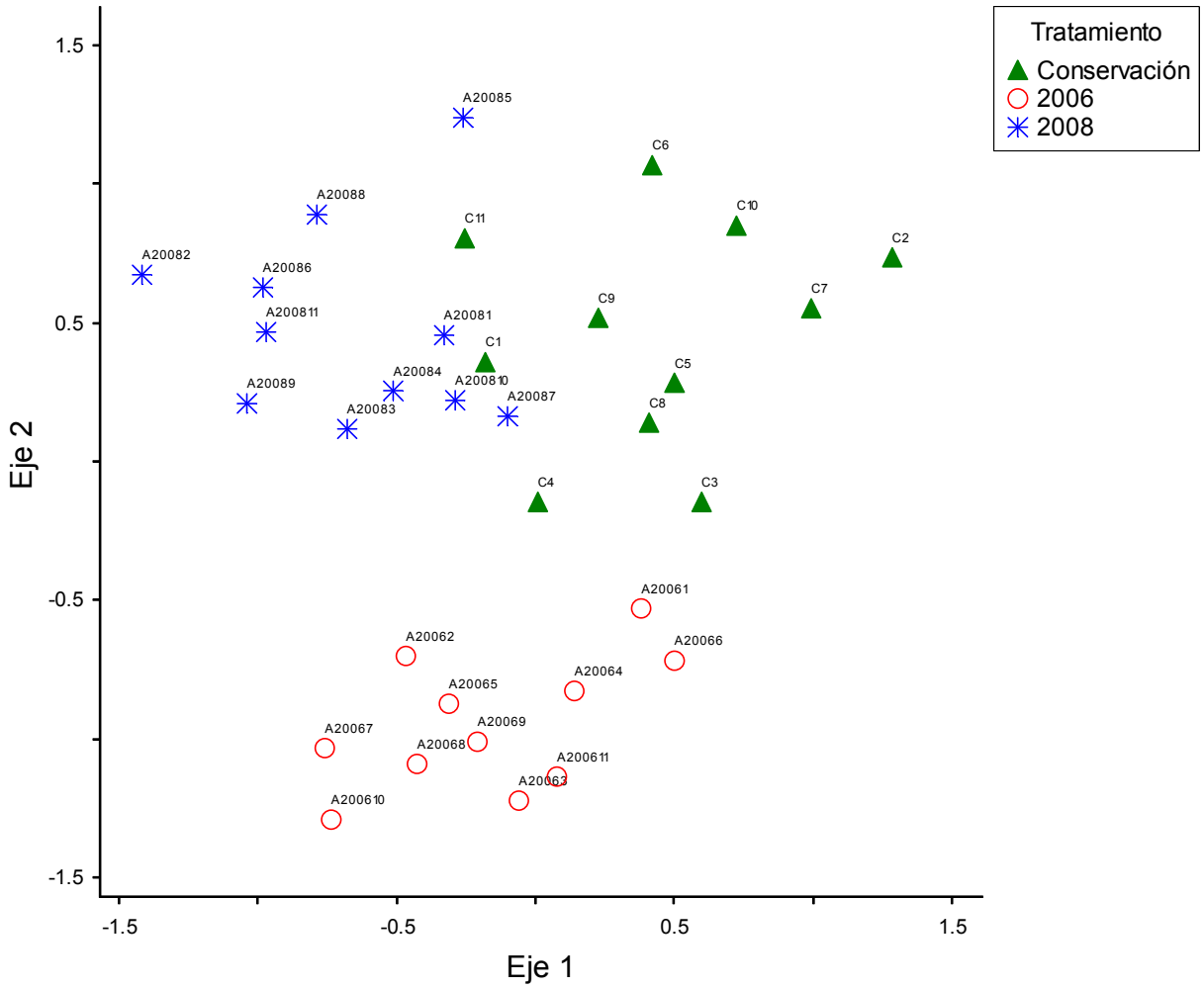


Fig. 5: Ordenación gráfica con Non-metric Multidimensional Scaling (NMS). Ordenación hecha por parcela con base en la composición y la abundancia florística de los individuos adultos en cada parcela. Solución de dos dimensiones (Estrés= 21.14522, Inestabilidad= 0.00561; 500 iteraciones).

Juveniles:

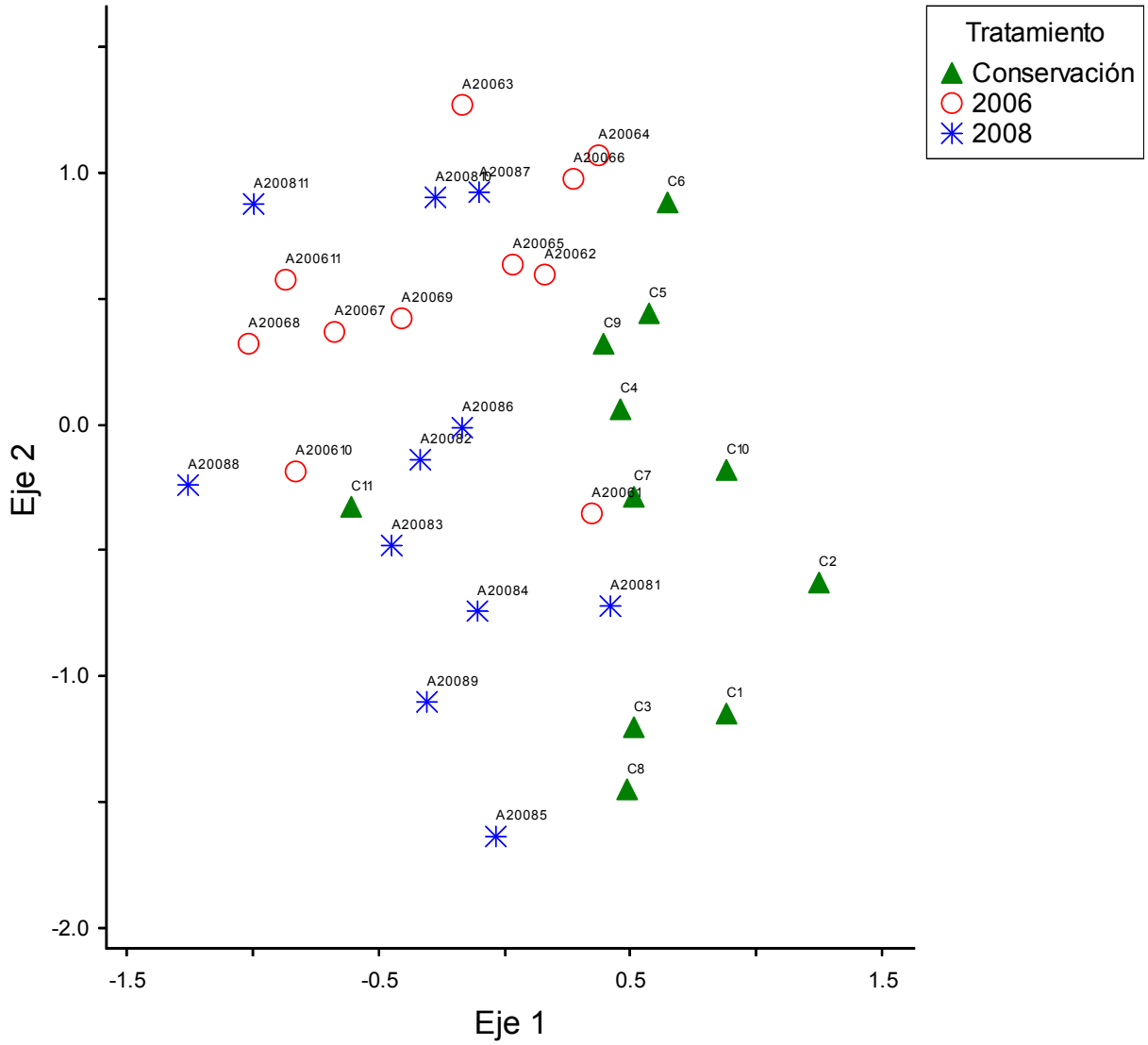


Fig. 6: Ordenación gráfica con Non-metric Multidimensional Scaling (NMS). Ordenación hecha por parcela con base en la composición y la abundancia florística de los individuos juveniles en cada parcela. Solución de dos dimensiones (Estrés= 21.27390; Inestabilidad= 0.00009; 500 iteraciones).

Plántulas:

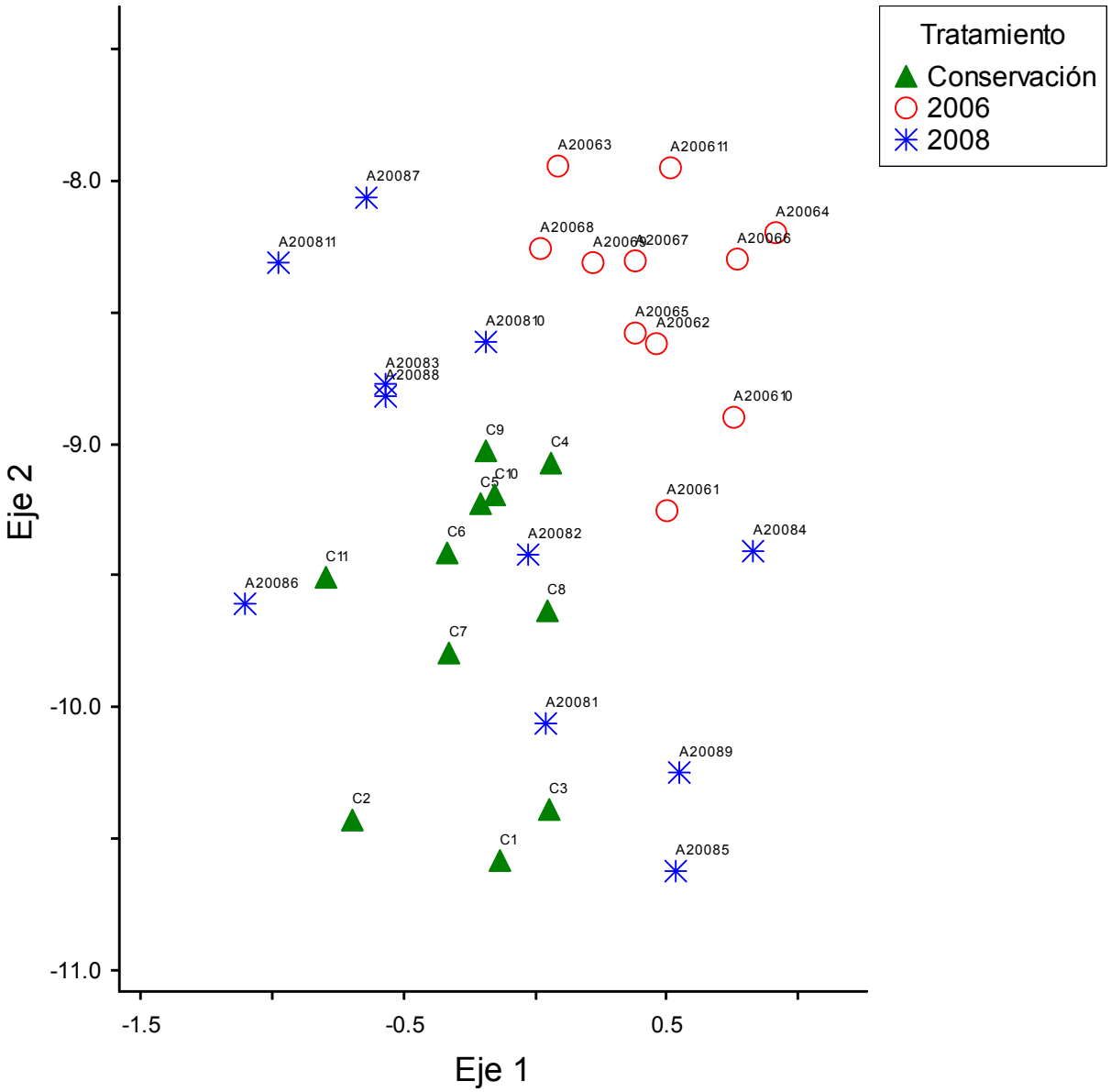


Fig. 7: Ordenación gráfica con Non-metric Multidimensional Scaling (NMS). Ordenación hecha por parcela con base en la composición y la abundancia florística de las plántulas en cada parcela. Solución de dos dimensiones (Estrés= 22.15845; Inestabilidad= 0.02180; 500 iteraciones).

Todos los individuos

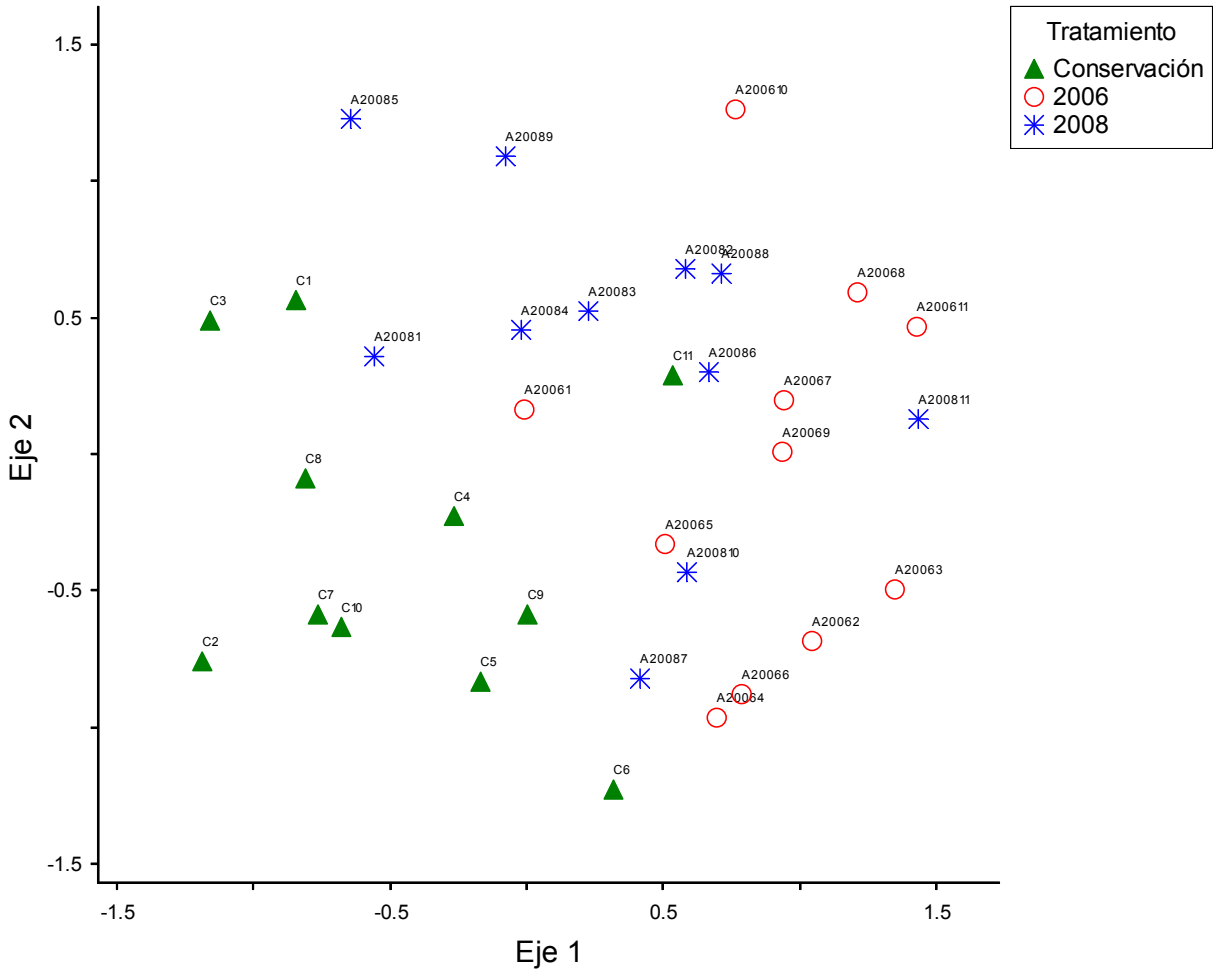


Fig. 8: Ordenación gráfica con Non-metric Multidimensional Scaling (NMS). Ordenación hecha por parcela con base en la composición y la abundancia florística de todos los individuos en cada parcela. Solución de dos dimensiones (Estrés= 22.90078; Inestabilidad= 0.00004; 86 iteracions).

- Cobertura arbórea:

La cobertura arbórea mostró distribución normal en la prueba de Shapiro-Wilk y homogeneidad de varianzas en la prueba de Levene por lo que fue analizada a través de una ANOVA de una vía (Fig. 9).

Cuadro 4: Cobertura arbórea de cada tratamiento (%) media y desviación estándar.

Tratamiento	Media (%)	Desv. Est.
Conservación	92.7673	3.08255
2006	83.62	5.02278
2008	85.8891	4.83221

F=12.891; gl=2; gl error=23; P<0.0001

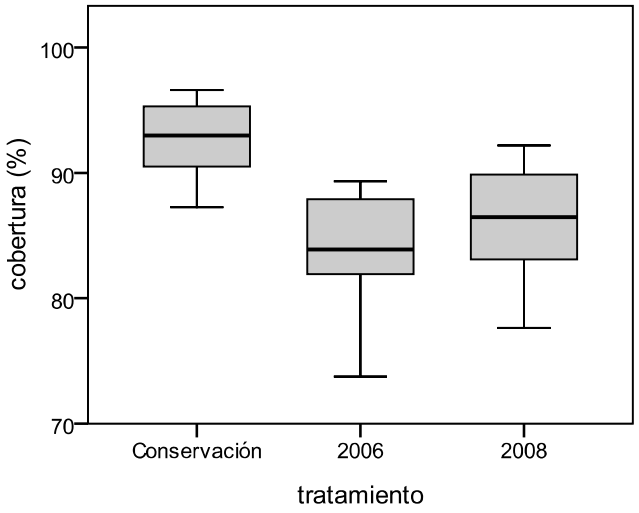


Fig.9: Diagrama de cajas de cobertura arbórea (%) por tratamiento.

La ANOVA evidenció diferencias significativas en la cobertura. Las pruebas HSD de Tukey encontraron diferencias entre las parcelas de conservación y las aprovechadas (Conservación-2006: $P<0.001$ y Conservación-2008: $P=0.003$), generando así dos subconjuntos: 1- Conservación y 2- 2008 y 2006.

- Área basal total (individuos adultos):

Cuadro 5: Área basal (m^2) por hectárea de cada tratamiento, media y desviación estándar.

Tratamiento	Media (m^2/ha)	Desv. Est.
Conservación	27.977	4.9993
2006	29.397	11.3348
2008	26.820	4.8507

El área basal mostró distribución normal en la prueba de Shapiro-Wilk pero no homogeneidad de varianzas según la prueba de Levene por lo que fue analizada a través de la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney.

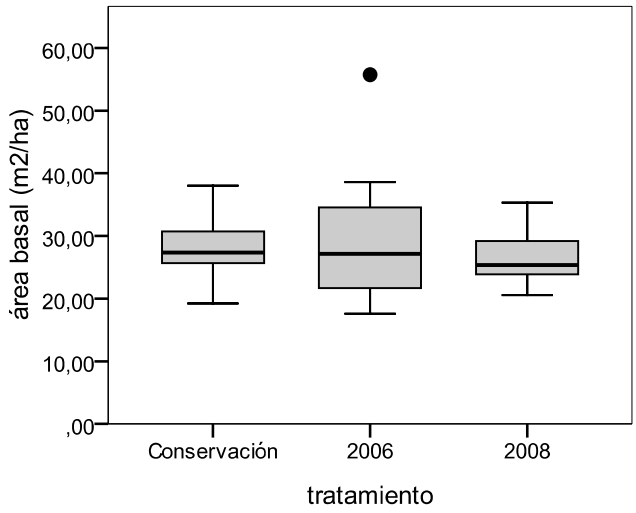


Fig.10: Diagrama de cajas de área basal de cada parcela por tratamiento.

Cuadro 6: Resultados de la prueba U de Mann-Whitney para el área basal (Cons.=zona de conservación; 2006=zona aprovechada en 2006; 2008=zona aprovechada en 2008).

	Cons. - 2006	Cons - 2008	2006 - 2008
U de Mann-Whitney	58.000	49.000	59.000
Sig. asintót. (bilateral)	0.898	0.478	0.949

Los diferentes tratamientos no presentaron diferencias significativas en el área basal.

- Diámetro cuadrático promedio (individuos adultos):

Cuadro 7: Diámetro cuadrático promedio por parcela de cada tratamiento (cm) media y desviación estándar.

Tratamiento	Media (cm)	Desv. Est.
Conservación	24.1165	5.4174
2006	31.8688	3.1474
2008	27.0608	3.2540

El diámetro cuadrático promedio mostró distribución normal en la prueba de Shapiro-Wilk y homogeneidad de varianzas según la prueba de Levene por lo que fue analizado a través de una ANOVA de una vía.

F=10.139; gl=2; gl error=23; P<0.0001

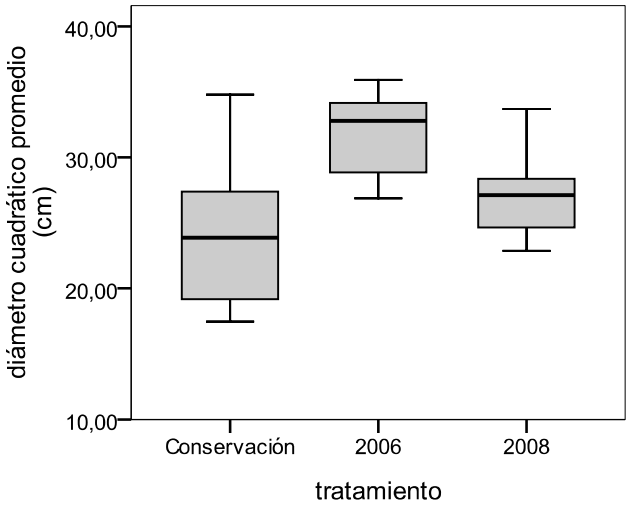


Fig.11: Diagrama de cajas de diámetro cuadrático promedio de cada parcela por tratamiento.

El ANOVA y la prueba de Tukey de comparaciones múltiples encontraron diferencias entre las parcelas de conservación y las aprovechadas en 2006 ($P<0.001$) y entre estas y las aprovechadas en 2008 ($P=0.025$), generando así dos subconjuntos: 1- Conservación y 2008 y 2- 2006.

El diámetro cuadrático promedio de los individuos adultos estuvo negativamente correlacionado con la densidad de estos individuos ($\tau_b=-0.574$; $P<0.001$). Asimismo el diámetro cuadrático promedio estuvo positivamente correlacionado con el tiempo (en años) transcurrido desde el aprovechamiento (conservación=0) ($\tau_b=0.505$; $P<0.001$).

- Individuos por clase etaria:

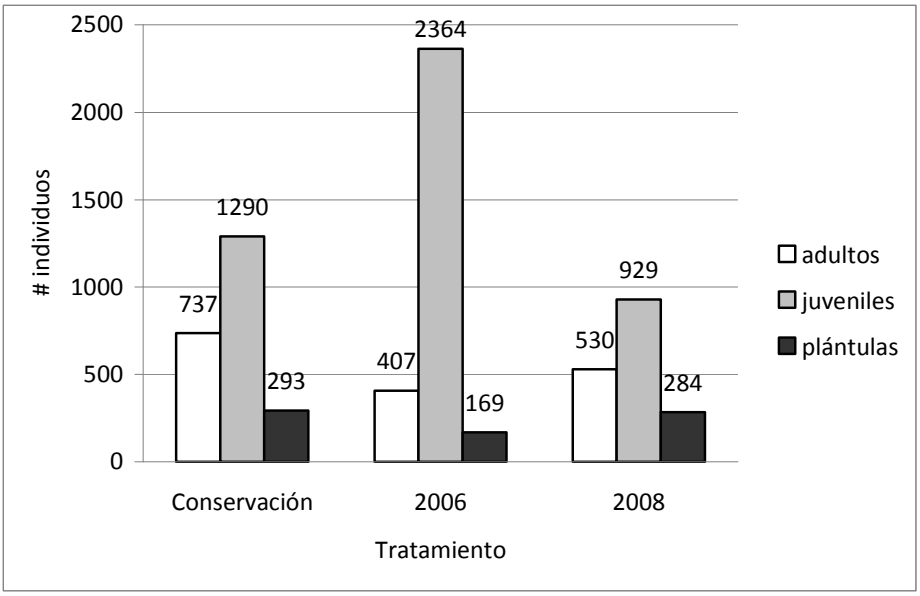


Fig.12: Número total de individuos muestreados en cada tratamiento, por clase etaria (adultos: DAP > 10cm; juveniles: DAP < 10cm y altura ≥ 50cm; plántulas : altura < 50cm).

- Densidad de individuos adultos:

Cuadro 8: Número de individuos adultos por hectárea de cada tratamiento media y desviación estándar.

Tratamiento	Media	Desv. Est.
Conservación	670.00	269.00
2006	370.00	129.92
2008	481.80	127.19

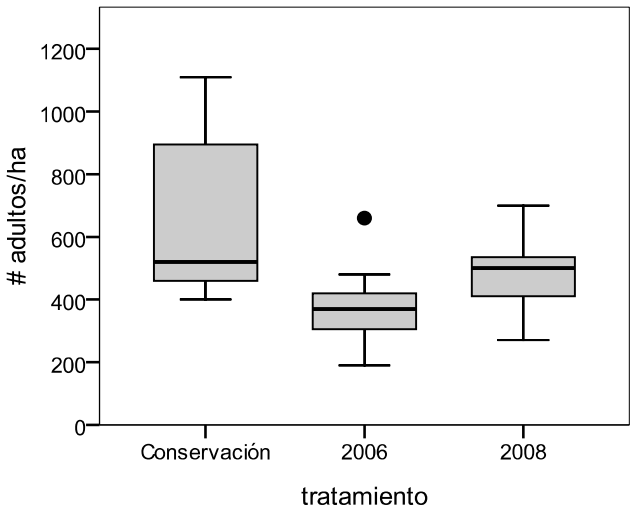


Fig.13: Diagrama de cajas de número de individuos adultos por tratamiento, por hectárea.

El número de individuos adultos no mostró distribución normal en la prueba de Shapiro-Wilk por lo que fue analizado a través de la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney.

Cuadro 9: Resultados de la prueba U de Mann-Whitney para el número de adultos (Cons.=zona de conservación; 2006=zona aprovechada en 2006; 2008=zona aprovechada en 2008).

	Cons.-2006	Cons.-2008	2006-2008
U de Mann-Whitney	12.500	39.000	29.500
Sig. asintót. (bilateral)	0.001	0.171	0.040

La prueba U de Mann-Whitney sugirió la existencia de diferencias entre la zona aprovechada en 2006 y las zonas de conservación y la aprovechada en 2008, pero no entre la zona de conservación y la aprovechada en 2008.

- Densidad de juveniles:

Cuadro 10: Número de individuos juveniles por hectárea de cada tratamiento media y desviación estándar.

Tratamiento	Media	Desv. Est.
Conservación	11727.27	6315.08
2006	21491.41	10864.20
2008	8445.25	4445.98

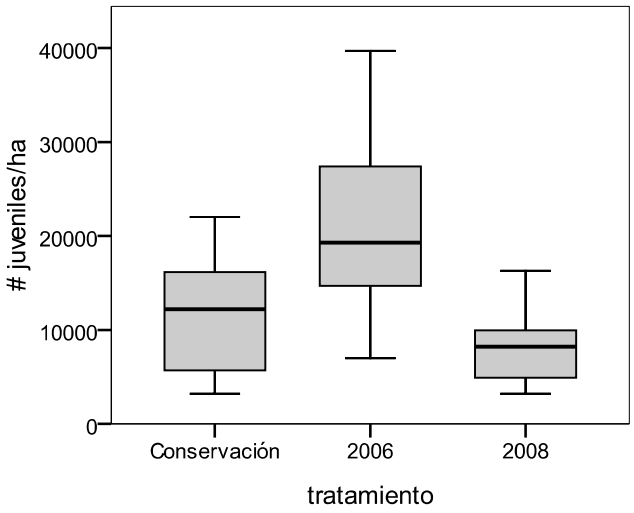


Fig. 14: Diagrama de cajas de número de individuos juveniles por tratamiento, por hectárea.

El número de juveniles mostró distribución normal en la prueba de Shapiro-Wilk pero no homogeneidad de varianzas en los datos por lo que fue analizado a través de la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney.

Cuadro11: Resultados de la prueba U de Mann-Whitney para el número de juveniles (Cons.=zona de conservación; 2006=zona aprovechada en 2006; 2008=zona aprovechada en 2008).

	Cons.-2006	Cons.-2008	2006-2008
U de Mann-Whitney	25.500	40.500	12.500
Sig. asintót. (bilateral)	0.019	0.193	0.001

La prueba U de Mann-Whitney sugirió que existen diferencias entre la zona aprovechada en 2006 y las zonas de conservación y la aprovechada en 2008, pero no entre la zona de conservación y la aprovechada en 2008.

La densidad de juveniles estuvo negativamente correlacionada con la densidad de adultos (τ_b de Kendall=-0.353; P=0.004) y positivamente correlacionada con el tiempo transcurrido desde el aprovechamiento maderero (τ_b de Kendall=0.295; P=0.033).

- Densidad de plántulas:

Cuadro 12: Número de plántulas hectárea de cada tratamiento media y desviación estándar.

Tratamiento	Media	Desv. Est.
Conservación	53272.73	16691.86
2006	30727.27	13184.01
2008	51636.36	16704.93

El número de plántulas mostró distribución normal en la prueba de Shapiro-Wilk y homogeneidad de varianzas en la prueba de Levene por lo que fue analizada a través de una ANOVA de una vía.

F=7.129; gl=2; gl error=23; P=0.003

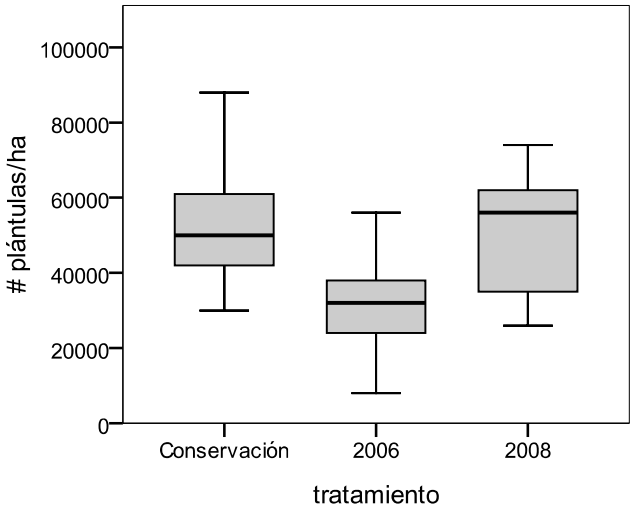


Fig.15: Diagrama de cajas de número de plántulas por hectárea, por tratamiento.

El ANOVA y la prueba de Tukey de comparaciones múltiples encontraron diferencias entre las parcelas de conservación y las aprovechadas en 2006 (P=0.06)y entre estas y las aprovechadas en 2008 (P=0.10), generando así dos subconjuntos: 1- Conservación y 2008 y 2- 2006.

- Distribución diamétrica de los adultos:

La distribución diamétrica (Fig. 16) evidenció predominancia de las clases más reducidas del estrato adulto, revelándonos un bosque joven. En la distribución diamétrica de los individuos del género *Pinus* (Fig. 17) las zonas aprovechadas presentaron una distribución distinta de la zona de conservación. En esta zona la distribución diamétrica fue equilibrada en las primeras cuatro clases, disminuyendo

abruptamente en las últimas dos. Esto no ocurrió en las zonas intervenidas, donde la clase diamétrica más abundante fue la clase intermedia 3, de 30 a 40cm. En la distribución diamétrica de los individuos del género *Pinus* (Fig. 17) son aún observables diferencias en las distribuciones en las zonas aprovechas. Las clases más abundantes en la zona de 2008 son la 2 y la 3, de 20 a 30cm y 30 a 40 cm respectivamente, mientras que en la zona de 2006 las clases más abundantes son la 3 y la 4, 30 a 40cm y 40 a 50cm respectivamente. Igualmente se observa un declinar más abrupto en el número de individuos hacia las clases diamétricas más grandes que hacia las clases menores.

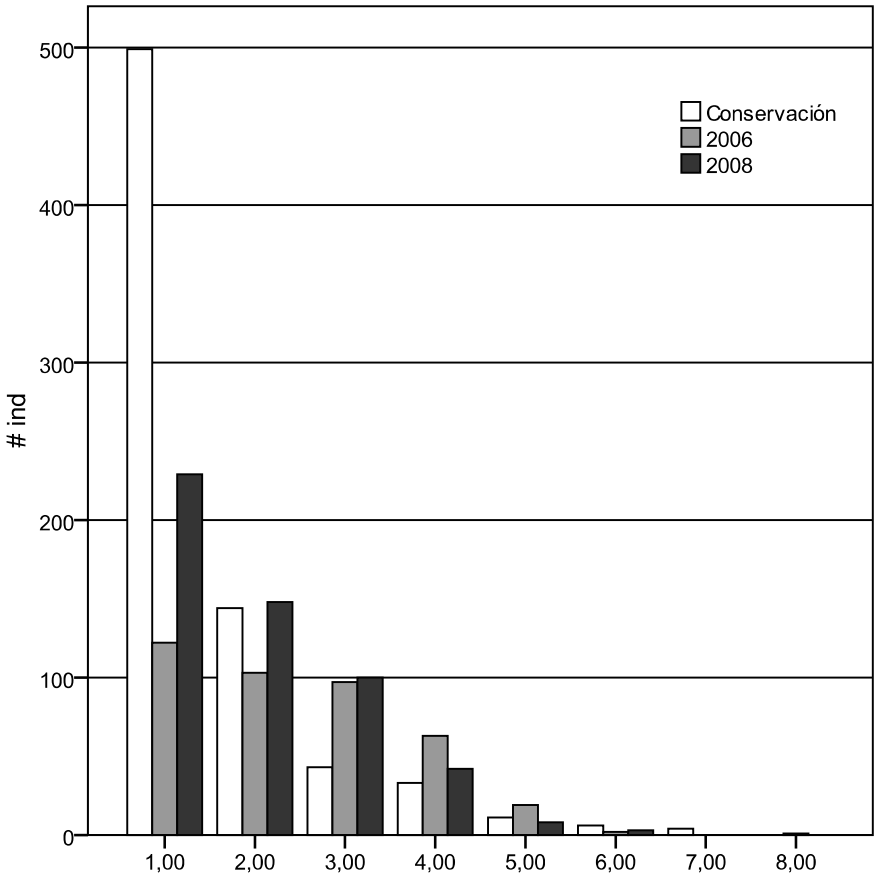


Fig. 16: Distribución diamétrica de los individuos adultos, de todas las espécies, muestreados por tratamiento. Clases diamétricas (cm): 1: 10 - 20; 2: 20 - 30; 3: 30 - 40; 4: 40 - 50; 5: 50 - 60; 6: 60 - 70; 7: 70 - 80; 8: > 80.

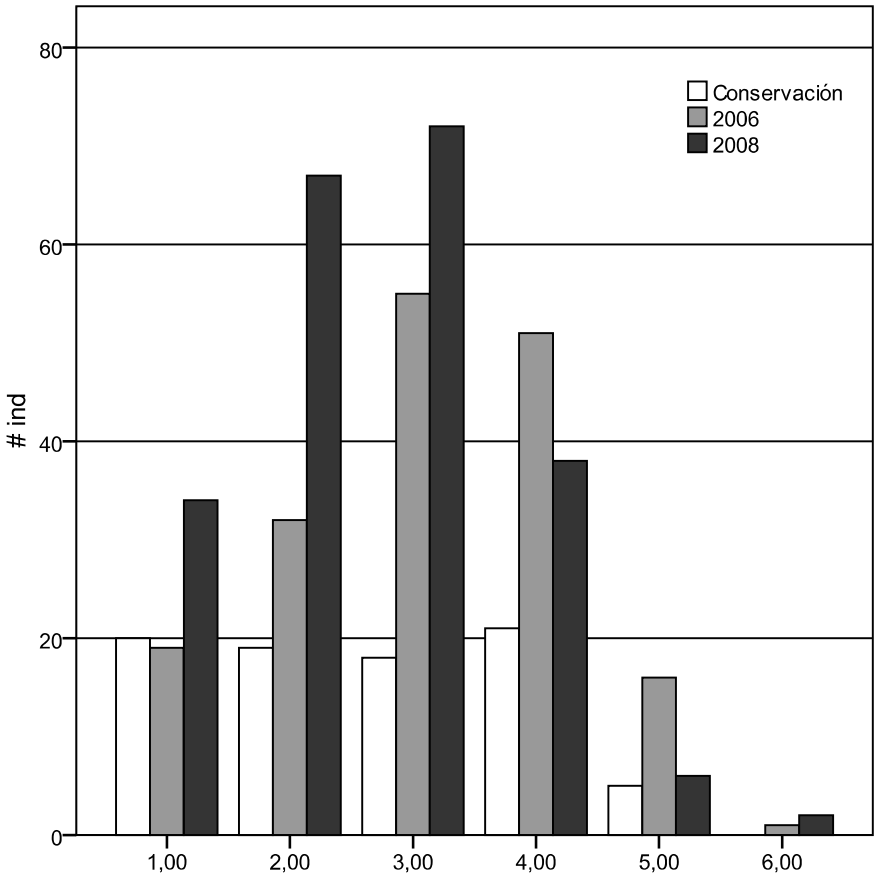


Fig. 17: Distribución diamétrica de los individuos adultos muestreados del género *Pinus* por tratamiento. Clases diamétricas (cm): 1: 10 - 20; 2: 20 - 30; 3: 30 - 40; 4: 40 - 50; 5: 50 - 60; 6: 60 – 70.

- Riqueza específica e índices de dominancia y equidad:

Además del número de individuos y de especies muestreadas se presenta un cálculo de la riqueza real estimada, el Jackknife2 (recomendado para muestras pequeñas) (Burnham y Overton1978, 1979; Smith & van Belle 1984; Palmer 1991), el índice de dominancia de Simpson (Magurran 1988, eq. 2.27; Magurran 2004, p. 115; Hayek y Buzas 1996) y el índice de equidad de Shannon (Hayek & Buzas 1996).

La riqueza específica (muestreada y estimada) en el estrato adulto fue mayor en la zona aprovechada en 2006 que en la zona de conservación. Por otra parte, la zona aprovechada en 2008 presentó riqueza específica (muestreada y estimada) inferior a la de la zona de conservación en lo que se refiere a los adultos (Fig. 18, Cuadro 13).

En los estratos de juveniles, de plántulas, en el conjunto de estos dos estratos (regeneración) y considerando el total de los individuos, la zona de conservación fue la que presentó mayor riqueza específica muestreada y la zona de aprovechamiento de 2008 la menor. Sin embargo, la estimación por Jackknife2 dio resultados distintos para las plántulas. Según este indicador, para las plántulas, la zona aprovechada en 2006 fue la de mayor riqueza específica y la zona aprovechada en 2008 la de menor.

El índice de equidad de Shannon evidenció mayor equidad en los adultos de la zona aprovechada en 2006 respecto a la zona de conservación y de ésta en relación con la zona aprovechada en 2008. Según el índice de dominancia de Simpson la zona más dominante fue la de 2008, seguida por la zona de conservación y finalmente la zona aprovechamiento de 2006.

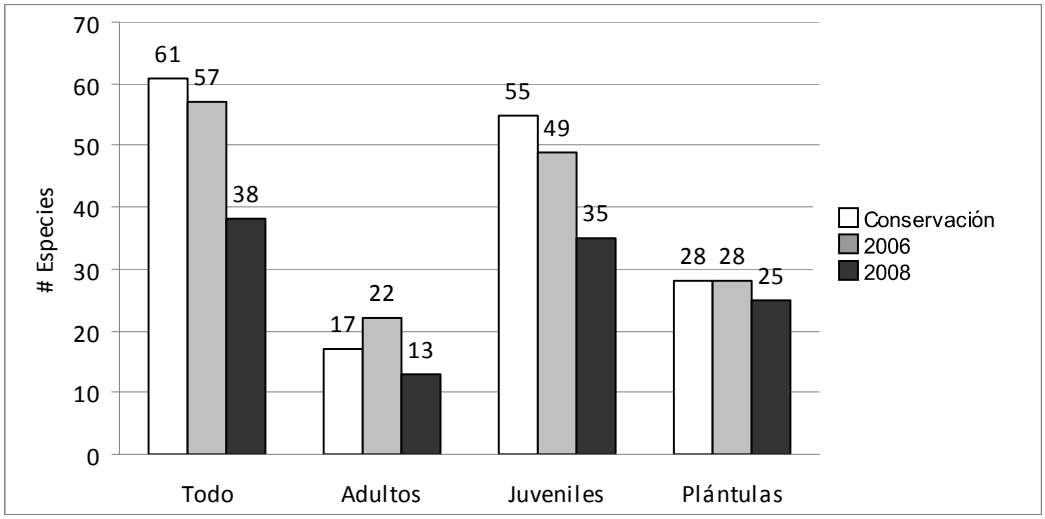


Fig. 18: Número de especies muestreadas por tratamiento y clase etaria.

Cuadro 13: Número total de individuos, riqueza específica real, riqueza específica estimada, índice de equidad de Shannon y índice de dominancia de Simpson por clase etaria y por tratamiento (ad=adultos; ju=juveniles: pl=plántulas; re=regeneración (plántulas+juveniles); td=todos los individuos; cons=zona de conservación; 2006=zona aprovechada en 2006; 2008=zona aprovechada en 2008).

	Individuos	Riqueza específica muestreada	Riqueza estimada (Jackknife2)	Índice de equidad de Shannon	Índice de dominancia de Simpson
ad.cons	740	17	23.43	0.6812	0.1983
ad. 2006	407	22	32.87	0.7085	0.1813
ad. 2008	529	13	17.45	0.6745	0.2392
re. cons	1567	58	88.37	0.7607	0.0718
re. 2006	2532	52	79.67	0.6763	0.1246
re. 2008	1212	37	39.23	0.7993	0.0806
ju. cons	1283	55	84.9	0.7636	0.0745
ju. 2006	2363	49	71.48	0.6706	0.1327
ju. 2008	928	35	42.42	0.8100	0.0782
pl. cons	284	28	46.04	0.7563	0.1197
pl. 2006	169	28	49.24	0.8703	0.0715
pl. 2008	284	25	38.34	0.8015	0.1144
td. cons	2309	61	89.91	0.7517	0.0701
td. 2006	2939	57	76.76	0.7198	0.0981
td. 2008	1742	38	41.96	0.8357	0.0641

- Curvas de rarefacción:

Las curvas de rarefacción mostraron que, para un número igual de individuos, para el total de los individuos la zona de conservación fue la que presentó mayor riqueza de especies, seguida de la zona de aprovechamiento de 2006 y, por último la zona de aprovechamiento de 2008 (Fig.19 a). Sin embargo, al desglosar los datos en adultos (Fig. 19 b), juveniles (Fig. 19 c) y plántulas (Fig. 19 d) se observó que tanto para adultos como para plántulas era la zona de aprovechamiento de 2006 la que poseía una mayor relación número de especies/número de individuos, seguida de la zona de conservación y luego de la zona aprovechada en 2008. Solo en la categoría de juveniles fue la zona de conservación la que presentó el más alto número de especies.

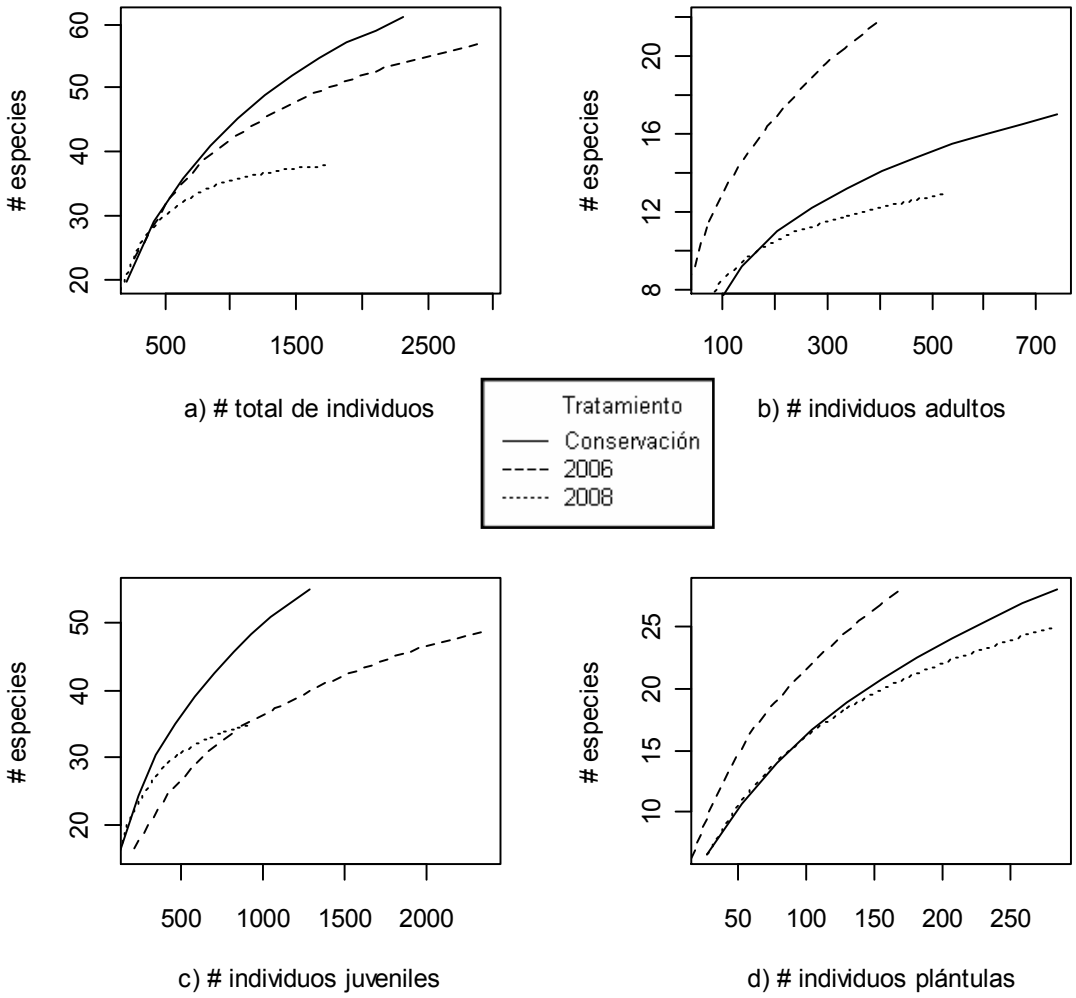


Fig. 19: Curvas de rarefacción (número de especies/número de individuos muestreados). a) todos los individuos; b) individuos adultos; c) individuos juveniles; d) individuos plántulas.

- Curvas de dominancia-diversidad:

Las curvas de dominancia-diversidad para el estrato adulto muestraron una dominancia acentuada en todos los tratamientos, pero con diferentes especies dominantes. La dominancia en la zona de conservación fue de *Quercus crispipilis* (28.88%) y *Cupressus lusitanica* (27.53%) (Fig. 20) y en las zonas aprovechadas fue de *Pinus tecunumanii* (37.01% en la zona de 2006 y 39.62% en la zona de 2008) (Fig. 21 y 22). Las demás especies presentes tuvieron una representación reducida y aproximadamente equitativa en los tres tratamientos.

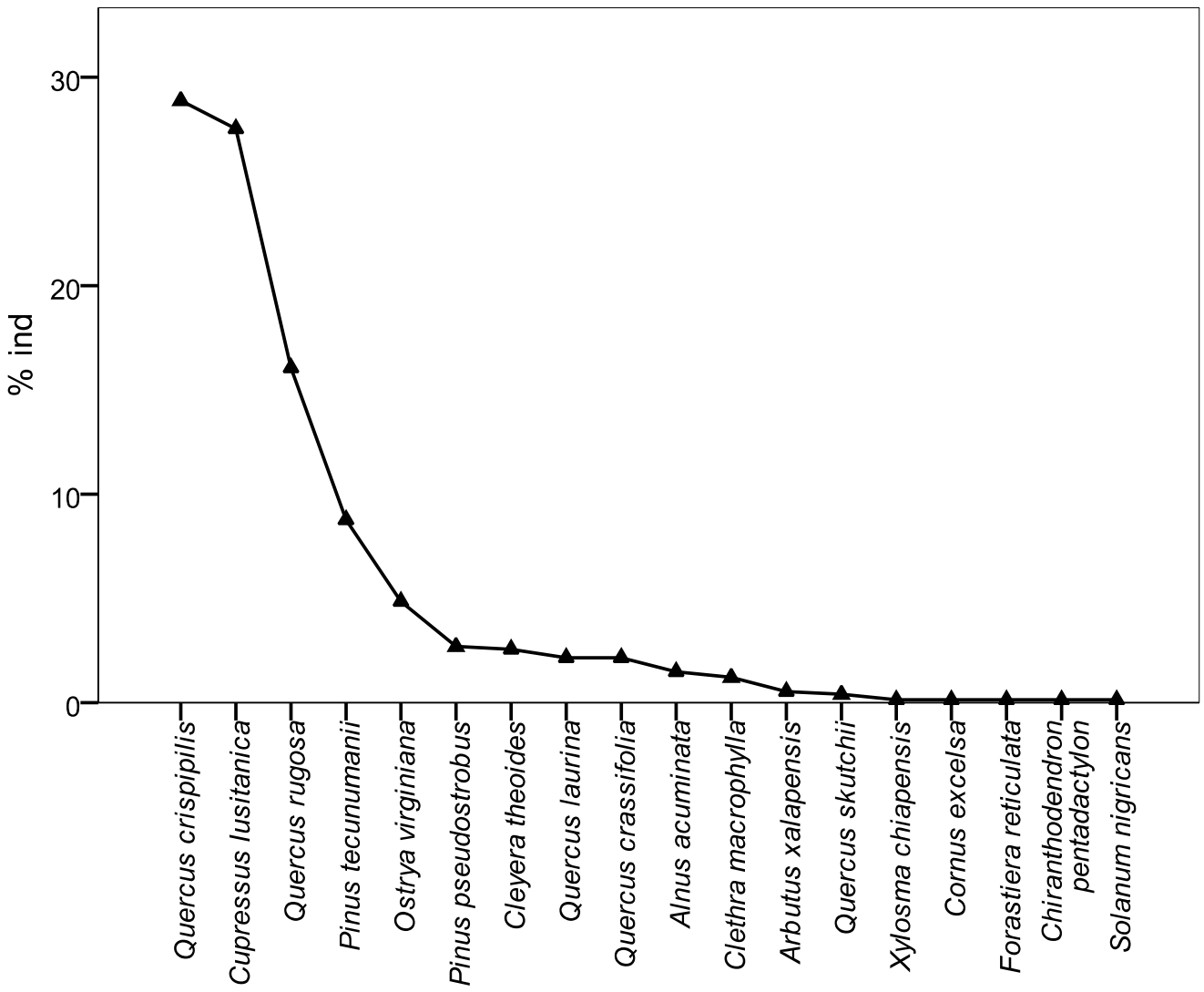


Fig. 20: Curva de dominancia diversidad de especies en la zona conservada (individuos adultos).

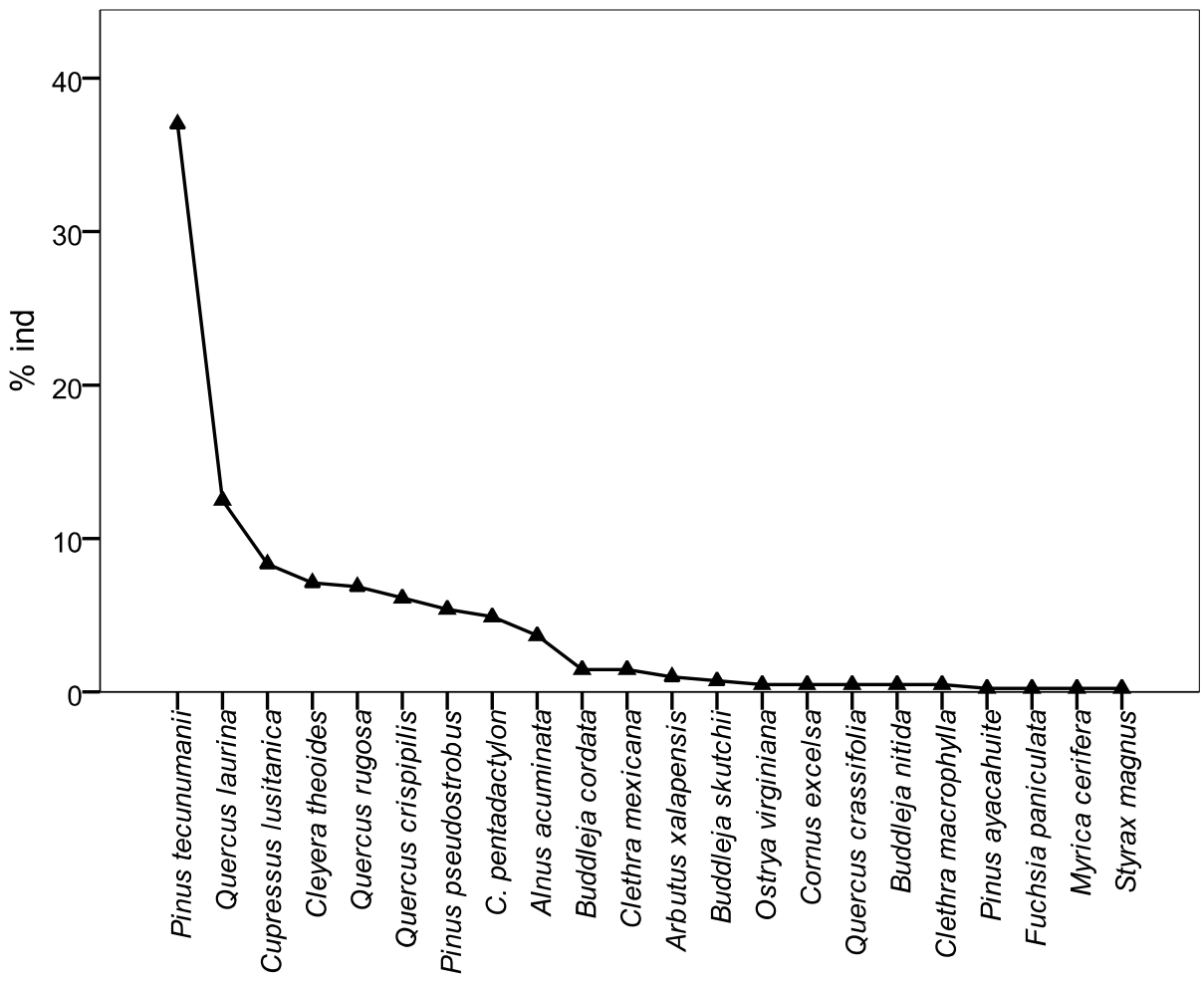


Fig. 21: Curva de dominancia diversidad de especies en la zona aprovechada en 2006 (individuos adultos).

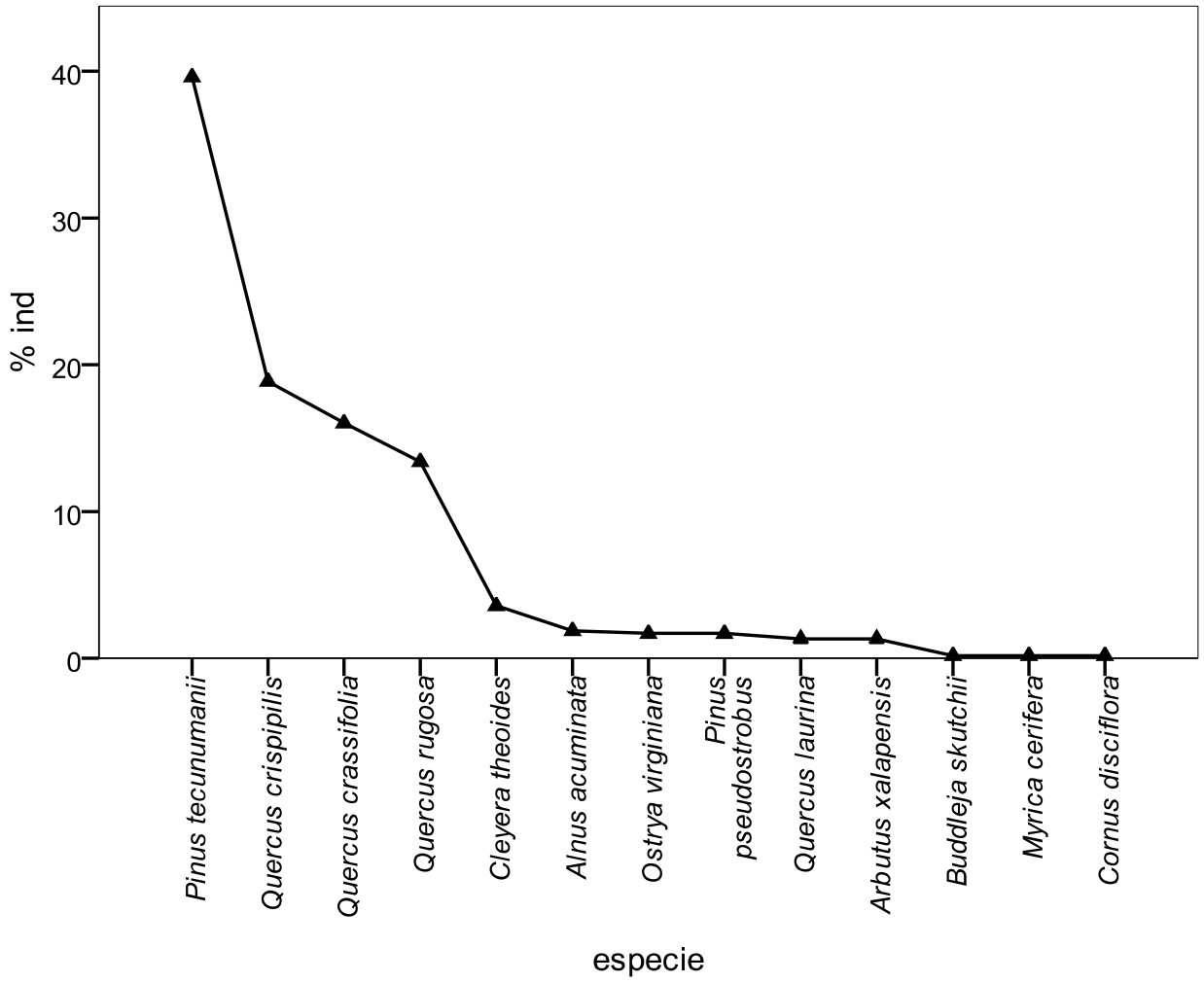


Fig. 22: Curva de dominancia diversidad de especies en la zona aprovechada en 2008 (individuos adultos).

En el estrato de regeneración (juveniles y plántulas) la dominancia fue menos acentuada y de especies arbustivas. *Verbesina perymenioides* (14.03%) y *Ageratina ligustrina* (13.05%) son dominantes en la zona de conservación (fig 23). En las zonas aprovechadas (fig 24 y 25) dominaron *Verbesina perymenioides* (25.68% en la zona de 2006 y 17.18% en la zona de 2008) y *Ageratina mairetiana* (16.05% en en la zona de 2006 y 11.32% en la zona de 2008). La dominancia fue más acentuada en las zonas aprovechadas.

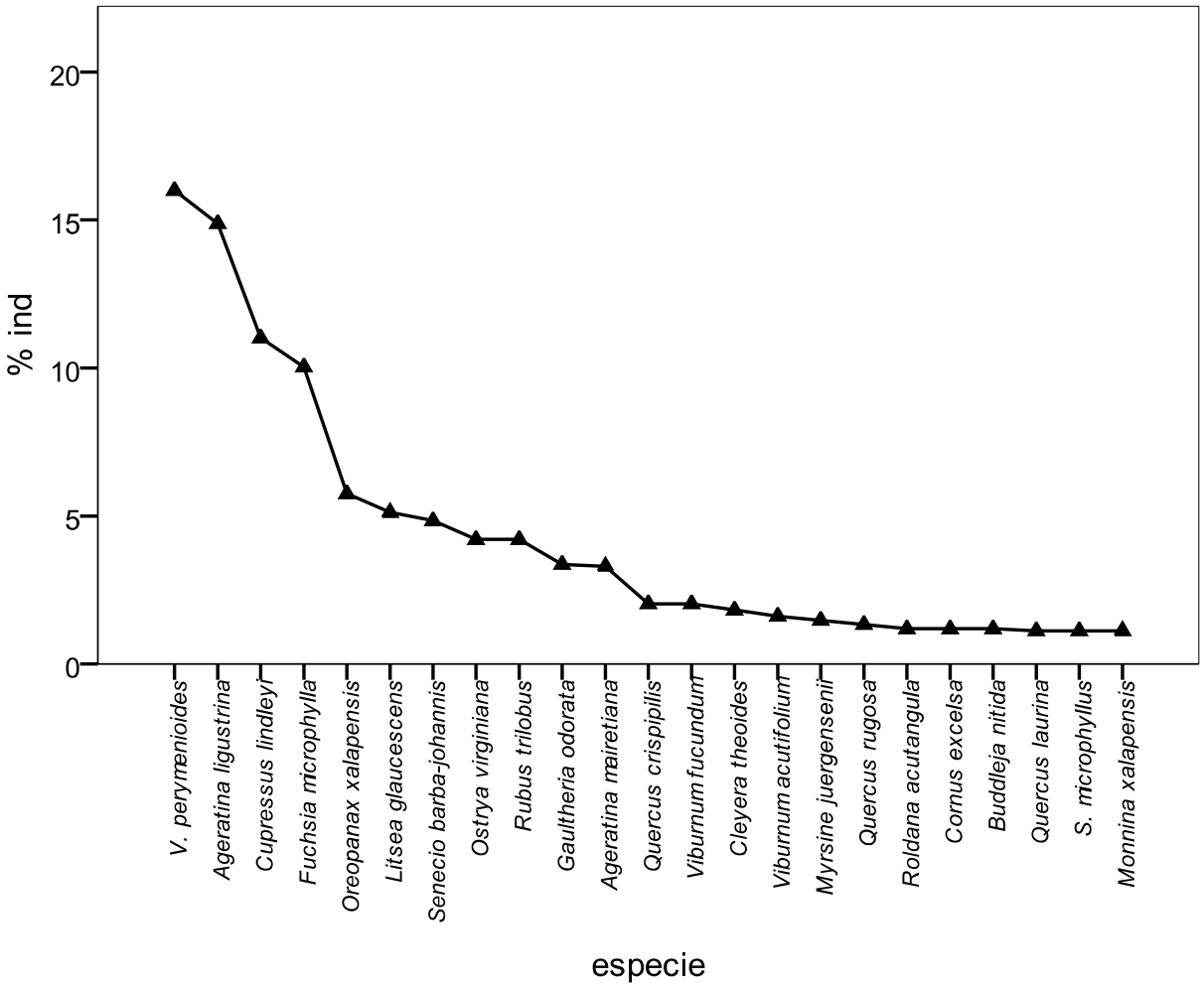


Fig. 23: Curva de dominancia diversidad de especies en la zona conservada (regeneración). Fueron excluidas las especies con una representación inferior al 1%. (regeneración = juveniles+plántulas).

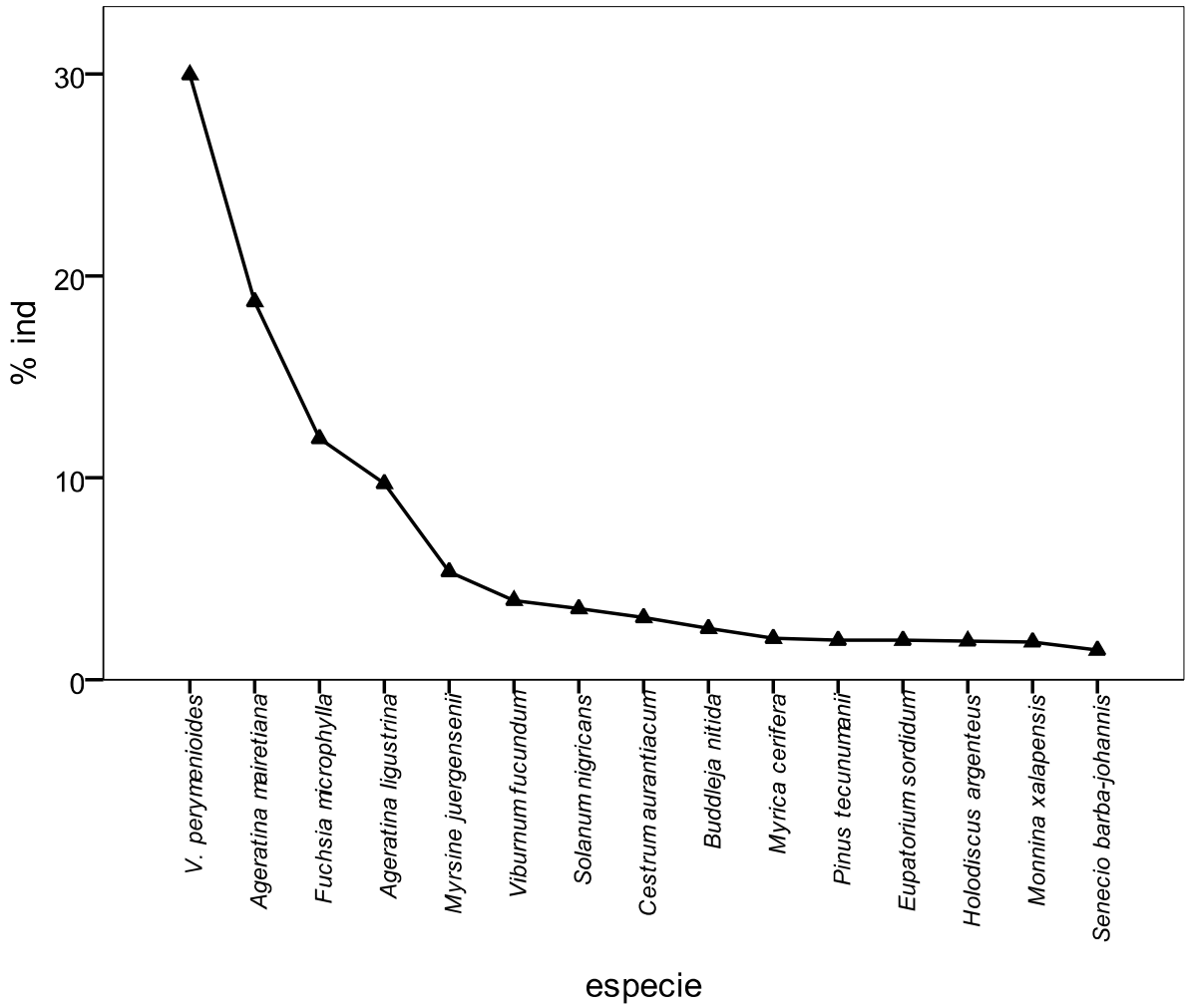


Fig. 24: Curva de dominancia diversidad de especies en la zona aprovechada en 2006 (regeneración). Fueron excluidas las especies con una representación inferior al 1%.(regeneración = juveniles+plántulas).

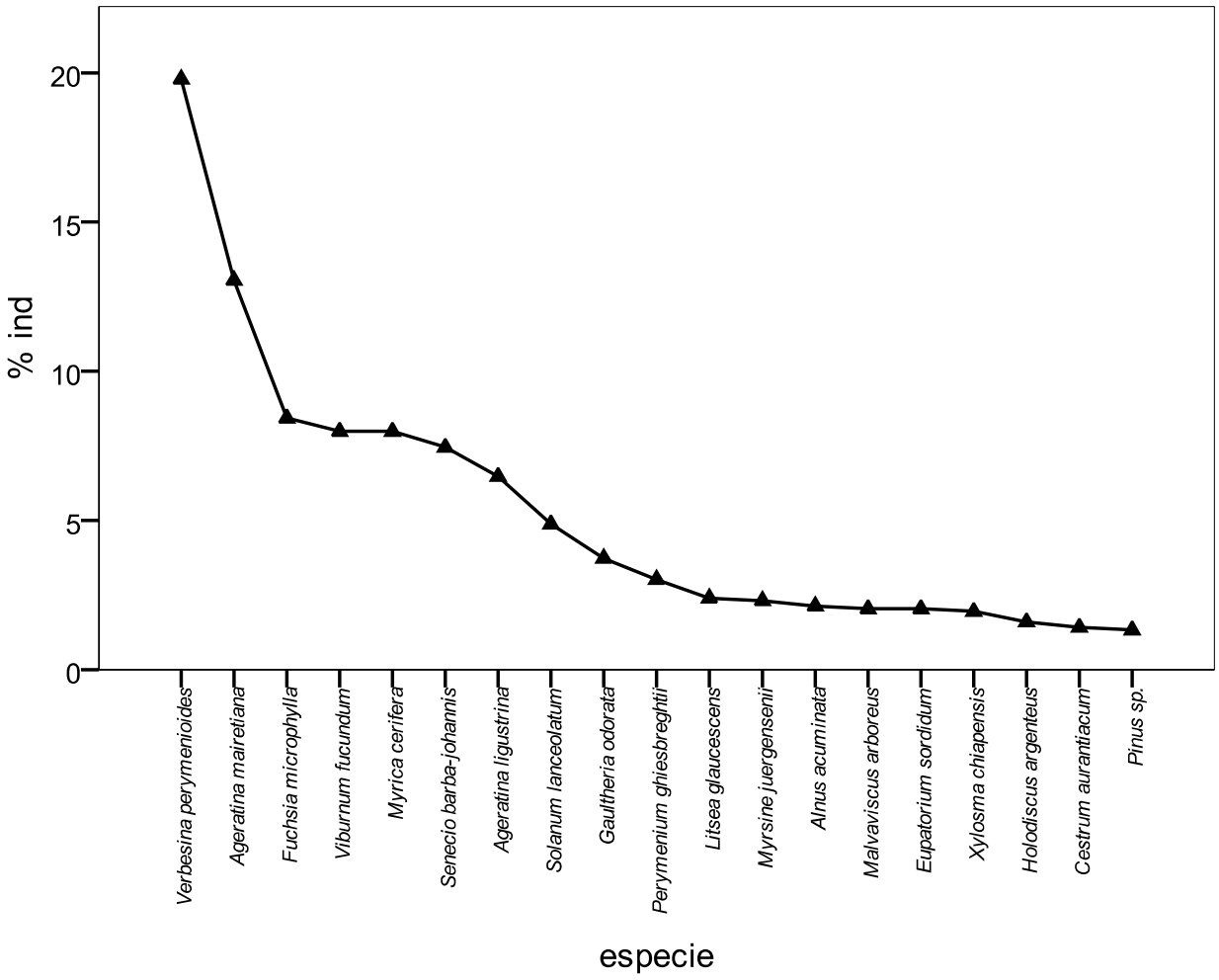


Fig. 25: Curva de dominancia diversidad de especies en la zona aprovechada en 2008 (regeneración). Fueron excluidas las especies con una representación inferior al 1% (regeneración = juveniles+plántulas).

Las curvas de dominancia-diversidad para las especies de hábito arbóreo del estrato de regeneración evidenciaron diferencias entre las zonas aprovechadas (Fig.22 y 23) y la zona conservada (Fig.21). Mientras que en la zona de conservación la especie más abundante fue *Cupressus lusitanica* (28.03%), en las zonas aprovechadas fue *Pinus tecunumanii* (25,65% en la zona de 2006 y 21,93% en la zona de 2008).

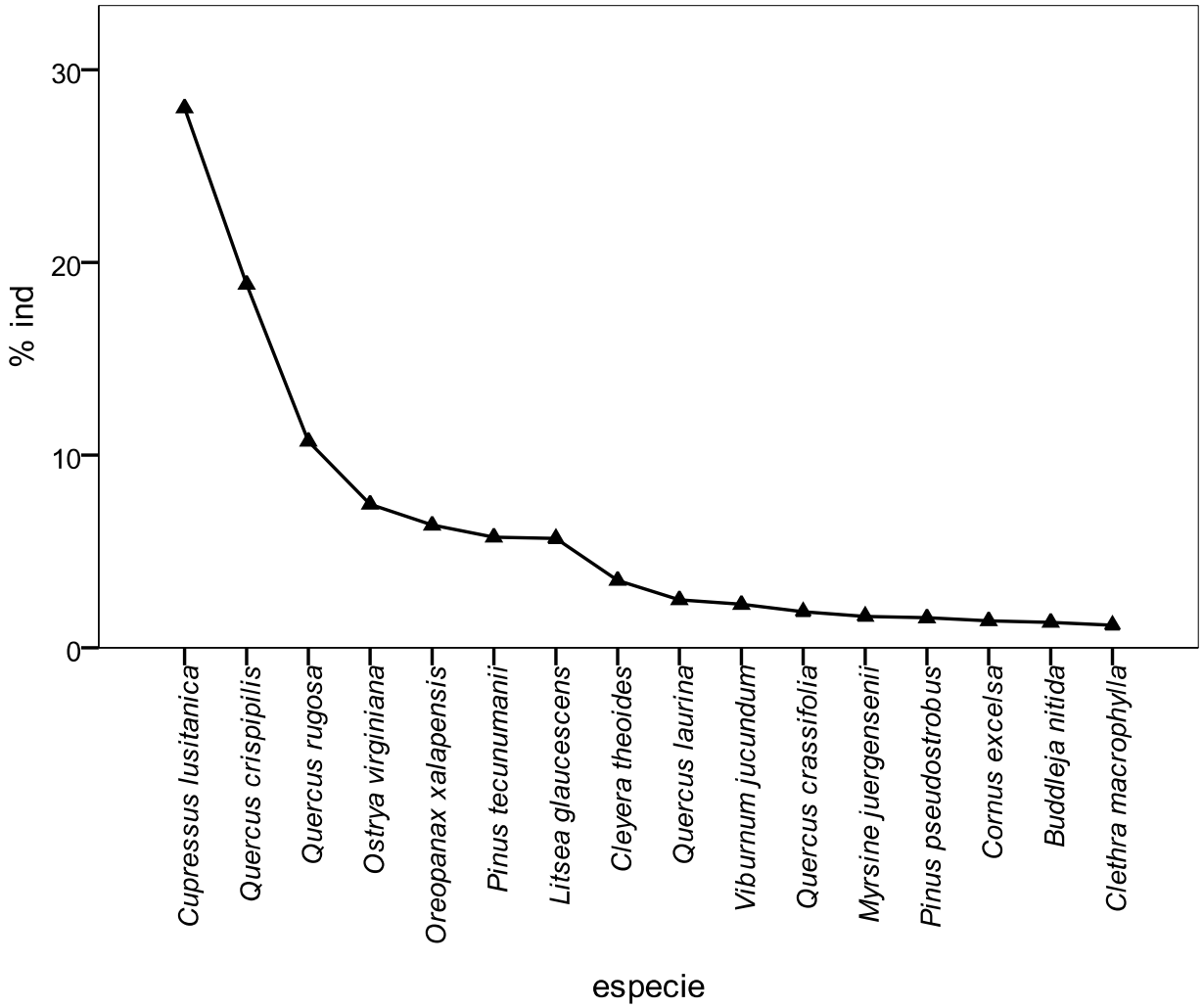


Fig. 26: Curva de dominancia diversidad de especies en la zona de conservación (especies arboreas del estrato de regeneración). Fueron excluidas las especies con una representación inferior al 1% (regeneración = juveniles+plántulas).

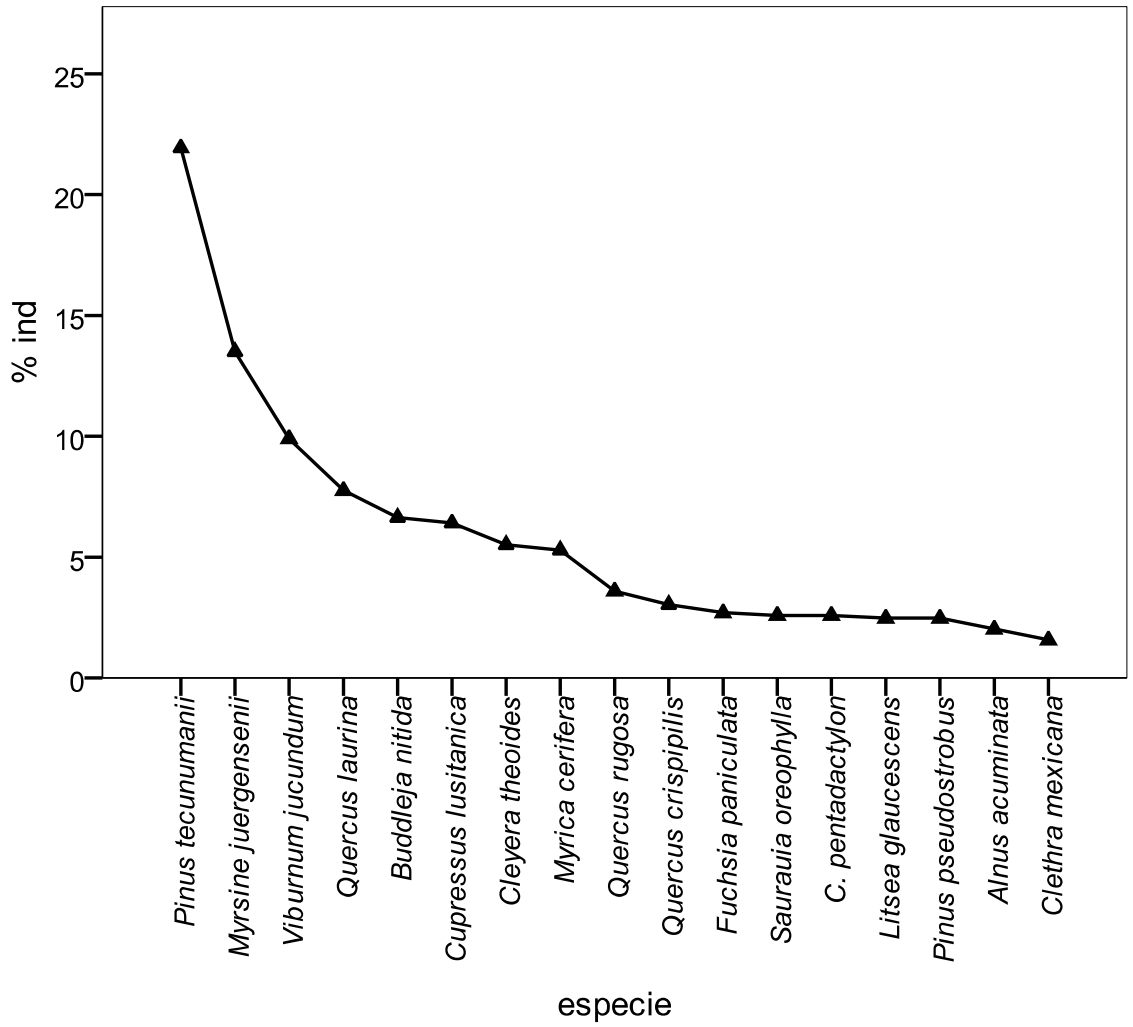


Fig. 27: Curva de dominancia diversidad de especies en la zona aprovechada en 2006 (especies arboreas del estrato de regeneración). Fueron excluidas las especies con una representación inferior al 1% (regeneración = juveniles+plántulas).

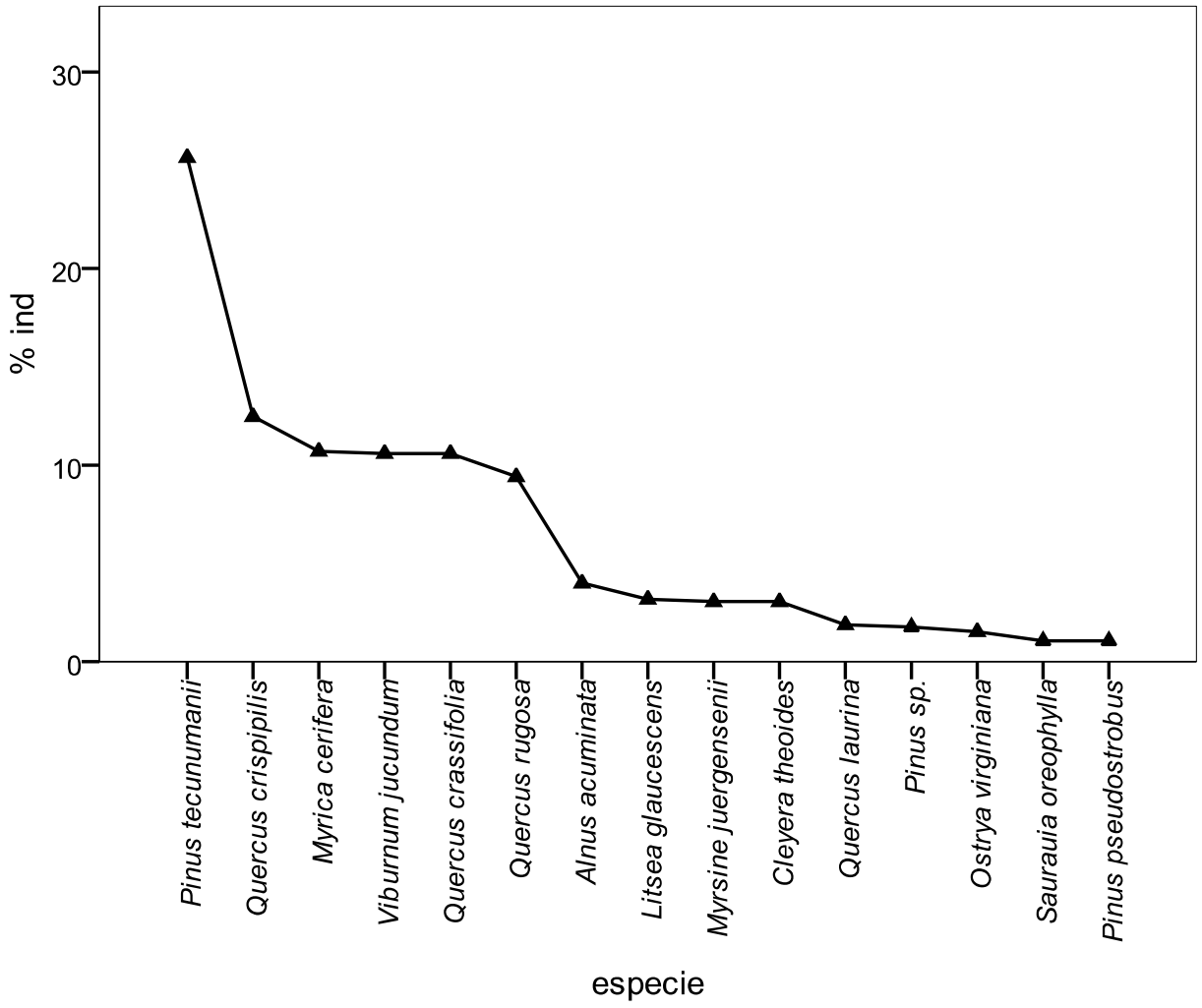


Fig. 28: Curva de dominancia diversidad de especies en la zona aprovechada en 2008 (especies arboreas del estrato de regeneración). Fueron excluidas las especies con una representación inferior al 1% (regeneración = juveniles+plántulas).

- Entrevistas:

El uso de suelo anterior de las tierras ejidales de Fray Bartolomé de Las Casas era de milpa (hace 30 años aproximadamente), sin embargo la zona tiene poca productividad agrícola y dejó de usarse para ese fin.

Según Dn Diego López se comenzó a hacer el aprovechamiento forestal en Fray Bartolomé de Las Casas por sugerencia de un ingeniero del gobierno del Estado que llegó a la comunidad. La propuesta incluía un apoyo del Estado en el 70% de los gastos y la comunidad tendría que asegurar los restantes 30%. La decisión fue consensual y los ejidatarios hicieron una cooperación para pagar su parte del estudio que ascendió a los 100,000 pesos mexicanos.

El primer estudio (1999) fue hecho por el ingeniero Edgar Martínez pero la ejecución del plan estuvo a cargo del ingeniero Manuel Gallegos. La gente del ejido, incluyendo Dn Diego, participó de los trabajos de inventario forestal del estudio, así como de las labores relacionadas con el aprovechamiento como la construcción de las brechas cortafuego, la corta de los árboles para aprovechamiento y el chapeo. Dn Fausto Hernández nos informó que, aunque la mayoría de las labores esté hecha por gente del ejido, para la corta hay que recurrir a gente de fuera de la comunidad por la falta de motosierras y que no todos pueden trabajar en las labores de corta por una cuestión de disponibilidad de herramientas. El ingeniero Florentino Rosales también mencionó la presencia de gente ajena al ejido en las labores de corta.

Sobre los trámites en la SEMARNAT los entrevistados tienen diferentes puntos de vista. Dn Fausto dijo que habían sido sencillos así como el ingeniero Florentino Rosales que dice que son rápidos, levando entre un mes y un mes y medio para evaluaciones y correcciones. Dn Diego opina que cuando empezaron el manejo en Fray

Bartolomé de Las Casas (1999) los trámites eran más sencillos que ahora porque había menos normas entonces. Nos informa incluso que los trámites del primer plan de manejo (1999) tardaron tres meses y que del segundo (2005) tardaron cinco o seis meses. El ingeniero Carlos Santiago de la SEMARNAT, nos da una explicación más detallada del proceso. En 1996 se empieza a emitir autorizaciones de aprovechamiento forestal por parte de los ejidos y comunidades, a partir del fin de la veda forestal en Chiapas, en 1995. Las solicitudes eran pocas y dirigidas sobretodo a zonas afectadas por incendios o plagas En esa época los procesos eran rápidos porque había un pequeño volumen de casos para análisis. A partir de 1996 aumentó mucho el número de solicitudes y había pocos funcionarios atendiendo los casos. Esto generó retrasos importantes, llegando a tardarse 8 meses en dar respuesta a las solicitudes. Para no frenar los procesos de aprovechamiento la secretaría se volvió menos exigente pero condicionó los permisos a un periodo de uno, dos o tres años en el que el plan de manejo estaría sujeto a cambios. Actualmente el plazo legal para respuesta a las solicitudes es de 30 días y, según el ingeniero Carlos Santiago, los procesos son céleres.

Sobre las especies aprovechadas e respectivos usos tanto Dn Diego como Dn Fausto y el ingeniero Florentino Rosales nos indicaron que los cipreses (*Cupressus sp.*) y los pinos (*Pinus sp.*) son aprovechados para madera, vendidos para aserrío. Los encinos (*Quercus sp.*) son aprovechados para leña y carbón, tanto comercialmente como para el hogar. Dn Fausto menciona además que la corteza de *Cupressus* era usada para techos por sus características de impermeabilidad. Sin embargo actualmente cayó en desuso, sustituida por lámina sintética. Aún así existen algunas situaciones de robo de corteza de *Cupressus* por gente de los ejidos vecinos. Las otras

especies, las que no se aprovechan, según los dos ejidatarios, son chapeadas después del aprovechamiento y quedan las que son demasiado grandes para cortar con machete.

En Fray Bartolomé de Las Casas el método de manejo actualmente utilizado (y aplicado en las zonas muestreadas) es el MMOBI extrayéndose el 20% de las existencias a través de cortas de selección, buscándose irregularidad de tamaños pero seleccionando las especies dando preferencia al género *Pinus*. La madera se vende en rollo y el desperdicio resultante del desrame y del chapeo es troceado y distribuido en la zona de corta evitando amontonamientos para favorecer la descomposición (Ing. Florentino Rosales). Por su parte, Dn Diego manifiesta preocupación con la acumulación de las ramas ya que tardan mucho tiempo en incorporarse al suelo. Sin embargo refiere igualmente que no han tenido problemas con incendios en los últimos años porque la zona está cuidada y vigilada. Además de la corta para venta ya se llevaron a cabo aclareos leves en las zonas de aprovechamiento (ing. Florentino Rosales).

Según Dn Diego el ejido cuenta con 61 ejidatarios titulados, sin embargo para el manejo existe un acuerdo diferente. Hay personas que cooperan, trabajan y reciben beneficios en igualdad de circunstancias con los ejidatarios titulados, aunque no tengan certificado agrario. De esta forma, alrededor de 120 personas están involucradas en el manejo forestal en Fray Bartolomé de Las Casas.

Aún de acuerdo con Dn Diego la venta de madera da un beneficio de 720 pesos por metro cúbico y se cortan entre 1,000 y 1,200 m^3 por año en el ejido y los beneficios se reparten en partes iguales entre todos los involucrados en el manejo. Este monto no es suficiente para que la forestería represente la principal actividad de los

ejidatarios que de acuerdo con Dn Fausto y Dn Diego se dedican a otras actividades como la milpa y otros trabajos de construcción, carpintería, dentro y fuera del ejido.

Aunque la madera vendida en rollo es poco rentable no existe perspectiva de organizar un aserradero. Dn Fausto demostró desconocimiento en la materia, pero Dn Diego contó que hubo una propuesta del gobierno para apoyar la instalación de un aserradero. Sin embargo, esta propuesta quedó sin ejecución por falta de organización interna en el ejido. El ingeniero Carlos Santiago también menciona que la SEMARNAT tiene como orientación promover la instalación de aserraderos en las comunidades que realizan aprovechamiento forestal. Refiere igualmente que es un proceso moroso y complicado aunque ya existen algunos ejemplos exitosos en el Estado (Coapilla y Altamirano). A Dn Diego le gustaría establecer un aserradero y un taller de carpintería para transformar la madera en vez de venderla en rollo.

Según el ingeniero Florentino Rosales el establecimiento de los rodales fue basado en criterios legales (pendiente, características del suelo, calidad del sitio) así como, por cuestiones de rentabilidad del aprovechamiento en la composición florística de los sitios. Los árboles a derribar son elegidos con base a su tamaño, madurez y especie. Se derriban preferencialmente los árboles sobremaduros, en mal estado y enfermos, pero también árboles que arrojen una buena producción para asegurar la rentabilidad del aprovechamiento. Con relación a los *Quercus sp.* se prefiere derribar los árboles más grandes y dejar los más pequeños para tratamientos intermedios. De esta forma se elimina su efecto de sombra sin influir demasiado en el volumen autorizado de extracción. El Ing. Florentino Rosales dice que siente presión en la elección de los árboles por parte del comprador de madera, pero no de la población del ejido.

Al elaborar un plan de manejo, la biodiversidad no es un objetivo del prestador de servicios. El Ing. Florentino Rosales comenta que es complicado hacer un plan de manejo que contemple la conservación de la biodiversidad. Siempre se da una disminución de la abundancia de las especies que no son de interés, en principio no hay una eliminación pero se provoca una disminución poblacional importante.

Los ejidatarios de Fray Bartolomé de Las Casas se acercaron al Ing. Florentino Rosales a través de la Asociación Regional de Silvicultores (ARS) de la cual forman parte. Sin embargo, el ingeniero comenta que típicamente este acercamiento ocurre a través de un comprador de madera. Este es quien propone el aprovechamiento al ejido y se dispone a pagar los gastos del estudio a cambio de ser él quien compre la madera y quien le ponga precio. Dice también que el precio de los estudios y de los trámites es lo que más impide que los ejidos y comunidades tomen la iniciativa de aprovechar sus bosques autónomamente.

El ingeniero Carlos Santiago de la SEMARNAT corrobora la información del Ing. Florentino Rosales cuando dice que son los industriales los que generalmente se acercan a la comunidad proponiendo el aprovechamiento y ofreciéndose para pagar los trámites. Pero son los ejidatarios quienes tienen que ir a las autoridades para iniciar el proceso. Necesitan probar que son dueños de los terrenos en cuestión, llevar el acta de tomada de posesión de la mesa directiva, el acta de acuerdo del ejido para el aprovechamiento y presentar el plan de manejo. Igualmente son los ejidatarios quienes tienen que entregar las actas de nombramiento cuando hay cambio de autoridad ejidal. Esto es lo necesario para conseguir la autorización de aprovechamiento. Para el aprovechamiento hace falta delimitar y marcar las áreas de corta y la marcación de los árboles por el prestador de servicios. Para el transporte posterior a la corta también

hace falta documentación. En la validación de remisiones forestales consta el volumen por área de corta, dependiendo de la anualidad y el permiso para transporte hasta el centro de transformación.

La fiscalización ocurre cuando hay una denuncia. Dependiendo del grado de las irregularidades el proceso sigue para evaluación por la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) que puede decretar la suspensión del manejo y sanciones al prestador de servicios y/o a los propietarios.

La SEMARNAT no está obligada a hacer verificaciones de terreno a la hora de evaluar el primer plan de manejo. Generalmente la comparación se hace con relación al promedio de la región y si hay dudas se programa una visita. Cuando termina el periodo del primer plan de manejo y se pide un nuevo permiso de aprovechamiento es obligatoria por ley la visita al terreno. El objetivo de esta inspección es la evaluación de la recuperación del ecosistema y del involucramiento de los ejidatarios en el proceso.

Si al prestador de servicios llegan las presiones de los industriales madereros que quieren más y mejor madera, a los oídos de los responsables de la SEMARNAT llegan las quejas de las organizaciones ambientalistas que no aprueban de los aprovechamientos madereros y exigen el regreso de las vedas forestales. Por otra parte a la SEMARNAT llegan muchas denuncias por clandestinaje que no siempre tienen consecuencias. El Ing. Carlos Santiago cree que el aumento de la superficie manejada disminuiría la tala ilegal, aumentando el control sobre el aprovechamiento de madera. El robo de madera así como el pastoreo no autorizado por parte de gente de las comunidades aledañas son quejas de los ejidatarios de Fray Bartolomé de Las Casas.

Discusión:

- Análisis de mapas:

Las tierras ejidales de Fray Bartolomé de Las Casas son predominantemente boscosas (72.68%) y una tercera parte de esa superficie esta clasificada como zona de conservación. Sin embargo no existe continuidad entre las varias áreas que componen la zona de conservación y existen rodales de aprovechamiento aislados de las zonas de conservación. Esta situación dificulta la dispersión de semillas desde las zonas conservadas y puede impedir la recolonización de esos rodales por las especies excluidas por el manejo. La presencia de pequeños parches de bosque no aprovechado inmersos en las zonas perturbadas podría potenciar la recuperación del bosque (Wunderle 1997).

- Variables edáficas:

La homogeneidad en las variables edáficas observada entre los tres tratamientos (cuadros 1 y 2) permite descartar la influencia de los suelos en las variaciones encontradas en la flora. Por tanto se pueden atribuir, con mayor seguridad, las diferencias florísticas al manejo forestal, aunque se pueden deber en cierta medida a diferencias de composición inicial.

- Composición florística:

En el estrato adulto son visibles mayores diferencias florísticas entre las zonas de aprovechamiento de 2006 y las zonas de conservación que entre estas y las zonas de aprovechamiento de 2008. Ambas zonas (conservación y aprovechada en 2008)

poseen *Quercus crispipilis* en abundancia, característica no compartida con la zona aprovechada en 2008. Esta situación puede estarse traduciendo en una mayor semejanza florística entre las zonas de conservación y de aprovechamiento en 2008. Las diferencias florísticas entre los tratamientos y la presencia acentuada de *Quercus crispipilis* en las zonas de conservación y de 2008 son también evidentes en las curvas de dominancia diversidad.

La eliminación selectiva de los juveniles sin interés para el aprovechamiento maderero será la actividad responsable por la semejanza en composición florística del estrato juvenil entre las dos zonas aprovechadas y su distinción con la zona de conservación. Al eliminar la regeneración de las especies sin interés comercial el manejo limita fuertemente su presencia en las zonas manejadas. Con la repetición de los ciclos de corta, esta labor silvícola puede llevar a la extinción local de las especies afectadas y, consecuentemente, a la pérdida de riqueza específica (Rendón Carmona et al 2009).

En el caso de las plántulas se individualiza la zona de aprovechamiento de 2006 y son semejantes las zonas de conservación y de aprovechamiento de 2008. Las plántulas son individuos que no sufren con el chapeo posterior a la corta de los árboles, ya que son muy pequeños y no llegan a ser cortados por los machetes. Así la zona aprovechada en 2008 mantiene una composición florística semejante a la zona de conservación para este estrato. La competencia no ha producido efectos visibles todavía. Por otro lado, en la zona aprovechada en 2006 ya se ha hecho sentir el efecto de selección del aumento de incidencia luminosa sobre las especies (Dupuy & Chazdon 2008), y el efecto de la competencia por espacio y recursos debido al desarrollo de los juveniles (Kozlowski 2002). Por tanto, en la zona aprovechada en 2006 el efecto del

manejo sobre la regeneración ya se observa en la distinta composición florística del estrato de plántulas que tiene ese tratamiento.

Los resultados globales parecen indicar que el manejo influye y cambia la composición florística de las zonas aprovechadas. Dos labores silvícolas tendrán la mayor influencia en esos cambios: la extracción de adultos para madera y eliminación de especies no comerciales, reduciendo la diversidad genética de las especies comerciales (Degen et al. 2006) y eliminando progresivamente las demás (Rosales 2005) y la eliminación selectiva del renuevo de especies no maderables. Sin embargo no se puede afirmar que dichos cambios se deben sólo al aprovechamiento maderero. El establecimiento de los rodales para aprovechamiento, además de depender de disposiciones legales relacionadas con la aptitud física de los terrenos (pendiente, pedregosidad entre otros factores) obedece a varios criterios por parte del ingeniero. El prestador de servicios elige como zonas para aprovechamiento aquellas que además de tener individuos de tamaños adecuados al aprovechamiento, tengan una composición florística que sea más rentable (Comunicación personal Ing. Florentino Rosales). Existe así un sesgo inicial que separa floristicamente las zonas de aprovechamiento de las zonas de conservación. Añadido a este criterio está el uso no homogéneo del suelo antes de su ocupación con bosque. Hace más de 30 años las tierras ejidales de Fray Bartolomé de Las Casas tenían un uso agrícola con presencia de manchones de bosque. Esto puede haber influido en la composición florística del bosque formado después del abandono de la agricultura en estas tierras. Sin embargo los resultados de ambos estratos de regeneración (juveniles y plántulas) son explicables por el efecto del manejo sobre las zonas de aprovechamiento. Por eso las diferencias entre las zonas aprovechadas y la zona de conservación no podrán ser

totalmente explicadas por distintas condiciones iniciales de las diferentes zonas de muestreo y tendrán una influencia considerable de la intervención forestal.

- Estructura:

Las diferencias en la cobertura arbórea entre las zonas no intervenidas y las zonas intervenidas se explican por la reducción de densidad arbórea en las zonas aprovechadas, que provoca un aumento en la penetración de la luz hasta el suelo. El aumento de luz de la intensidad luminosa que llega al suelo es favorable a las especies perennifolias y de interés maderero (*Pinus* y *Cupressus*), que son poco tolerantes a la sombra, en detrimento del desarrollo de las especies caducifolias (*Quercus*), poco tolerantes a la luz (Jardel 1998; Gómez-Aparicio et al. 2006).

El aprovechamiento forestal y la disminución de densidad de individuos adultos a que lleva (Seng et al. 2004) deberían provocar un aumento del diámetro de los mismos debido a la disminución de la competencia entre individuos y al aumento del espacio disponible (Breda et al. 1995, Pape 1999; Mörling 2002) lo cual es sugerido por la correlación negativa entre el diámetro cuadrático promedio y la densidad de adultos. Esto es también evidente cuando comparamos el diámetro cuadrático promedio en la zona de conservación respecto a la zona aprovechada en 2006 (hay una diferencia de 7.75cm) pero no cuando la comparamos con la zona aprovechada en 2008. Esta situación se deberá, probablemente, a que no ha transcurrido suficiente tiempo (1 año) desde el aprovechamiento para permitir un crecimiento notable de los individuos de las zonas aprovechadas (Valinger et al. 2000). A pesar de poco robusta por contar sólo con tres puntos en el tiempo, la correlación positiva entre el diámetro cuadrático promedio y

el tiempo transcurrido desde el aprovechamiento maderero da credibilidad a esta posibilidad. Esas diferencias serán, probablemente evidentes dentro de unos años.

Se esperaría encontrar una menor densidad arbórea en las zonas aprovechadas que en la zona de conservación ya que el aprovechamiento es maderero maderero y en concordancia con los resultados de Rendón-Carmona et al. (2009). El diagrama de cajas así parece sugerir. No obstante la prueba estadística solo nos confirma este efecto en las parcelas aprovechadas en 2006 y no en las parcelas aprovechadas en 2008. Esta situación se explica por una predominancia de árboles de diámetro reducido en los rodales aprovechados en 2008 visible en la distribución diamétrica de los adultos del género *Pinus*. Una predominancia de árboles de diámetro reducido implica una menor disponibilidad de árboles rentables para el aprovechamiento y, por lo tanto, una menor intensidad de corta (Comunicación personal Ing. Florentino Rosales). De esta forma la zona de corta de 2008 se parece más a la zona de conservación que a la zona de corta de 2006.

El número de juveniles en las zonas aprovechas en 2006 es notablemente más grande que en los otros dos tratamientos. Igualmente esta variable se correlaciona negativamente con la densidad de adultos. La mayor penetración de la luz hasta el suelo, provocada por la disminución de la cobertura arbórea y la disminución de competencia por remoción de individuos adultos permite el desarrollo de los juveniles, sobretodo de las especies con poca tolerancia a la sombra (Takahashi & Rustandi. 2006, Takahashi et al. 2006).

El desarrollo de estos individuos está inhibido en la zona de conservación y aún no es notable en la zona de corta de 2008 ya que no ha tenido tiempo de recuperar del chapeo a que estuvo sujeta después de la corta.

El número de plántulas en la zona de corta de 2006 es notablemente menor que en los otros dos tratamientos. El chapeo de la zona de corta del 2008 incide solo sobre los juveniles, por lo que las plántulas presentan una abundancia muy semejante a la de la zona de conservación. El intenso desarrollo de los individuos más jóvenes después del chapeo generó, en la zona de corta de 2006, una densidad de juveniles suficiente para impedir la penetración de luz hasta el suelo, lo que hace suponer que se inhibió la germinación de algunas semillas y se obstaculizó el desarrollo pleno de las plántulas ahí presentes (Koslowski 2002, Takahashi & Rustandi. 2006, Takahashi et al. 2006).

En la distribución diamétrica de los adultos es visible una predominancia de árboles jóvenes en todos los tratamientos. No obstante también se evidencia el efecto del manejo al eliminar árboles de diámetros reducidos: las zonas aprovechadas muestran un porcentaje mucho menor de árboles jóvenes que la zona de conservación, evidenciando el efecto de la eliminación selectiva por clase diamétrica del plan de manejo. (Rosales 2005, comunicación personal del Ing Florentino Rosales).

En las zonas aprovechadas el manejo acercó la distribución diamétrica de los adultos del género *Pinus* a una distribución normal, con predominancia de las clases intermedias. Este fenómeno se deberá al aprovechamiento de los árboles más grandes y a la eliminación selectiva de los más pequeños, Las acciones referidas tienen el objetivo de generar un arreglo espacial propicio al pleno desarrollo de los árboles, eliminando a la vez los individuos poco aptos para la producción maderera (comunicación personal del Ing. Florentino Rosales y Rosales 2005). Es observable un desplazamiento de la distribución diamétrica hacía clases de diámetros superiores de la zona aprovechada en 2008 para la zona aprovechada en 2006. Esto refleja la diferencia

de tiempo pos-aprovechamiento que tienen las dos zonas (dos años) que ha permitido un mayor desarrollo de los individuos de la zona de 2006.

- Riqueza específica y diversidad:

La mayor riqueza específica del estrato adulto de la zona aprovechada en 2006 que aquella de la zona de conservación no era esperada, ya que debió haber selección por la corta. Sin embargo, se podrá explicar por una composición florística inicial particularmente amplia aunque con una fuerte dominancia de *Pinus tecunumanii* y abundancias muy reducidas en demás las especies, visible en las curvas de dominancia-diversidad. En la zona de conservación la dominancia es de *Quercus crispipilis* y *Cupressus lusitanica* y en las zonas aprovechadas es de *Pinus tecunumanii*. La representación reducida y aproximadamente equitativa de las demás especies en los tres tratamientos probablemente explica los valores semejantes y relativamente elevados del índice de equidad de Shannon en el estrato adulto. En la zona de conservación las dos especies más dominantes componen 56.41% de los individuos muestreados (28.88 de *Quercus crispipilis* y 27.53% de *Cupressus lusitanica*) mientras que en las zonas aprovechadas la dominancia más acentuada es de una sola especie (*Pinus tecunumanii*) representando 37.01% en la zona de 2006 y 39.62% en la zona de 2008. Estos valores podrán explicar las diferencias en los índices de equidad y de dominancia que atribuyen mayor equidad y menor dominancia a la zona de aprovechamiento de 2006 (cuadro 14). De la misma forma puede ser evidencia de la tendencia de “pinarización” de los bosques de pino-encino los Altos de Chiapas que mencionan González-Espinosa et al. (2008).

Según la hipótesis sobre la regeneración, no se encontrarían diferencias en la composición florística entre las zonas conservadas y las zonas aprovechadas. Esto debido a la cercanía entre ellas y al poco tiempo de manejo a que han estado sujetas. Sin embargo, se observa que la regeneración de las especies arbóreas en las diferentes zonas sigue la tendencia de composición del estrato adulto. *Pinus tecunumanii* domina la regeneración en las zonas aprovechadas y las especies del género *Quercus* presentan una importancia relativa concordante con el estrato adulto, menor en la zona aprovechada en 2006 (13.88%) que en los otros dos tratamientos (32.71% en la zona de conservación y 33,67% en la zona de 2008).

A pesar de que la composición del estrato de regeneración sigue la tendencia de dominancia del estrato arbóreo, su riqueza específica presenta patrones distintos. El tratamiento testigo presenta un número de especies superior aún con un muestreo sustancialmente menor en número de individuos. La zona de conservación, a pesar de su menor riqueza específica en el estrato adulto, muestra, así mayor capacidad de manutención de diversidad de especies de sotobosque que las zonas manejadas.

En su conjunto la zona de conservación presenta una riqueza (muestreada y estimada) mayor que las zonas aprovechadas lo cual también es visible en las curvas de acumulación. La diversidad ha sido apuntada como un factor de aumento de la resiliencia de los ecosistemas, por lo que se podría decir que la zona conservada será más resiliente que las zonas aprovechadas (Elmqvist et al. 2003).

Las diferencias de riqueza específica, de equidad y de dominancia encontradas no son muy acentuadas; sin embargo, la ordenación indirecta muestra diferencias en la composición florística de los sitios de estudio. Para los juveniles separa la zona de conservación de las dos zonas aprovechadas, lo cual puede tener implicaciones fuertes

en el desarrollo a mediano/largo plazo del estrato adulto. Se evidencian así diferencias cualitativas más que cuantitativas entre los tratamientos.

Se puede decir que el manejo forestal, si bien es posible que no genere un bosque menos diverso, seguramente crea un bosque diferente del original. Produce cambios a nivel de densidad arbórea, de penetración de la luz y, sobretodo de composición florística. Trabajos recientes apuntan las ventajas del manejo forestal como forma de mantener o incluso expandir la cubierta arbórea de los terrenos de ejidos y comunidades (Cortina 2006) Pero, si bien es cierto que las zonas arbóreas se mantienen o se extienden también es cierto que su aprovechamiento afecta diferencialmente las especies ahí presentes (Jardel 1998; Onaindia 2000; Gómez-Aparicio et al. 2006).

La selección progresiva de las especies en las zonas dedicadas al aprovechamiento maderero, lleva a una reducción importante en las poblaciones de las especies que compiten (ej. *Quercus sp.*) con aquellas que son de interés comercial. En la zona de estudio dicha reducción aún no es muy clara, probablemente debido al poco tiempo de explotación maderera de la zona (Rendón-Carmona et al. (2009) encuentran una reducción progresiva de la riqueza específica con el aumento del número de ciclos de corta aplicados). No obstante, la regeneración presenta algunos indicios de esta tendencia, como son la diferenciación florística entre las zonas aprovechadas y la zona de conservación evidenciada por la ordenación indirecta y por las curvas de dominancia diversidad. Esta reducción puede alterar significativamente la estructura del bosque y consecuentemente el hábitat de muchas especies (Galindo-Jaimes et al. 2002; Ramírez-Marcial 2003). Así mismo, puede disminuir la diversidad genética local

afectando a la viabilidad de algunas poblaciones de especies sin interés maderero a nivel local y regional y afectar negativamente la capacidad de regeneración del ecosistema en una situación de cambio de uso de suelo (Fernández et. al. 1998). Las especies más afectadas por la reducción poblacional serían aquellas que compiten por los mismos recursos que las especies maderables pero no tienen un valor comercial, aquellas que son más sensibles al aumento de la penetración luminosa o aquellas que necesiten para su desarrollo de la presencia de especies con las referidas características. Sin embargo, según Degen et al (2006) las especies con interés comercial también sufren reducciones importantes en su variabilidad genética debido a la selección de los individuos por sus características físicas. Son las características y la condición en que se encuentre el bosque que determinan el rumbo y magnitud de la recuperación del ecosistema después del manejo maderero (Führer 2000). Así, es importante la existencia de zonas de conservación donde no se extraiga madera ni se practique selección de especies cercanas a las zonas de aprovechamiento.

- Entrevistas:

En Fray Bartolomé de Las Casas, los ejidatarios no dependen económicamente sólo de sus bosques y tienen otras actividades productivas para solventar los gastos hogareños. Según los estudios de Merino (1997) y de Antinori y Rausser (2003) esta condición podrá permitir la manutención y el desarrollo de la forestería en el ejido. Sin embargo, se observa cierta falta de interés de los ejidatarios por esta actividad ya que aún con la propuesta y apoyo del Estado no hubo voluntad ni organización interna suficientes para la instalación de un aserradero. Dicha falta de interés puede basarse en una falta de tradición forestal pero también en la necesidad de dedicarse a otras

actividades productivas ya que la forestería no genera ingresos que permitan una dedicación exclusiva. Considerando los datos de volumen autorizado de corta y la información de Dn Diego sobre los beneficios generados por metro cúbico la extracción generará alrededor de 9,000 pesos por año, por persona involucrada en el manejo forestal. En al caso de Fray Bartolomé de Las Casas, aunque hace falta traer gente ajena al ejido para las labores de corta, estas no generan trabajo suficiente para la mano de obra disponible ya que su ejecución depende de la existencia de motosierras. Es posible que la falta de interés demostrado por la actividad se deba a que no absorbe la fuerza laboral disponible en el ejido, por lo que no se presenta como una alternativa económica y ocupacional viable para la población (Merino 1997).

Aunque no es el caso del ejido en estudio, el aprovechamiento forestal (según el Ing. Florentino Rosales y el Ing. Carlos Santiago) suele comenzar por iniciativa del comprador de madera, que se acerca a las comunidades con tierras boscosas. El comprador de madera financia el estudio y busca el técnico forestal a cambio de determinada cantidad de madera, a determinado precio. Según Carlos Santiago sólo cuando un segundo permiso es solicitado a la SEMARNAT es obligatoria una visita de la Secretaría al terreno. Este encuadramiento permite que se aproveche el bosque sin fiscalización directa por periodos que pueden llegar a 10 años. El comprador de madera ejerce presión sobre el técnico forestal sobre la elección de los árboles a cortar (prefiere árboles más grandes, derechos, de donde se extraigan más tablas y de mayores dimensiones) y el ingeniero forestal cobra una comisión por metro cúbico de madera aprovechada. Este escenario, dependiendo de la ética de las partes involucradas, del interés y de la vigilancia de los ejidatarios, puede significar una distorsión del plan de manejo hacia un aprovechamiento más rentable a corto plazo pero menos sustentable a

largo plazo (por ejemplo con la eliminación de buenos ejemplares semilleros o la extracción exagerada). Aunque no exista esa distorsión y que el aprovechamiento sea sustentable del punto de vista de la extracción y de la regeneración de las especies maderables, esta condición no asegura la manutención de las características de estructura y composición del bosque, que, según González-Espinosa et al. 2006, son esenciales para la persistencia de diversas especies del interior del bosque. La forestería produce perturbaciones directas e indirectas sobre el bosque (Führer 2000). Es esencial clarificar las relaciones causa-efecto en el manejo forestal de determinado ecosistema ya que la introducción de prácticas de manejo inadecuadas puede llevar a la desestabilización del ecosistema (Führer 2000). Para lograr aplicar un manejo forestal que no dañe permanentemente el ecosistema boscoso se deben llevar a cabo estudios de previsión de riesgos. Se debe evaluar la relación costo/beneficio de la aplicación de los conceptos de la forestería a largo plazo (Führer 2000). Estos estudios deben, incluso, prever algunos factores que no están contemplados en los planes de manejo, como la introducción clandestina de ganado y el potencial robo de madera. Aunque la intensidad de estos fenómenos depende de la vigilancia de las comunidades y ejidos que se dedican a la forestería, es innegable que ocurren (los ejidatrios de Fray Bartolomé de Las Casas lo dijeron y fue observado en campo) y tienen impacto sobre el equilibrio del ecosistema y su diversidad.

- Consideraciones generales:

A nivel histórico quedó comprobado que las vedas forestales que exigen los ambientalistas tampoco son la solución para la preservación de la biodiversidad boscosa. Las vedas establecidas en los años 50, que llegaron a afectar 58% de la

superficie boscosa mexicana, terminaron fomentando la extracción clandestina y el contrabando de madera (Merino-Pérez & Segura-Warnholtz 2005).

La forestería comunitaria, como se plantea ahora, aunque sea una solución para mantener y incluso expandir la cubierta vegetal, no lo es para mantener la biodiversidad de los bosques aprovechados. Tampoco es solución la radicalidad de una veda forestal. La respuesta reside, entonces en una solución intermedia, donde las comunidades puedan hacer uso de sus bosques de una forma equilibrada que permita una recuperación de las características del bosque cuando cese el aprovechamiento forestal. Los planes de manejo deberán asegurar la existencia de zonas de conservación cuyas características posibiliten esa recuperación. La dispersión de semillas por la fauna es de gran importancia para la regeneración de los bosques y depende de diversos factores (Wunderle 1997). Entre esos factores están la cercanía de una fuente de semillas y el grado de aislamiento de la zona perturbada. Así las zonas de conservación deben tener dimensiones que permitan la viabilidad de las especies de flora y fauna silvestres. Igualmente deben tener un arreglo espacial que asegure la continuidad entre parches conservados (Bengtsson 2000) y evite el aislamiento de las zonas aprovechadas (Wunderle 1997), posibilitando así la movilidad de la fauna dispersora. Para una mayor eficacia, esta problemática debería ser analizada, de preferencia, desde una perspectiva de paisaje, que rebase los límites ejidales y considerara los límites de la vegetación considerada.

Para disminuir la presión sobre la cantidad de madera a extraer en cada ciclo de corta habrá que fomentar la transformación de la materia, de forma a crear empleo local y a aumentar la rentabilidad del metro cúbico de madera. Esto teniendo en cuenta la capacidad de productiva del bosque y la posibilidad de mercado para el producto

final; así como adecuando las dimensiones y los costos de mantenimiento de la infraestructura a la escala de la actividad productiva, para asegurar que la generación de beneficios sea mayor que el costo de producción. Esto aumentaría también el interés de la población local sobre la salud del bosque y su manutención como opción económica viable y renovable.

Los bosques aprovechados de Fray Bartolomé de Las Casas, a pesar de su poco tiempo de explotación, muestran ya un alejamiento de la zona de conservación en sus características florísticas y esa situación es inevitable. La forestería siempre introducirá cambios en los ecosistemas (Führer 2000) y, dependiendo de las prácticas aplicadas, esos cambios pueden ser más o menos severos (Bengtsson 2000).

La respuesta al binómio aprovechamiento/conservación pasa por una forma de aprovechamiento que no rebase el límite de resiliencia del ecosistema, límite que dependerá en gran medida de la condición y la distribución de las zonas de conservación.

Conclusiones:

1. Las diferencias florísticas observadas en el estrato adulto, aunque parcialmente explicables por el efecto del manejo no se pueden atribuir exclusivamente a ese factor.
2. Contra lo esperado, el renuevo presenta diferencias al nivel de la composición florística atribuibles al manejo forestal. Esta situación evidencia que las zonas de conservación no son fuente de propágulos hacia las zonas manejadas, fenómeno que puede deberse a una distribución espacial de aquellas no adecuada a la eficaz dispersión de semillas.
3. Se verificó una menor cobertura arbórea en las zonas intervenidas. Esta condición favorece especies de baja tolerancia a la sombra y perjudica aquellas que son más tolerantes. La situación inversa se observa en las zonas de conservación donde el dosel está más cerrado.
4. La distribución diamétrica de los adultos fue afectada por el manejo forestal. En las especies le género *Pinus* es evidente el acercamiento de la distribución diamétrica a la curva normal en las áreas manejadas.
5. El diámetro cuadrático promedio aumentó con la disminución de la densidad de adultos y la magnitud de su aumento depende del tiempo desde el aprovechamiento.
6. Contrariamente a lo esperado, la mayor riqueza específica del estrato adulto se observó en una zona manejada y no en la zona de conservación.
7. La zona conservada presentó una mayor riqueza específica de juveniles que las zonas manejadas, mostrando mayor capacidad de manutención de especies leñosas.

8. Recomendaciones:

8.1. Para promover la reversibilidad de los cambios provocados por el manejo forestal comunitario sobre la biodiversidad se recomienda la existencia obligatoria de zonas de conservación.

8.2. El diseño, tamaño y ubicación de las zonas de conservación deben tener en cuenta la conservación de la diversidad tanto florística como faunística. Con este objetivo las áreas de conservación contarían con un tamaño suficiente para mantener poblaciones genéticamente viables y tendrían una disposición propicia a la movilidad de la fauna dispersora de semillas y polen.

8.3. Para identificar y evitar fraudes o incumplimientos de los planes de manejo debe existir, por lo menos, una fiscalización anterior al inicio del primer ciclo de manejo.

Referencias bibliográficas:

Alatorre-Frenk, G. 2000. La construcción de una cultura gerencial democrática en las empresas forestales comunitarias. Casa Juan Pablos, Procuraduría Agraria, México, DnF. Pp 431.

Antinori, C., Bray, D. B. 2003. Concepts and Practices of Community Forest Enterprises: Economic and Institutional Perspectives from Mexico. Artículo de Conferencia. Indiana University. Bloomington, EUA. Pp. 27.

Antinori, C., Rausser, G. C. 2003. Does Community Involvement Matter? How Collective Choice Affects Forests in Mexico. Documento de trabajo. Department of Agricultural & Resource Economics, UCB CUDARE, University of California. Berkeley. Pp: 30.

Barsinantov, J. A. 2010. Vicious and Virtuous Cycles and the Role of External Non-government Actors in Community Forestry in Oaxaca and Michoacán, Mexico. Human Ecology, 38: 49 - 63. doi: 10.1007/s10745-009-9289-3.

Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A. y Menozzi, P. 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function andmanagement of European forests. Forest Ecology and Management, 132: 39-50.

Bray, D. B., Merino-Pérez, L. 2002. The Rise of Community Forestry in Mexico: History, Concepts, and Lessons Learned from Twenty-Five Years of Community Timber Production. México D. F. The Ford Foundation http://www.fiu.edu/~brayd/Ford%20Mexico%20Report-Bray-bib%20corrected1.doc

Bray, D. B., Merino-Pérez, L., Negreros-Castillo, P., Segura-Warnholtz, G., Torres-Rojo, J. M., Vester, H. F. M. 2003. Mexico's Community-Managed Forests as a Global Model for Sustainable Landscapes .Conservation Biology, 17(3): 672-677.

Bray, D., Merino, L. y Barry, D. (eds). 2005. Primera edición. The community forests of Mexico: managing for sustainable landscapes. TX: University of Texas Press, Austin, EUA. Pp. 390

Breedlove, D. 1981. Flora de Chiapas. Part 1: Introduction to the Flora of Chiapas. California Academy of Sciences, San Francisco. Pp. 35.

Burnham, K.P., Overton, W. S. 1978. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. Biometrika, 65: 623-633.

Castillo, A., Toledo, V. 2000. Applying Ecology in the Third World: The case of Mexico. BioScience, 50(1): 66-76.

Cayuela, L., Golicher, D. J., Rey Benayas, J.M., González-Espinosa, M. y Ramírez-Marcial, N. 2006a. Fragmentation, disturbance and tree diversity in tropical montane forests. Journal of Applied Ecology, 43: 1172-1181.

Cayuela, L., Rey-Benayas, J.M., Echeverría, C. 2006(b). Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975-2000). Forest Ecology and Management, 226(1-3): 208-218.

CCMSS. 2008. Nota Info 19. Tramitología: un fuerte obstáculo para el sector forestal de México. Pp: 7.

Cedeño-Gilardi, H., Pérez-Salicrup, D. R. 2005. La Legislación forestal y su efecto en la restauración en México. Pp. 87-97. En: Sánchez,O., E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez, y D. Azuara, Eds. Temas sobre

Restauración Ecológica. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat, U. S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación, A. C. México, D. F.

Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, Presente y Futuro. Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad, Instituto de Biología, UNAM, Agrupación Sierra Madre, S.C. México. Pp: 847.

Colwell, R.K. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. <purl.oclc.org/estimates>.

CONAFOR. 2002. Programa Nacional Forestal 2001-2006. Ciudad de México. Pp. 163. www.conafor.gob.mx/pdfs/PNF_2001_2006.pdf

Conference of the Parties. 1995 DECISION II/9 | Forests and Biological Diversity. Decisions adopted by the second meeting of the Conference of the Parties. Jakarta, Indonesia.

Cortina, S. 2006. Survival of the forests and the common property in the highlands of Chiapas, Mexico. Trabajo presentado en The 11th Biennial Conference of the International Association for the Study of Common Property, Bali, Indonesia. http://dlc.dlib.indiana.edu/archive/00001867/00/Cortina_Sergio.pdf

Cossio, R. E., Bray, D. B., Bult, S., Merino-Pérez, L. 2006. Bibliographia Anotada Del Manejo Comunitario de los Bosques en Mexico, con Bibliografia Adicional sobre los Bosques de Mexico en general. Documento de trabajo. LACC Publications Network LACC Working Paper Series (2001 -) Institute for Sustainability Science in Latin America and the Caribbean, Florida International University. Pp. 114.

de Jong, B.H.J., Ramirez-Marcial, N., Ochoa-Gaona, S., Mendoza-Vega, J., González-Espinosa, M., March-Mifsut, I.,nCairns, M. A., Haggerty, P. K. 1999. Land-use change and carbon flux between 1970s and 1990s in central highlands of Chiapas, Mexico. Environmental Management 23(3): 373-385.

Degen, B., Blanc, L., Caron, H., Maggia, L. , Kremer, A. y Gourlet-Fleury, S. 2006. Impact of selective logging on genetic composition and demographic structure of four tropical tree species. Biological Conservation, 131 (3): 386-401. doi:10.1016/j.biocon.2006.02.014

DGAF. 1983. Manual de aplicación de métodos de ordenación que tienden a conseguir un rendimiento sostenido y la obtención de un capital normal de explotación, aplicables a bosques de clima templado-frío, tratados por cortas de selección. Dirección General de Aprovechamientos Forestales, Departamento de procedimientos dasonómicos. México DnF. Pp. 40.

DGAF. 1984. Manual de Aplicación del Método de Desarrollo Silvícola. SARH Subsecretaría Forestal. México D. F. Pp. 298.

Dupuy, J. M. y Chazdon, R. L. 2008. Interacting effects of canopy gap, understory vegetation and leaf litter on tree seedling recruitment and composition in tropical secondary forests. Forest Ecology and Management, 255: 3716-3725. doi:10.1016/j.foreco.2008.03.021

Duran, E., Mas, J., Velazquez, A. 2005. Land use/cover change in the community-based forest management regions and protected areas in Mexico. Pp. 215-240. En: Bray, D., L. Merino-Perez y D. Barry, Eds. The community forests of Mexico. University of Texas Press, Austin.

Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B. y Norberg, J. 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. Frontiers in Ecology and the Environment, 1 (9): 488-494. doi: 10.1890/1540-9295(2003)001[0488:RDECAR]2.0.CO;2.

ESRI. 1992-1999. ArcView GIS 3.2.

FAO - SEMARNAT. 2004 Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020: Informe nacional México. Pp. 96.

FAO. 2004. Estado y Tendencias de la Ordenación Forestal en 17 Países de América Latina por Consultores Forestales Asociados de Honduras (FORESTA). Documentos de Trabajo sobre Ordenación Forestal; Documento de Trabajo FM/26; Servicio de Desarrollo de Recursos Forestales, Dirección de Recursos Forestales, FAO, Roma. Mayo 2004 (Inédito). Pp 109.

Fernandez, M. C., Staffieri, G., Martinez-Pastur, G., Peri, P. L. 1998. Cambios en la Biodiversidad del sotobosque a lo largo del ciclo del manejo forestal de la Lenga. Primer Congreso Latinoamericano IUFRO, Chile.

Fischer, J., Lindenmayer, D. B. y Manning, A.D. 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. Frontiers in Ecology and the Environment, 4(2): 80-86. doi: 10.1890/1540-9295(2006)004[0080:BEFART]2.0.CO;2

Führer, E. 2000. Forest function, ecosystem stability and management. Forest Ecology and Management, 132:29-38.

Galindo-Jaimes, L., González-Espinosa, M., Quintana- Ascencio, P. F., García-Barrios, L. E. 2002. Tree composition and structure in disturbed stands with varying

dominance by Pinus spp. in the highlands of Chiapas, Mexico. Plant Ecology, 162: 259-272 .

Gómez-Aparicio, L., Valladares, F., Zamora, R. 2006. Differential light responses of Mediterranean tree saplings: linking ecophysiology with regeneration niche in four co-occurring species. Tree Physiology, 26:947-958.

González-Espinosa, M., Quintana-Ascencio, P. F., Ramírez-Marcial, N., Gaytan-Guzman, P. 1991. Secondary Succession in Disturbed Pinus-Quercus Forests in the Highlands of Chiapas, Mexico . Journal of Vegetation Science, 2(3): 351-360. http://www.jstor.org/stable/3235927.

González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., Holz,S. C., Rey-Benayas, J. M., Parra-Vásquez., M. R. 2007. Restauración de bosques en territorios indígenas de Chiapas: Modelos ecológicos y estrategias de acción. Boletín de la Sociedad Botánica de México, 80: 11-23.

González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Camacho-Cruz, A., Rey-Benayas, J. M. 2008. Restauración de bosques en montañas tropicales de territorios indígenas de Chiapas, México. Pp 137-162. En: M. González-Espinosa, J. M. Rey-Benayas y N. Ramírez-Marcial, Eds. Restauración de bosques en América Latina. Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE) y Editorial Mundi-Prensa México, México.

González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Galindo-Jaimes, L. 2006. Secondary Succession in Montane Pine-Oak Forests of Chiapas, Mexico. En Kappelle, M., Eds. Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests. Ecological Studies, 185:209-221.

González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Méndez-Dewar, G., Galindo-Jaimes, L., Golicher, D. 2005. Riqueza de especies de árboles en Chiapas: variación espacial y dimensiones ambientales asociadas al nivel regional. Pp 81-125. En ECOSUR, Ed., Diversidad biológica en Chiapas. Plaza y Valdés, Cuidad de México.

González-Espinosa, M., Rey-Benayas, J. M., Ramírez-Marcial, N., Huston, M. A., Golicher, D. 2004. Tree diversity in the northern Neotropics: regional patterns in highly diverse Chiapas, Mexico. Ecography, 27: 741-756.

Hayek, L. C., Buzas, M. A.. 1996. Surveying natural populations. Columbia University Press, Nueva York. Pp: 448.

Ixtacuy-López O., Estrada-Lugo, E., Parra-Vázquez, M. R. 2006. Organización social en la apropiación del territorio: Santa Marta Chenalhó, Chiapas. Relaciones, 27: 183-219.

Jansen, D. 1988. Management of habitat fragmentes in tropical dry forest: growth. Ann. Missouri Botanical Garden, 75: 105-116.

Jardel, E.J. 1998. Efectos ecológicos y sociales de la explotación maderera de los bosques de la Sierra de Manantlán. Pp. 231-251. En: Ávila, R., J.P. Emphoux, L.G. Gastélum, S. Ramírez, O. Schöndube y F. Valdez, Eds., El Occidente de México: arqueología, historia y medio ambiente. Perspectivas regionales. Actas del IV Coloquio Internacional de Occidentalistas. Universidad de Guadalajara / Instituto Francés de Investigación Cientfica para el Desarrollo en Cooperación (ORSTOM). Guadalajara, México.

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. doi:10.1016/S0378-1127(00)00712-X.

Magurran, A. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton, Pp. 192.

Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell. Pp 256.

Masera, O., Ordoñez, M. J., Dirzo, R. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. Climatic Change, 35: 265-295.

McCune, B. y Mefford, M.J. 1999. PC-ORDn Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 4.41. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

Merino, L. (coord.) 1997. El manejo forestal comunitario en México y sus perspectivas de sustentabilidad. CRIM-UNAM, SEMARNAP y el Consejo Mexicano para la Silvicultura Sostenible. World Resources Institute, Washington, DC. Pp. 186

Merino-Pérez, L., Segura-Warnholtz, G. 2005. Las políticas forestales y de conservación y sus impactos en las comunidades forestales en México . Pp. 49-70. En: Bray, D. B., L. Merino-Pérez, D. Barry, Eds. The Community Forests of Mexico: Managing for Sustainable Landscapes. University of Texas Press. Austin.

Mesén, F. 2003. Estado de los Recursos Genéticos Forestales en América Central, Cuba y México, y Plan de Acción Regional para su Conservación y Uso Sostenible. Documentos de Trabajo: Recursos Genéticos Forestales. FGR/52S Servicio de Desarrollo de Recursos Forestales, Dirección de Recursos Forestales, FAO, Roma. (Inédito). Pp. 87.

Miranda, F. 1952. Vegetación de Chiapas, Volumen 1. Ediciones del Gobierno del Estado, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. Pp. 334.

Mörling T. 2002. Evaluation of annual ring width and ring density development following fertilisation and thinning of Scots pine, Annals of Forest Science, 59: 29-40.

Ochoa- Gaona, S. y González-Espinosa, M. 2000. Land use and deforestation in the highlands of Chiapas, Mexico. Applied Geography, 20: 17-42.

Ochoa-Gaona, S. 2001. Traditional Land-Use Systems and Patterns of Forest Fragmentation in the Highlands of Chiapas, Mexico. Environmental Management, 27(4): 571-586.

Onaindia, M., Dominguez, I., Albizu, I., Garbisu, C. y Amezaga, I. 2000. Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance. Forest Ecology and Management 132: 39-50.

Palmer, M. 1991. Estimating species richness: The second-order jackknife reconsidered. Ecology, 72: 1512-1513.

Pape, R. 1999. Influence of thinning and tree diameter class on the development of basic density and ring width in Picea abies, Scand. J. Forest Restoration, 14: 27-37.

R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org.

Ramírez-Marcial, N. 2003. Survival and growth of tree seedlings in anthropogenically disturbed Mexican montane rain forests. Journal of Vegetation Science, 14: 881-890.

Ramírez-Marcial, N., González-Espinosa, M., Williams-Linera, G. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in Montane Rain Forests in Chiapas, Mexico. Forest Ecology and Management, 154: 311-326.

Ramírez-Marcial, N., Ochoa, S., Quintana, P., González, M., 1998. Análisis florístico y sucesional en la estación biológica Cerro Huitepec, Chiapas, México. Acta Botánica Mexicana, 4: 59 - 85.

Rendón-Carmona, H., Martínez-Yrízar, A., Balvanera, P. y 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.

Rosales, F. 2005. Programa de Manejo Forestal nivel intermedio para el aprovechamiento de recursos forestales maderables Ejido Fray Bartolomé de Las Casas, Municipio de San Cristóbal de Las Casas Chiapas.

SEMARNAT. 2003. Norma oficial mexicana NOM-061-SEMARNAT-1994 que establece las especificaciones para mitigar los efectos adversos ocasionados en la flora e fauna silvestres por el aprovechamiento forestall. Diario Oficial.

SEMARNAT. 2008. Norma oficial mexicana NOM-152-SEMARNAT-2006, que establece los lineamientos, criterios y especificaciones de los contenidos de los programas de manejo forestal para el aprovechamiento de recursos forestales maderables en bosques, selvas y vegetación de zonas áridas. Diario Oficial.

SEMARNAT. 2010. Estudios regionales forestales: información proporcionada por la SEMARNAT: estadísticas en materia forestal. http://www.semarnat.gob.mx/estados/chiapas/noticias/Pages/boletin4.aspx. Consultado en 30 de mayo de 2010.

Seng, H. W., Ratnam, W.,Noor, S. M. y Clyde, M. M. 2004. The effects of the timing and method of logging on forest structure in Peninsular Malaysia. Forest Ecology and Management, 203: 209-228. doi:10.1016/j.foreco.2004.07.050

Siebe, C., Jahn, R y Stahr, K. 1996. Manual para la descripciónn y evaluación ecológica de Suelos en el Campo. Spec. Publ. 4. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C. Chapingo, México.

Smith, E. y van Belle, G. 1984. Nonparametric estimation of species richness. Biometrics, 40: 119-129.

Snook, L. 1997. Uso, Manejo y Conservacion Forestal en Mexico. Pp.19-36. En: Burstein, J., L. Pare, D. B. Bray y S. Martinez, Eds., Semillas para el Cambio en el Campo: Medio Ambiente, Mercados y Organización Campesina. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Sociales, La Sociedad de Solidaridad Social "Sansekan Tinemi" y Saldebas, Servicios de Apoyo Local al Desarrollo de Base en México . México D. F.

SPSS for Windows, Rel. 17.0.0. 2008. Chicago: SPSS Inc.

Takahashi K., Okada, J.I., Urata, E. 2006. Relative shoot height and irradiance and the shoot and leaf properties of Quercus serrata saplings. Tree Physiology, 26: 1035-1042.

Takahashi, K. y Rustandi, A. 2006. Responses of crown development to canopy openings by saplings of eight tropical submontane forest tree species in Indonesia: a comparison with cool-temperate trees. Annals of. Botany, 97:559-569.

Toledo, V. M. 1988. La diversidad biológica de México. Ciencia y Desarrollo, 14(81): 17-30.

Ulvcrona, K. A., Claesson, A., Sahlén, K. y Lundmark, T. 2007. The effects of timing of pre-commercial thinning and stand density on ítem form and branch characteristics of Pinus sylvestris. Forestry, 80 (3): 323-335. doi:10.1093/forestry/cpm011

Valinger, E., Elfving, B., Mörling, T. 2000. Twelve-year growth response of Scots pine to thinning and nitrogen fertilization. Forest Ecology and Management, 134: 45-53.

Velázquez, A., Mas, J.F., Díaz-Gallegos, J.R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, P. C., Castro, R., Fernández, T,. Bocco, G., Ezcurra, E. y Palacio, J. L. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. Gaceta Ecológica, 62: 21-37.

Warner, K. 2007. Forestry and sustainable livehoods. Unasylva, 58: 80-87.

White, A. y Martin, A. 2002. Who Owns the World's Forests: Forest Tenure and Public Forests in Transition. Informe Técnico. Center for International Environmental Law. Washington, DnC. Pp. 32.

Wunderle, J. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. Forest Ecology and Management, 99: 223-225.

Anexos

Anexo 1

(Tablas de datos)

Cuadro A1.1: Resultados de los análisis de suelos (P = fósforo disponible; M.O. = Materia Orgánica;Ntot = Nitrógeno total; CIC = Capacidad de Intercambio Catiónico; DnA. = Densidad Aparente; cons = zona de conservación; 2006 = zona aprovechada en 2006; 2008 = zona aprovechada en 2008).

Parcela	P (mg/Kg)	MO (%)	Ntot (%)	pH	CIC (Cmol/Kg)	Arena (%)	Arcilla (%)	Limo (%)	DnA. (g/mL)	Pendiente (º)	Pedregosidad (%)	Nombre textural	Textura
cons_1	3,90	8,4	5,8	0,48	40,5	13,6	46,4	40,0	0,92	9,00	10 a 50	arcilloso	fina-media
cons_2	2,70	8,4	5,7	0,48	46,4	21,6	50,4	28,0	1,01	34,00	50 a 90	arcilloso	fina-media
cons_3	2,70	13,8	5,1	0,74	41,8	35,6	38,4	26,0	0,82	27,00	>10	franco arcilloso	fina-media
cons_4	2,10	8,4	4,9	0,48	37,0	23,6	48,4	28,0	1,03	16,00	10 a 50	arcilloso	fina-media
cons_5	3,00	8,1	5,4	0,44	54,3	21,6	60,4	18,0	1,05	33,00	10 a 50	arcilloso	fina-media
cons_6	5,30	19,2	5,8	0,96	61,2	35,6	32,4	32,0	0,80	15,00	10 a 50	franco arcilloso	fina-media
cons_7	3,60	10,1	5,7	0,55	50,0	25,6	54,4	20,0	0,96	27,00	50 a 90	arcilloso	fina-media
cons_8	2,10	9,1	5,0	0,52	59,8	15,6	66,4	18,0	1,03	34,00	10 a 50	arcilloso	fina-media
2006_1	2,70	10,1	6,0	0,55	58,5	15,6	58,4	26,0	0,98	32,00	10 a 50	arcilloso	fina-media
2006_2	1,50	6,1	5,4	0,37	43,3	21,6	42,4	36,0	0,96	25,00	>10	arcilloso	fina-media
2006_3	5,30	10,1	5,8	0,55	60,9	27,6	42,4	30,0	0,90	22,00	50 a 90	arcilloso	media
2006_4	3,90	9,7	6,0	0,55	58,8	19,6	52,4	28,0	0,97	36,00	10 a 50	arcilloso	fina
2006_5	2,10	8,3	5,1	0,48	42,3	35,6	36,4	28,0	1,01	18,00	10 a 50	franco arcilloso	fina-media
2006_6	3,90	14,6	5,5	0,81	46,6	39,6	36,4	24,0	0,89	25,00	>10	franco arcilloso	fina-media
2006_7	3,00	11,6	5,3	0,63	40,1	39,6	28,4	32,0	0,90	40,00	>10	franco arcilloso	fina-media
2006_8	1,50	8,0	5,2	0,44	44,2	25,6	50,4	24,0	1,04	8,00	10 a 50	arcilloso	fina-media
2008_1	2,70	10,0	6,0	0,55	47,7	33,6	46,4	20,0	0,98	23,00	10 a 50	arcilloso	fina-media
2008_2	1,80	9,3	5,3	0,55	55,7	17,6	60,4	22,0	0,96	35,00	10 a 50	arcilloso	fina-media
2008_3	4,40	9,3	5,7	0,55	51,9	15,6	56,4	28,0	0,95	26,00	10 a 50	arcilloso	fina-media
2008_4	1,80	9,0	5,1	0,55	43,4	17,6	58,4	24,0	0,95	15,00	10 a 50	arcilloso	fina-media
2008_5	1,80	9,7	5,1	0,55	38,9	35,6	40,4	24,0	0,90	18,00	10 a 50	arcilloso	fina-media
2008_6	1,50	8,3	5,1	0,48	52,2	21,6	54,4	24,0	0,95	32,00	10 a 50	arcilloso	fina-media
2008_7	3,60	8,7	5,8	0,52	44,7	19,6	50,4	30,0	0,94	41,00	10 a 50	arcilloso	fina-media
2008_8	2,10	6,7	5,4	0,37	44,9	11,6	40,4	48,0	1,02	32,00	10 a 50	arcilla limoso	fina-media

Cuadro A1.2: Datos de los individuos muestreados por tratamiento (conservación = zona de conservación; 2006 = zona aprovechada en 2006; 2008 = zona aprovechada en 2008), familia, especie, hábito (t = árbol, s = arbusto) y edad.

tratamiento	familia	especie	hábito	nº adultos	nº juveniles	nº plántulas	total
conservación	Actinidiaceae	*Saurauia oreophylla*	t	0	5	0	5
	Aquifoliaceae	*Ilex macfadyenii*	t	0	3	0	3
	Araliaceae	*Oreopanax xalapensis*	t	0	79	3	82
	Asteraceae	*Ageratina aschenborniana*	s	0	4		4
		Ageratina ligustrina	s	0	158	54	212
		Ageratina mairetiana	s	0	30	17	47
		Baccharis vaccinoides	s	0	2	0	2
		Eupatorium odoratum	s	0	1	5	6
		Eupatorium sordidum	s	0	13	0	13
		Roldana acutangula	s	0	12	5	17
		Senecio barba-johannis	s	0	59	10	69
		Senecio sp.	s	0	2	0	2
		Verbesina perymenioides	s	0	203	25	228
	Betulaceae	*Alnus acuminata*	t	11	1	0	12
		Ostrya virginiana	t	44	58	2	104
	Caprifoliaceae	*Symphoricarpos microphyllus*	s	0	14	2	16
		Viburnum acutifolium	s	0	21	2	23
		Viburnum elatum	s	0	12	0	12
		Viburnum jucundum	t	0	29	0	29
		Viburnum lautum	s	0	1	1	2
	Clethraceae	*Clethra macrophylla*	t	8	6	0	14
		Clethra mexicana	t	0	1	0	1
	Cornaceae	*Cornus excelsa*	t	2	13	4	19
	Cupressaceae	*Cupressus lusitanica*	t	204	157	0	361
	Ericaceae	*Arbutus xalapensis*	t	5	3	0	8
		Comarostaphylis discolor	s	0	5	3	8
		Gaultheria odorata	s	0	4	44	48
		Vaccinium confertum	s	0	2	0	2
	Fagaceae	*Quercus crassifolia*	t	15	8	1	24

tratamiento	familia	especie	hábito	nº adultos	nº juveniles	nº plántulas	total
conservación	Fagaceae	*Quercus crispipilis*	t	210	29	2	241
		Quercus laurina	t	16	15	1	32
		Quercus rugosa	t	117	19	1	137
		Quercus skutchii	t	3	0	0	3
	Flacourteaceae	*Xylosma chiapensis*	s	1	3	1	5
	Garryaceae	*Garrya laurifolia*	t	0	3	0	3
	Lauraceae	*Litsea glaucescens*	t	0	59	14	73
		Persea americana	t	0	2	0	2
	Loganiaceae	*Buddleja nitida*	t	0	16	1	17
		Buddleja parviflora	t	0	2	0	2
	Myricaceae	*Myrica cerifera*	t	0	5	0	5
	Myrsinaceae	*Myrsine juergensenii*	t	0	21	0	21
	Myrtaceae	*Ugni montana*	s	0	14	0	14
	Oleaceae	*Forastiera reticulata*	s	1	0	3	4
	Onagraceae	*Fuchsia microphylla*	s	0	86	57	143
		Fuchsia thymifolia	s	0	1	0	1
	Pinaceae	*Pinus ayacahuite*	t	0	3	0	3
		Pinus pseudostrobus	t	20	0	0	20
		Pinus sp.	t	0	0	2	2
		Pinus tecunumanii	t	64	9	0	73
	Polygalaceae	*Monnina xalapensis*	s	0	9	7	16
	Rosaceae	*Holodiscus argenteus*	s	1	1	1	3
		Rubus trilobus	s	0	47	13	60
	Rutaceae	*Zanthoxylum foliolosum*	s	0	1	0	1
	Solanaceae	*Cestrum aurantiacum*	s	0	4	0	4
		Lycianthes cuchumatanensis	s	0	1	0	1
		Solanum lanceolatum	s	0	1	0	1
		Solanum nigricans	s	1	0	0	1
	Sterculiaceae	*Chiranthodendron pentadactylon*	t	1	0	0	1
	Taxaceae	*Taxus globosa*	t	0	1	0	1
	Theaceae	*Cleyera theoides*	t	18	23	3	44
		Ternstroemia lineata	t	0	6	0	6
2006	Actinidiaceae	*Saurauia oreophylla*	t	0	18	15	33

tratamiento	familia	especie	hábito	nº adultos	nº juveniles	nº plántulas	total
2006	Araliaceae	*Oreopanax xalapensis*	t	0	6	0	6
	Asteraceae	*Ageratina aschenborniana*	s	0	1	0	1
		Ageratina ligustrina	s	0	198	20	218
		Ageratina mairetiana	s	0	400	20	420
		Archibaccharis serratifolia	s	0	1	0	1
		Eupatorium macrophyllum	s	0	1	0	1
		Eupatorium odoratum	s	0	0	1	1
		Eupatorium pycnocephalum	s	0	14	0	14
		Eupatorium sordidum	s	0	42	2	44
		Perymenium ghiesbreghtii	s	0	0	5	5
		Roldana acutangula	s	0	6	0	6
		Senecio barba-johannis	s	0	32	1	33
		Verbesina perymenioides	s	0	662	10	672
	Betulaceae	*Alnus acuminata*	t	25	0	3	28
		Ostrya virginiana	t	1	4	1	6
	Caprifoliaceae	*Viburnum jucundum*	t	0	86	2	88
	Clethraceae	*Clethra macrophylla*	t	2	6	0	8
		Clethra mexicana	t	6	8	0	14
	Cornaceae	*Cornus disciflora*	t	0	1	0	1
		Cornus excelsa	t	1	3	1	5
	Cupressaceae	*Cupressus lusitanica*	t	34	23	0	57
	Ericaceae	*Arbutus xalapensis*	t	4	1	0	5
		Gaultheria odorata	s	0	10	0	10
		Vaccinium confertum	s	0	1	0	1
	Fagaceae	*Quercus crassifolia*	t	2	3	0	5
		Quercus crispipilis	t	25	2	0	27
		Quercus laurina	t	51	11	7	69
		Quercus rugosa	t	28	4	0	32
	Flacourteaceae	*Xylosma chiapensis*	s	0	4	0	4
	Lauraceae	*Litsea glaucescens*	t	0	19	3	22
		Persea americana	t	0	1	0	1
	Loganiaceae	*Buddleja cordata*	t	6	0	0	6
		Buddleja nitida	t	2	48	9	59

tratamiento	familia	especie	hábito	nº adultos	nº juveniles	nº plántulas	total
2006	Loganiaceae	*Buddleja parviflora*	t	0	5	0	5
		Buddleja skutchii	t	3	3	0	6
	Myricaceae	*Myrica cerifera*	t	1	45	1	47
	Myrsinaceae	*Myrsine juergensenii*	t	0	107	13	120
		Parathesis leptopa	s	0	4	0	4
	Onagraceae	*Fuchsia microphylla*	s	0	246	22	268
		Fuchsia paniculata	t	1	19	4	24
		Fuchsia thymifolia	s	0	17	3	20
	Pinaceae	*Pinus ayacahuite*	t	1	0	0	1
		Pinus pseudostrobus	t	22	0	0	22
		Pinus sp.	t	0	2	9	11
		Pinus tecunumanii	t	151	43	1	195
	Polygalaceae	*Monnina xalapensis*	s	0	39	3	42
	Rosaceae	*Holodiscus argenteus*	s	0	43	0	43
		Rubus trilobus	s	0	0	2	2
	Solanaceae	*Cestrum aurantiacum*	s	0	59	10	69
		Cestrum guatemalense	s	0	12	0	12
		Solanum lanceolatum	s	0	4	0	4
		Solanum nigricans	s	0	76	3	79
	Sterculiaceae	*Chiranthodendron pentadactylon*	t	20	3	0	23
	Styracaceae	*Styrax magnus*	t	1	0	0	1
	Theaceae	*Cleyera theoides*	t	29	19	1	49
		Ternstroemia lineata	t	0	1	0	1
2008	Actinidiaceae	*Saurauia oreophylla*	t	0	7	2	9
	Araliaceae	*Oreopanax xalapensis*	t	0	3	0	3
	Asteraceae	*Ageratina ligustrina*	s	0	60	13	73
		Ageratina mairetiana	s	0	121	24	145
		Eupatorium sordidum	s	0	22	1	23
		Perymenium ghiesbreghtii	s	0	27	7	34
		Roldana acutangula	s	0	2	0	2
		Senecio barba-johannis	s	0	63	21	84
		Verbesina perymenioides	s	0	153	70	223
	Betulaceae	*Alnus acuminata*	t	10	24	0	34

tratamiento	familia	especie	hábito	nº adultos	nº juveniles	nº plántulas	total
2008	Betulaceae	*Ostrya virginiana*	t	9	4	0	13
	Caprifoliaceae	*Viburnum jucundum*	t	0	81	9	90
	Cornaceae	*Cornus disciflora*	t	1	0	0	1
	Ericaceae	*Arbutus xalapensis*	t	7	1	0	8
		Comarostaphylis discolor	s	0	1	2	3
		Gaultheria odorata	s	0	25	17	42
	Fagaceae	*Quercus crassifolia*	t	85	4	1	90
		Quercus crispipilis	t	100	6	0	106
		Quercus laurina	t	7	8	1	16
		Quercus rugosa	t	71	9	0	80
	Flacourtiaceae	*Xylosma chiapensis*	s	0	13	9	22
	Lauraceae	*Litsea glaucescens*	t	0	24	3	27
	Loganiaceae	*Buddleja nitida*	s	0	1	0	1
		Buddleja skutchii	s	1	4	0	5
	Malvaceae	*Malvaviscus arboreus*	s	0	17	6	23
	Myricaceae	*Myrica cerifera*	t	1	80	10	91
	Myrsinaceae	*Myrsine juergensenii*	t	0	19	7	26
	Onagraceae	*Fuchsia microphylla*	s	0	49	46	95
	Pinaceae	*Pinus pseudostrobus*	t	9	0	0	9
		Pinus sp.	t	0	0	15	15
		Pinus tecunumanii	t	210	8	0	218
	Polygalaceae	*Monnina xalapensis*	s	0	8	1	9
	Rosaceae	*Holodiscus argenteus*	s	0	11	7	18
		Rubus trilobus	s	0	1	3	4
	Solanaceae	*Cestrum aurantiacum*	s	0	14	2	16
		Solanum lanceolatum	s	0	49	6	55
		Solanum nigricans	s	0	1	0	1
	Theaceae	*Cleyera theoides*	t	19	6	1	26

Anexo 2

(Fotografías)

Fig A2.1: Zona de conservación.

Fig A2.2: Zona de conservación.

Fig A2.3: Parcela de muestreo en la zona aprovechada en 2006.

Fig A2.4: Zona aprovechada en 2008.

Fig A2.5: Zona afectada por incendio en 1998.

Fig A2.6: Paztizal.