



Facultad de Ciencias Exactas y Naturales – Universidad de Buenos Aires

**BIODIVERSIDAD DE PLANTAS LEÑOSAS  
Y DISTURBIOS HUMANOS  
EN EL BOSQUE CHAQUEÑO SEMIÁRIDO:  
EFECTOS DEL APROVECHAMIENTO FORESTAL**

Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires  
en el área Ciencias Biológicas

**Autor: Andrés Tálamo**

Directores de Tesis: Dra. Sandra M. Caziani - Ing. Jorge Adámoli

Lugar de Trabajo: Cátedra de Agroecología, Facultad de Ciencias Naturales,  
Universidad Nacional de Salta.

Buenos Aires, 2006

Página para el Jurado y Calificaciones.

**BIODIVERSIDAD DE PLANTAS LEÑOSAS  
Y DISTURBIOS HUMANOS  
EN EL BOSQUE CHAQUEÑO SEMIÁRIDO:  
EFECTOS DEL APROVECHAMIENTO FORESTAL**

## RESUMEN

### **Biodiversidad de plantas leñosas y disturbios humanos en el bosque chaqueño semiárido: efectos del aprovechamiento forestal**

El objetivo general de esta tesis fue estudiar la relación que tienen distintos disturbios humanos, principalmente el aprovechamiento forestal, con la biodiversidad y estructura del bosque chaqueño semiárido (Parque Nacional Copo y zonas aledañas, Argentina). En los Capítulos 2 y 3 se concluye que el esfuerzo de muestreo utilizado fue suficiente para caracterizar parámetros estructurales y la riqueza de especies de 16 sitios estudiados. En el Capítulo 4 se buscó comprender cómo la diversidad local y la disimilitud entre sitios se relacionan para explicar la diversidad del paisaje. Los sitios fueron muy similares entre sí en composición de especies, salvo algunas excepciones, por lo que la diversidad del paisaje estaría más explicada por la diversidad local, que por la disimilitud entre sitios. En el Capítulo 5 se trabajó en 13 sitios con distinta historia forestal (bosques explotados selectiva e integralmente, y sin explotar) con el fin de asociar las variables medidas con los diferentes usos forestales. La especie dominante en área basal fue el mistol ya que dominó en 10 de los 13 sitios. No fue posible encontrar patrones claros de asociación entre la vegetación leñosa y los tipos de explotación estudiados. Solo los sitios explotados recientemente de manera integral mostraron menores valores de área basal total y por especie arbórea, menores densidades totales y doseles más abiertos. Esta falta de asociación podría relacionarse a la heterogeneidad presentada por los sitios en cuanto a su historia natural y de uso forestal. Por último, en el Capítulo 6 se trabajó en dos sitios explotados selectivamente para comparar la regeneración de planas leñosas y características físicas entre los microsítios creados por la actividad forestal: caminos principales, picadas de arrastre y claros de extracción. Los patrones encontrados en ambos sitios no fueron consistentes, probablemente debido a diferentes tiempos de recuperación desde la extracción. Los caminos principales presentaron una menor densidad de renovales, una mayor dureza del suelo, y suelos más desnudos. Si los sitios explotados moderadamente se mantienen sin ningún uso forestal por décadas, hasta los microsítios más afectados se recuperarían, tal como ocurrió con los caminos de la zona de rehache del PN Copo.

Palabras clave: biodiversidad, Chaco semiárido, extracción forestal, disturbios humanos, microsítios, regeneración, plantas leñosas

## **ABSTRACT**

### **Woody plants biodiversity and human disturbances in semiarid Chaco forest: logging effects**

The general aim of this thesis was to study the relationship between different human disturbances, mainly logging, with the biodiversity and structure of semiarid Chaco forest (Copo National Park and surroundings). In Chapters two and three, I conclude that the sampling effort used was enough to characterize structural parameters and species richness of sixteen studied sites. In Chapter four, I sought to understand how local diversity and dissimilarity between sites are related in order to explain the landscape diversity. Sites were very similar to each other in species composition, with some exceptions; therefore landscape diversity would be more explained by local diversity than by dissimilarity between sites. In Chapter five, I worked with thirteen sites with different logging history (selectively and integrally logged sites and unlogged sites) in order to associate the measured variables with different forest uses. Mistletoe was the dominant species based on basal area since it dominated in ten of the thirteen sites. It was not possible to find clear association patterns between the woody vegetation and the different logging history. Only the sites that had recently been intensively logged showed lower values of total and per arboreal species basal area, lower total densities and more open canopies. This lack of association could be related to site heterogeneity related with their natural and logging history. Finally, in Chapter six, I worked in two selectively logged sites in order to compare woody plant regeneration and species richness and physical characteristics between the created microsites: main roads, skid trails and logging gaps. The patterns found at both sites were not consistent, probably due to different recovery times after logging. Main roads showed lower sapling density, higher soil hardness and barer soils. If lightly logged sites are left without wood extraction for decades, even the most damaged microsites would recover, as did the roads in the old-growth logged forest in Copo National Park.

Keywords: biodiversity, human disturbance, logging, microsites, regeneration, semiarid Chaco, woody plants

## ÍNDICE

<b>AGRADECIMIENTOS</b> .....	6
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	9
Objetivos y organización de la tesis.....	13
Área de estudio.....	15
Descripción de la historia de uso de los sitios de estudio.....	16
<b>2. TAMAÑO Y NÚMERO ÓPTIMO DE PARCELAS PARA RELEVAMIENTOS DE ESTRUCTURA DEL BOSQUE EN EL CHACO SEMIÁRIDO</b> .....	19
Introducción.....	20
Métodos.....	22
Resultados y discusión.....	22
<b>3. EL USO DE FUNCIONES DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES PARA LA EVALUACIÓN Y LA PLANIFICACIÓN DE INVENTARIOS DE DIVERSIDAD DE PLANTAS LEÑOSAS EN EL BOSQUE CHAQUEÑO SEMIÁRIDO</b> .....	29
Introducción.....	30
Métodos.....	32
Resultados.....	34
Discusión.....	35
<b>4. DIVERSIDAD DE PLANTAS LEÑOSAS EN SITIOS CON DIFERENTE HISTORIA DE USO EN EL BOSQUE CHAQUEÑO SEMIÁRIDO: ESCALA DE PAISAJE</b> .....	40
Introducción.....	41
Métodos.....	43
Resultados.....	44
Discusión.....	45

<b>5. COMPOSICIÓN, DIVERSIDAD Y ESTRUCTURA DEL BOSQUE EN SITIOS CON DISTINTOS NIVELES DE EXPLOTACIÓN SELECTIVA E INTEGRAL EN EL CHACO SEMIÁRIDO: ESCALA DE RODAL.....</b>	<b>51</b>
Introducción.....	52
Métodos.....	54
Resultados.....	55
Discusión.....	58
<b>6. REGENERACIÓN DE PLANTAS LEÑOSAS EN ÁREAS CON EXPLOTACIÓN SELECTIVA EN EL BOSQUE CHAQUEÑO SEMIÁRIDO: ESCALA DE MICROSITIO.....</b>	<b>69</b>
Introducción.....	71
Métodos.....	72
Resultados.....	73
Discusión.....	73
<b>7. RESUMEN Y CONCLUSIONES.....</b>	<b>79</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>82</b>
<b>APÉNDICES.....</b>	<b>89</b>
Ap. 1. Densidad de plantas leñosas (diámetro > 5 mm) por especie y por sitio.....	90
Ap. 2. Densidad de árboles (> 50 mm DAP) por especie y por sitio.....	94
Ap. 3. Área basal de plantas leñosas (diámetro > 5 mm) por especie y por sitio.....	95
Ap. 4. Área basal de árboles (> 50 mm DAP) por especie y por sitio.....	99
Ap. 5. Densidad de renovales (< 5 mm de diámetro) por especie y por sitio.....	100
Ap. 6. Análisis de suelo de seis bosques con distinta historia de uso forestal.....	104

## **AGRADECIMIENTOS**

Debo mi profundo y sincero agradecimiento a numerosas personas que colaboraron de variadas maneras en la realización de esta tesis, y que sin su ayuda, hubiese sido imposible llevar adelante este proyecto.

No tengo palabras para agradecer a **Sandra Caziani**, mi directora de la vida, quien supo guiarme desde el comienzo de mi formación profesional. Ella me dedicó de una manera incondicional y desinteresada todo su tiempo, brindándome amablemente sus experiencias, sus conocimientos, sus aciertos y desaciertos. Por todo esto, es gran responsable de esta pasión que hoy siento por la biología en general, y particularmente por la conservación de nuestros ambientes naturales, en especial el Chaco y la Puna. Lamentablemente, por esas cosas inentendibles de la vida, Sandra no está hoy entre nosotros, y con ella se fue una gran directora, una gran colega, una gran docente e investigadora, y una gran *amiga*. Sandra: estoy orgulloso de haberte conocido y de haber compartido estos 10 años intensos de amistad, compañerismo y aprendizaje. Gracias...

Hablando de directores, le debo las gracias a Jorge Adámoli quién amablemente me abrió las puertas de la FCEyN de la UBA y además me aconsejó en muchos aspectos de mi formación doctoral.

Agradezco infinitamente a todos aquellos que colaboraron en campañas referidas a diferentes trabajos de campo. El muestreo de suelos fue posible gracias a la invaluable ayuda de Teodoro Chafatinos (El Chafa), una eminencia en el tema suelos, y una persona apasionante y admirable con la que tuve la suerte de compartir unos cuantos días de campo, empapándome de todos sus conocimientos y de su pasión por ese universo “subterráneo” e interesante. Además del Chafa, colaboraron también Federico Heit, Ricardo Pérez, Jesús y Carlos. Gracias también a ellos. En el muestreo de vegetación me acompañaron muchas personas con quienes compartimos muchos días de campo, abundantes espinas, garrapatas, mosquitos y un poco de calor. Ellos fueron: Pachi Pérez, Changui Pérez, Mariana Saravia, Federico Juliá, Juan Pablo Toledo, Osvaldo Mamaní (quién lamentablemente ya no nos acompaña en esta vida), César Bracamonte, Jorge Lucema, Carlos Trucco, Enrique Derlindati, Verónica Quiroga, Julio del Moral, Sandra Caziani, Pablo Herrera, Sebastián Torrella, Pablo Perovic, Dolores Ramallo, Hugo Orce y Ana Olsen.

Debo agradecer también a quienes posibilitaron los muestreos en sus campos o propiedades (propietarios, puesteros, guardaparques, etc): Boni Pérez, César Robles, Fernández, Don Maldonado (al Sur de Caburé), Hermanos Galván (Silvio, Venancio y Pablo), Don Carrizo (Rva pcial Copo), Daniel Soto, Bauman, Don Barrios, Hugo Almará – Delegado Forestal de la Municipalidad de Pampa de los Guanacos-, Administración de Parques Nacionales y al Guardaparque Alvaro Alzogaray.

Para realizar esta tesis, conté con el apoyo de diversas instituciones quienes financiaron, en diversas etapas del trabajo, distintos muestreos de campo. Agradezco al CONICET, The Rufford Foundation (Rufford Small Grant y 2<sup>nd</sup> Rufford Small Grant), Consultoría de Línea de Base de

Biodiversidad (APN/GEF/BIRF), al Consejo de Investigación de la Universidad Nacional de Salta (CIUNSa, proyectos N° 752, 841 y 997), Idea Wild y World Wildlife Found.

Estoy en serias deudas con Javier Lopez de Casenave y con Peter Feinsinger, personas a quienes admiro y respeto muchísimo. Peter me regaló unos milisegundos valiosísimos de su escaso tiempo libre para leer una versión preliminar del manuscrito, y ello fue suficiente para que escriba unas cuantas hojas de sugerencias y comentarios oportunos para hacerme recordar que no hay que olvidarse de la Historia Natural ni tampoco olvidarse que la significación biológica es más importante que la estadística... Al respecto, sus sugerencias enriquecieron significativamente ( $p < 0.05$ , Pit: así es la vida..., no es mi culpa...) el manuscrito. Gracias. Luego de la partida de Sandra Caziani, única directora de mi Beca Doctoral del CONICET, Javier accedió muy amablemente a dirigir la etapa final de la beca doctoral. Un verdadero orgullo para mí. Así fue que se tomó el trabajo de leer muy críticamente el manuscrito de tesis doctoral (durante sus vacaciones!!!), y me brindó una “pila” de sugerencias y correcciones muy pero muy acertadas que sin ninguna duda mejoraron la calidad del mismo. Sinceramente no me alcanzan las palabras para agradecerle a Javier toda la ayuda que me brindó desinteresadamente en esta etapa final de mi carrera de postgrado.

Por último, y no por eso restándole importancia, quiero agradecer a mis viejos y hermanos por haberme entendido, apoyado y alentado, sin condicionamientos, durante toda mi etapa de estudiante de grado y postgrado. De ellos aprendí muchas cosas que no se aprenden en la universidad ni en los libros y que, sin ninguna duda, forjaron mi integridad como persona. Innegablemente, ellos son un verdadero ejemplo a imitar.

Un “capítulo” aparte se merecen mi esposa e hijo. **Itatí**, una mujer increíble, y **Tiago**, un pequeño ser humano que desde tan temprana edad ya es increíble también, me brindaron todo su apoyo y amor de manera incondicional e ininterrumpida. Ambos supieron entender y/o aguantar mi pasión por la biología de campo y soportar en consecuencia algunas ausencias familiares. Además de todo esto, Itatí colaboró largas horas ayudándome a pasar datos de la libreta de campo a la computadora, y realizó el duro trabajo de revisar la versión final de manuscrito, mejorando así la coherencia de las ideas, la gramática y ortografía. **Gracias** por el apoyo permanente y por el constante estímulo en el día a día.

Espero no olvidarme de alguien (aunque eso es bastante probable), y si así fuera, espero también que sepan entender que fue una omisión involuntaria, explicada por el gran despiste que me caracteriza.

a Itatí y Tiago, mi hermosa familia...

a mis viejos y hermanos...

a Sandra...

# **1**

## **INTRODUCCIÓN**

# 1

## INTRODUCCIÓN

El Chaco es uno de los biomas más extensos en América del Sur (Hueck 1978, The Nature Conservancy et. al 2005) y es considerado una ecoregión vulnerable y de alta prioridad de conservación a escala regional (Dinerstein et al. 1995). El futuro del Chaco, desde el punto de vista de su conservación, se encuentra tan comprometido como el de la Cuenca Amazónica (Redford et al. 1990). En particular, los bosques chaqueños de Argentina se encuentran en un rápido proceso de degradación, evidente en el reemplazo del bosque original por arbustales con baja aptitud de uso (Saravia Toledo y del Castillo 1989, Red Agroforestal Chaco Argentina 2000, Zak et al. 2004). Los usos de la tierra más comunes son la explotación forestal, la ganadería extensiva, el uso del fuego para el manejo de pasturas y la agricultura de secano, tanto en las últimas décadas como en la actualidad (Morello y Adámoli 1974, Red Agroforestal Chaco Argentina 2000).

Desde un punto de vista ecológico, estas actividades humanas constituyen “disturbios” y, como tales, pueden alterar la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas (Hobbs y Huenneke 1992). Diferentes modelos predicen mayor riqueza de especies (diversidad) a niveles intermedios de frecuencia o intensidad de disturbio (Connell 1978, Hobbs y Huenneke 1992). A pesar de que los disturbios pueden ser especialmente importantes para promover la regeneración de ciertas especies y la diversidad (Pickett y White 1985), los problemas de conservación asociados a los mismos pueden ser de alto impacto. Ejemplos de ello son la pérdida directa de especies, la eliminación del hábitat de numerosas especies, el riesgo de desertización, la invasión de especies exóticas y el aumento de la probabilidad de ocurrencia de nuevos disturbios.

En el caso de los disturbios provocados por el aprovechamiento forestal, estudios previos en diferentes bosques mostraron que:

- a) La extracción selectiva de madera puede modificar la composición de especies (Fredericksen et al. 1999, Fredericksen y Mostacedo 2000, Peltzer et al. 2000), incrementando la riqueza de especies colonizadoras, la diversidad y la densidad de las plantas leñosas que regeneran (Chapman y Chapman 1997, Magnusson et al. 1999, Peltzer et al. 2000, Pinard et al. 2000) y disminuyendo la cobertura del dosel (Wilkie et al. 1991).
- b) Los caminos de extracción maderera constituyen otra alteración al sistema ya que, al trabajar con maquinaria pesada, se provoca la compactación del suelo, comprometiendo el reclutamiento de las especies (Pinard et al 1996, Guariguata y Dupuy 1997, Whitman et al. 1998). Además, se produce una clara fragmentación del bosque (Thren y Zerda 1994). En

- caminos de extracción abandonados, la riqueza, la composición de especies, la densidad y el área basal pueden ser diferentes a los del bosque adyacente (Guariguata y Dupuy 1997, Pinard et al. 2000), como así también la composición de especies de renovales (Hill et al. 1995).
- c) La presencia de ganado en los bosques explotados contribuiría a la compactación del suelo por el pisoteo, con la dispersión de semillas de ciertas especies (*Acacia spp.*, *Prosopis spp.*) y con la herbivoría selectiva de plántulas (Sarmiento 1963, Adámoli et al. 1972, Morello y Adámoli 1974, Grulke 1994, Pinard et al. 1996, Barchuk et al. 1998).
  - d) Los efectos asociados a la actividad forestal suelen tener implicancias sobre la conservación no menores que los efectos directos, destacándose entre ellos el aumento de la caza y una mayor probabilidad de deforestación y colonización de nuevas tierras debido a los accesos creados (Putz et al. 2000, 2001).
  - e) Otro efecto asociado es el aumento del riesgo de incendios forestales, a partir de fuentes de ignición humanas (Uhl y Buschbacher 1985, Fredericksen 2000, Putz et al. 2001).
  - f) La fauna es muy afectada (ver síntesis en Putz et al. 2001); a modo de ejemplo, la eliminación de los árboles de gran porte afecta a las poblaciones de pájaros carpinteros aún 40 años después del aprovechamiento forestal (Styring y Ickes 2001).

En el Chaco semiárido bajo estudio, el aprovechamiento forestal se realiza tanto de manera selectiva, extrayéndose principalmente quebracho colorado (*Schinopsis lorentzii*) para la producción de postes y durmientes, como de manera integral, donde además del quebracho colorado se produce leña y carbón con todo tipo de maderas duras (Hugo Almará com. pers., delegado forestal de la Dirección de Bosques de Sgo. del Estero, Turc y Mazzucco 1998). Este uso distaría de ser sustentable, ya que generalmente el manejo forestal está completamente ausente y no se garantiza la regeneración de un sistema con alto valor maderable. En particular, el aprovechamiento integral implicaría un uso “minero” del recurso (Brassiolo et al. 2001), donde a largo plazo se pierde la fisonomía boscosa, y con ésta las funciones o atributos del bosque, con la consiguiente pérdida de biodiversidad y el incremento del riesgo de desertización.

En bosques chaqueños, el aprovechamiento forestal y los disturbios asociados tienen las siguientes consecuencias:

- a) A 10 años del aprovechamiento selectivo, un bosque talado incorpora algunas especies que no se observan en un bosque primario (*Prosopis sp.*, *Senna chacoënsis*, *Prosopis sericantha*, *Bougainvillea praecox*, *Acacia furcatispina*, *Caesalpinia paraguariensis*, y *Tabebuia nodosa*) (Tálaro y Caziani, 2003); las tres primeras especies consideradas colonizadoras de áreas abiertas y disturbadas (Sarmiento 1963).
- b) En el Chaco árido de Córdoba, Bonino y Araujo (2005) encontraron que la estructura de un bosque explotado (área basal y volumen total) fue diferente a la de un bosque sin explotación

- forestal (bosque primario) y, además, observaron una tendencia a que las especies menos abundantes y de menor valor económico aumenten sus densidades en el bosque explotado.
- c) La tala, como así también el sobrepastoreo y el fuego, comprometen la regeneración del quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) en el Chaco árido de Córdoba (Barchuk y Díaz 1999).
  - d) Cambios en la relación leñosas/arbustos pueden favorecer la ocurrencia de nuevos disturbios, como la introducción de ganado vacuno y la ocurrencia de incendios (Morello 1970, Morello y Adámoli 1974, Adámoli 1993).
  - e) Aun ante cambios ligeros en la composición de especies, los efectos sobre la estructura vertical de la vegetación y la arquitectura de los individuos pueden ser intensos (Tálamo y Caziani, 2003), y éstos, a su vez, afectarían a la fauna. Por ejemplo, el gremio de aves insectívoras se incrementa en los sotobosques más densos producto de la extracción selectiva (Protomastro et al. 1990, Derlindati y Caziani, en rev.) o presentes en los bordes de bosque (Lopez de Casenave et al. 1998).
  - f) La fauna silvestre también sufre alteraciones y, a su vez, modifica el establecimiento de la vegetación a través de interacciones como la polinización, la dispersión endozoica y la herbivoría. La tala y el sobrepastoreo, por ejemplo, modifican la composición de especies de hormigas (Bestelmeyer y Wiens 1996) y la comunidad de artrópodos, disminuyendo su riqueza de especies, modificando la composición de familias y cambiando la oferta de recursos para otros grupos tróficos (Gardner et al. 1995, Molina et al. 1999). La comunidad de aves en un bosque talado de 40 años de recuperación resultó diferente a la de un bosque primario en cuanto a la abundancia de los gremios de frugívoros e insectívoros (Caziani 1996, Protomastro et al. 1990). La fragmentación de bosques en el Chaco serrano disminuyó los niveles de polinización y de producción de semillas (Aizen y Feinsinger 1994).

El estudio de explotaciones forestales recientes permitiría describir el impacto inicial de ambos tipos de explotación (selectiva e integral) y conocer cuál es la composición y estructura del bosque remanente. En este sentido, deberíamos considerar: (a) la composición florística inicial, que sería el punto de partida para la nueva colonización; i.e., las especies que contribuirán con diásporas y rebrotes a la regeneración, (b) la disponibilidad de distintos microsítios para la regeneración (caminos principales, picadas de arrastre, claros, fragmentos de bosque), los cuales a su vez representan un gradiente de intensidad de disturbio, y (c) la abundancia de biomasa y necromasa combustible que pueda contribuir a la ocurrencia de nuevos disturbios como ganadería o incendios.

Un proceso crítico desde el punto de vista ecológico es el establecimiento de plántulas y juveniles luego de la extracción de madera. Los quebrachos podrían considerarse especies clave no solo por su importancia económica, sino también porque el área basal de estos árboles representa el 65% del área basal total (Tálamo y Caziani 2003), y porque son las especies que confieren la fisonomía de bosque a este sistema semiárido. Estos árboles poseen semillas dispersadas por el viento, sus plántulas son

intolerantes a la sombra y presentan una regeneración pobre (Mostacedo y Fredericksen 1999, Pinard et al. 1999, Tálamo y Caziani 2003). Por lo tanto, es probable que los quebrachos presenten una mejor regeneración en micrositios del bosque con abundante luz (claros naturales, bordes de bosque, huellas y caminos de extracción de madera), siempre y cuando no exista una competencia intensa con otras formas de vida (e.g., hierbas y arbustos), y siempre que la instalación de individuos no esté limitada por condiciones físicas del suelo o por presión de ganado.

## **Objetivos y organización de la tesis**

El objetivo general de este trabajo fue estudiar la relación que tienen distintos disturbios humanos, principalmente el aprovechamiento forestal, con la biodiversidad de plantas leñosas y con la composición de especies y la estructura del bosque de un sector representativo y bien conservado del Chaco semiárido argentino.

Los objetivos específicos se pueden dividir en 2 grupos; el primero de ellos referido a aspectos metodológicos, en relación al esfuerzo de muestreo (Capítulos 2 y 3), y el segundo referido al ensamble de plantas leñosas en relación a distintos disturbios humanos en general y a la actividad forestal en particular (Capítulos 4-6). Las preguntas abordadas se tratan en los distintos capítulos y se detallan a continuación:

### **Sección 1: aspectos metodológicos en relación al esfuerzo de muestreo**

- a) Capítulo 2: ¿Cuántas parcelas y de qué superficie son necesarias para estimar el área basal y la densidad de árboles y arbustos en bosques con diferente historia de uso de la tierra?
- b) Capítulo 3: ¿Cuál es el esfuerzo de muestreo necesario para representar adecuadamente la diversidad de plantas leñosas en sitios con diferente historia de uso de la tierra?

### **Sección 2: ensamble de plantas leñosas en relación a disturbios humanos, particularmente a la actividad forestal**

En el caso de los capítulos de esta sección, las preguntas fueron planteadas a tres escalas espaciales diferentes.

- c) Capítulo 4: escala de paisaje. ¿Cuán importante es el recambio de especies de plantas leñosas (“diversidad beta”) entre sitios con diferente historia de uso de la tierra y cómo se relaciona con la diversidad a escala de paisaje (diversidad gama)?

- d) Capítulo 5: escala de rodal. ¿Cómo varía la composición de especies, la diversidad y la estructura del bosque entre sectores de bosque con diferente historia de uso forestal (sitios explotados de manera integral, de manera selectiva y sin explotar)?
  
- e) Capítulo 6: escala de micrositio. ¿Cómo varía el ensamble de renovales de plantas leñosas y las características físicas entre micrositios creados por la explotación selectiva (camino principales, picadas de arrastre y claros de extracción)?

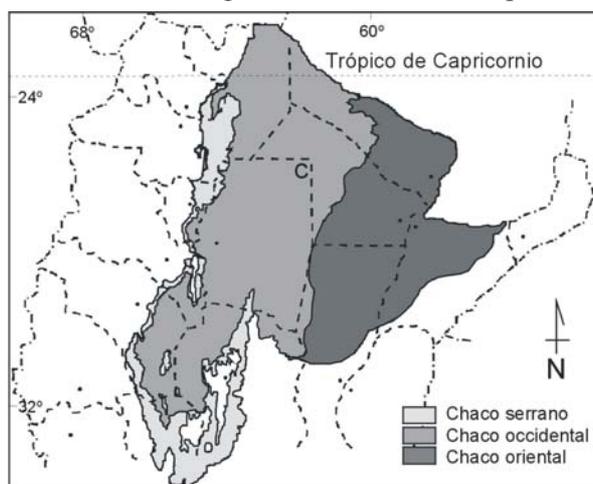
Los resultados de este trabajo aportarán al conocimiento de la regeneración del bosque chaqueño en respuesta a la extracción forestal y brindarán, además, elementos técnicos para el manejo del Parque Nacional y la Reserva Provincial Copo, para la recuperación de áreas degradadas y para la evaluación de la sustentabilidad de la actividad forestal en el bosque chaqueño.

## Área de estudio

### La región Chaqueña

El gran Chaco constituye una unidad fitogeográfica asentada sobre una amplia llanura sedimentaria de aproximadamente 1.066.000 km<sup>2</sup>, que ocupa territorios de Bolivia (11.6%), Paraguay (25.4%), Brasil (0.8%) y Argentina (62.2%)(The Nature Conservancy et al. 2005). Esta planicie aluvial contiene un mosaico de ambientes de bosques sub-húmedos, bosques secos espinosos, sabanas, sabanas con palmeras y pastizales (Morello y Adámoli 1974, Cabrera 1976, Prado 1993b). Debido al alto grado de amenaza en el que se encuentran sus ambientes, es considerada, a escala regional, una eco-región crítica desde el punto de vista de su conservación (Dinerstein et. al 1995). Para el caso del Chaco argentino, las principales amenazas detectadas en un reciente análisis ecoregional fueron: 1) el avance de la frontera agrícola, 2) la explotación forestal comercial, 3) la construcción de represas hidroeléctricas, 4) el avance de la frontera ganadera (desmontes para ganadería), 5) la caza y captura comercial de fauna, y 6) el fuego en el Chaco Occidental, entre otras (The Nature Conservancy et al. 2005). Si estas tendencias en el uso de la tierra se mantienen, y si se cumplen las predicciones sobre el incremento de la actividad agrícola y el avance de la frontera agropecuaria, se perderían los bosques remanentes de esta originalmente vasta región (Zak et al. 2004).

La dominancia de árboles del género *Schinopsis* es, según Prado (1993a), el principal rasgo florístico que caracteriza al Chaco y, al menos en Argentina, las tres especies de este género caracterizan los distritos de esta región (Cabrera 1976, Fig. 1). Sin embargo, en los sectores más secos, este género desaparece y la dominancia está dada por otra especie arbórea del género *Aspidosperma* (Cabido et al. 1992, 1994, Prado 1993a). Es en este ambiente donde se registran las máximas temperaturas absolutas de América del Sur, con veranos muy calurosos pero, a su vez, con frecuentes heladas durante los meses de invierno. Particularmente en el Chaco argentino se encuentra el polo de calor de América del Sur, definido por la isolínea de temperatura máxima absoluta de 47°C (Prohaska 1959), registrándose valores extremos superiores a los 50°C (Trucco y Derlindati, com. pers., diciembre 1998). Las precipitaciones varían según un marcado gradiente (principalmente E-O) desde los 1200 mm en el Chaco oriental, hasta los 350 mm en el Chaco sur-occidental. Temporalmente, las lluvias se distribuyen de manera estacional, por lo que es posible distinguir claramente una época seca (abril-septiembre) y otra húmeda (octubre-marzo) (Prado 1993a).



**Figura 1.** Distribución geográfica de la región Chaqueña en Argentina, con sus tres distritos: Serrano, Occidental y Oriental. Se muestra también la ubicación de la Unidad de Conservación Copo (C).

## El Chaco Semiárido

La Unidad de Conservación Copo (Parque Nacional, 114250 ha y Reserva Provincial, 100507 ha, Sgo. del Estero, Argentina) y su zona de amortiguación se encuentran dentro del denominado Chaco semiárido o Chaco Occidental (FAO/PNUMA 1985, Prado 1993a, Fig. 1). Su ubicación particular corresponde a la Región de Antiguos Cauces del Río Juramento, región que presenta una elevada estacionalidad térmica e hídrica (el 80% de los 700 mm anuales se concentran en la estación húmeda) y que incluye el óptimo ecológico del quebracho colorado santiagueño (Morello y Adámoli 1974). Aquí, la vegetación dominante es un bosque espinoso semideciduo que está interrumpido por franjas de pastizales naturales asociados a paleocauces (antiguos cauces del Río Juramento). El estrato arbóreo es laxo, con árboles de aproximadamente 18-20 m de altura cuyas especies dominantes son el quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis lorentzii*; ver Hunziker 1998 para una revisión de los nombres científicos de los quebrachos), el quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) y el mistol (*Ziziphus mistol*), entre otros (Lopez de Casenave et al. 1995). El estrato arbustivo es denso y está compuesto por individuos de 1 a 10 m de altura entre los cuales dominan *Capparis retusa*, *Acacia praecox*, *Celtis pallida*, *Achatocarpus praecox* y *Schinus polygamus* (Lopez de Casenave et al. 1995, Tálaro y Caziani 2003). En cuanto a fauna se refiere, la Unidad de Conservación Copo cobra especial importancia ya que en estos bosques aún se registran especies de alto valor de conservación, como el tatú carreta (*Priodontes maximus*), el oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*), el chancho quimilero o solitario (*Catagonus wagneri*), el tigre (*Panthera onca*) y el águila coronada (*Harpyhaliaetus coronatus*) (Caziani et al. 2003). Por la presencia de esta última especie es considerada una de las áreas claves para aves en el Neotrópico (Wege y Long 1995).

### **Descripción de la historia de uso de los sitios de estudio**

Para responder a los objetivos del presente trabajo, se relevaron 16 sitios de muestreo que incluyen casos con diferente historia de uso del suelo, desde bosques primarios y arbustales edáficos sin usos conocidos hasta bosques talados e incendiados. Como se describirá más adelante, en la sección Métodos de los siguientes capítulos, se caracterizó cada sitio mediante 10-13 unidades de evaluación que consistieron en parcelas rectangulares de 2 x 50 m o 2 x 100 m (según la variable de respuesta y las clases de tamaño a analizar). Un resumen de la historia de uso de cada sitio, el esfuerzo de muestreo empleado en cada uno y la ubicación geográfica de los mismos se encuentra en la Tabla 1 y en la Figura 2.

**Tabla 1.** Lista de los 16 sitios estudiados donde se indica la sigla (según el uso forestal más reciente), la fisonomía, un resumen de su historia de uso del suelo (forestal y ganadero) y el esfuerzo de muestreo empleado. La ubicación geográfica de cada sitio se representa en la Fig. 2.

Sitio	Sigla	Fisonomía	Uso forestal	Uso ganadero	Años de recuperación	n° de parcelas
1	Bp1	Bosque	Bosque sin tala	con ganado vacuno	-	12
2	Bp2	Bosque	Bosque sin tala	sin ganado	-	12
3	Bp3	Bosque	Bosque sin tala (supuestamente)	con ganado vacuno	-	12
4	Bp4	Bosque	Bosque sin tala	con ganado vacuno	-	12
5	Se1	Bosque	Tala selectiva reciente sobre bosque primario	sin ganado	2 años	12
6	Se2	Bosque	Tala selectiva reciente sobre tala integral antigua	con ganado vacuno	1 año	12
7	Se3	Bosque	Tala selectiva antigua sobre bosque primario	con ganado vacuno	Más de 10 años	12
8	In1	Bosque	Tala integral antigua sobre bosque primario	con ganado vacuno	Más de 10 años	12
9	In2	Bosque	Tala integral antigua sobre bosque primario, con algunas extracciones recientes	con ganado vacuno	Más de 10 años	10
10	Se4	Bosque	Tala selectiva recientes sobre integral antigua	con ganado vacuno	2 años	12
11	In3	Bosque	Tala integral antigua sobre bosque primario, con algunas extracciones recientes	con ganado vacuno	Más de 10 años	12
12	In4	Bosque	Tala integral reciente sobre integral antigua	con ganado vacuno y caprino	1-2 años	12
13	In5	Bosque	Tala integral prácticamente continua hasta la actualidad	con ganado vacuno y caprino	1-2 años	12
14	Arb	Pastizal/arbustal	Pastizal arbustizado sin historia reciente de fuego	sin ganado	-	10
15	Pic	Pastizal/arbustal	Tala rasa para la construcción de un camino, luego abandonado	con ganado vacuno	Más de 10 años	13
16	Inc	Pastizal/arbustal	Incendio forestal muy intenso, pérdida de bosque, hoy pastizal con arbustos	sin ganado	Más de 10 años	12
Paisaje						<b>189</b>

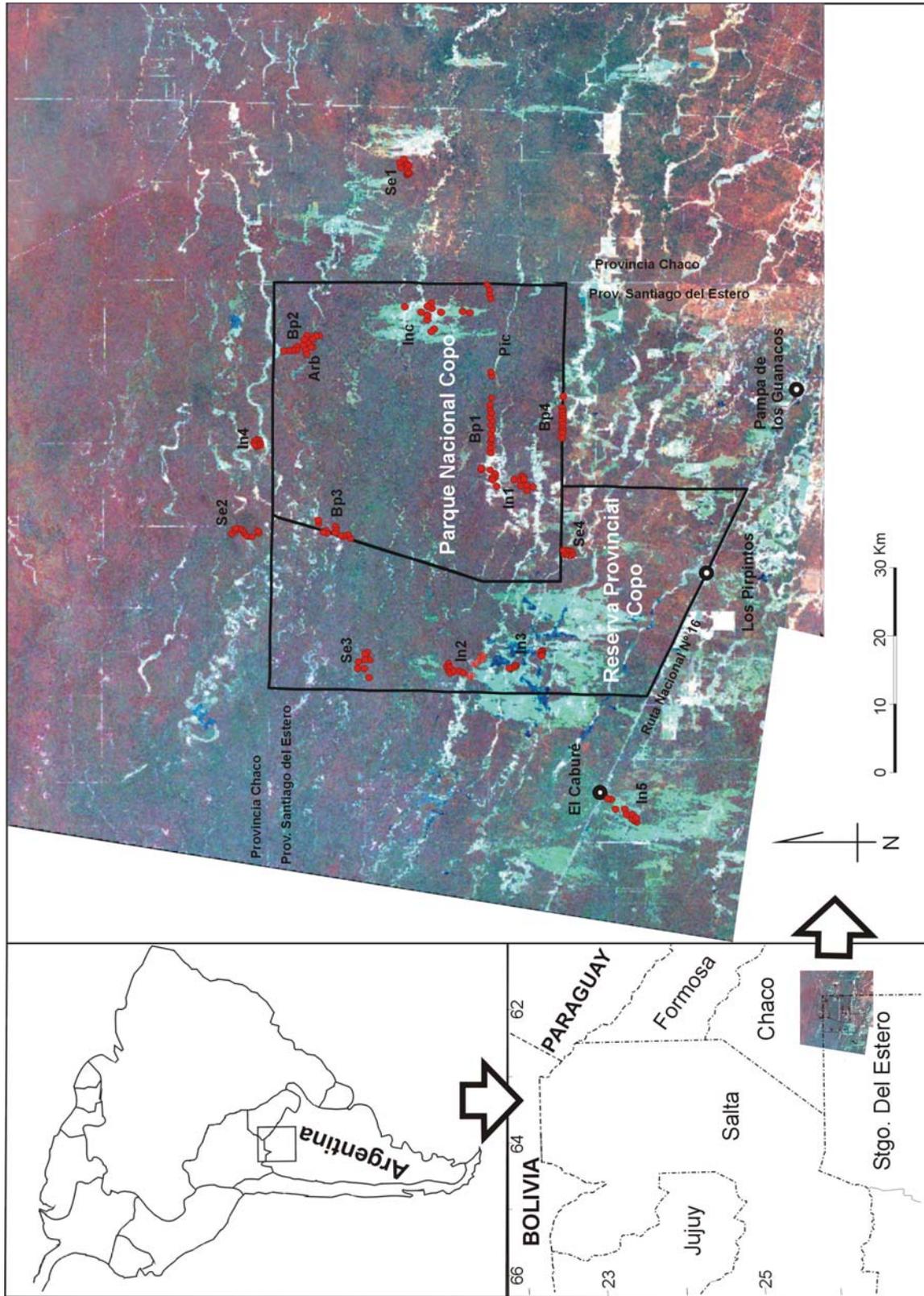


Figura 2. Ubicación del área de estudio donde se indican los 16 sitios de muestreo y las parcelas relevadas en cada uno (círculos rojos). Para una descripción de cada sitio, ver Tabla I.

## 2

# **TAMAÑO Y NÚMERO ÓPTIMO DE PARCELAS PARA RELEVAMIENTOS DE ESTRUCTURA DEL BOSQUE EN EL CHACO SEMIÁRIDO**

## 2

### TAMAÑO Y NÚMERO ÓPTIMO DE PARCELAS PARA RELEVAMIENTOS DE ESTRUCTURA DEL BOSQUE EN EL CHACO SEMIÁRIDO

#### Resumen

En este capítulo se estudia, de manera gráfica, el tamaño y el número óptimo de parcelas para estudios de área basal y densidad de árboles y arbustos de un bosque talado a 40 años del estudio (In1), un bosque talado a 2 años del estudio (Se1) y un bosque incendiado a 10 años del estudio (Inc), en el Chaco Semiárido. Graficando el promedio y el coeficiente de variación de ambas variables en función del número creciente de parcelas (y para distintos tamaños de parcelas) se propone utilizar al menos 9 parcelas de 2 x 100 m para estudiar la densidad y el área basal de árboles, y 8 parcelas de 2 x 50 m si se pretende estudiar los arbustos en In1; para estudiar el bosque recientemente explotado Se1 se propone relevar al menos 10 parcelas de 2 x 100 m para el estudio de árboles, y 7 parcelas de 2 x 40 m para el estudio de arbustos; por último, para estudiar el bosque incendiado con fisonomía arbustiva (Inc), se requieren de al menos 5 parcelas de 2 x 100 m para el estudio de la densidad de arbustos, y de 9 parcelas menores (2 x 75 m) para el estudio del área basal. Analizando estos sitios, se estima que el esfuerzo de muestreo utilizado en el presente trabajo fue suficiente para relevamientos comparativos de área basal y densidad (no de inventario forestal) de plantas leñosas del bosque chaqueño semiárido.

#### Introducción

Un paso imprescindible en el diseño de un estudio es obtener un conjunto de datos preliminares que nos permita estimar el tamaño óptimo de la muestra, para que la inferencia a partir de ésta tenga un nivel de confianza conocido (Feinsinger 2004). Otro aspecto a tener en cuenta durante la planificación del diseño es el tamaño de la parcela o unidad de muestreo a utilizar, que debe estar en relación con el ámbito espacial de la pregunta en cuestión.

El diseño de un estudio se encuentra condicionado por dos aspectos que necesariamente están relacionados: el estadístico y el logístico. En el caso de un muestreo con parcelas, trabajar con parcelas pequeñas o en número insuficiente trae como consecuencia una disminución en la precisión de la estimación de un determinado parámetro y una disminución en la potencia de la prueba estadística. Por otro lado, los excesos (en número y tamaño de parcelas) son inviables por las lógicas limitaciones del trabajo de campo y por el costo que significan. Teniendo en cuenta ambos aspectos, es necesario llegar

a un compromiso para compatibilizar el esfuerzo invertido en el muestreo con la cantidad y calidad de la información requerida para responder la pregunta de investigación (Matteucci y Colma 2002).

Son bien conocidas las técnicas analíticas para determinar el número mínimo de parcelas (réplicas) necesario para obtener estimación con un determinado grado de confianza. Sin embargo, dada la gran heterogeneidad o variabilidad con la que suelen trabajar los ecólogos de campo (coeficientes de variación cercanos a 100%, Feinsinger 2004), dichas técnicas resultan muchas veces impracticables, ya que arrojan valores de tamaño de muestra imposibles de relevar.

Una aproximación rápida para determinar el número y el tamaño mínimo de réplicas es realizar un análisis gráfico de las fluctuaciones de los promedios y de los coeficientes de variación de las variables de respuesta, utilizando subconjuntos crecientes de réplicas o unidades de muestreo (Matteucci y Colma 2002, Aguirre et al. 1997, Brassiolo 1996). De esta manera se podría elegir como tamaño de muestra, con cierto grado de precisión aunque subjetivamente, el número de unidades muestrales (réplicas) con el cual se minimizan la amplitud de oscilación del promedio de la variable de respuesta y/o el coeficiente de variación.

En el bosque chaqueño semiárido se han usado parcelas de distintas formas y tamaños para estudios de plantas: cuadradas de 15 x 15 m (Protomastro 1988, Lopez de Casenave et al. 1995), rectangulares de 2 x 100 m (Tálamo y Caziani 2003, Trucco y Caziani datos no publicados), de 8 x 100 m (Tálamo et al. datos no publicados), circulares de 13.82 m de radio y rectangulares de 1 x 4 m (Brassiolo et al. 1993), entre otros. Sin embargo, no se cuenta con ninguna estimación de las ventajas y desventajas de los distintos tipos de parcelas, ni se ha evaluado si el número de muestras utilizado con anterioridad es adecuado para estudiar las características de la vegetación. Brassiolo (1996) estudió el tamaño de parcela necesario para relevamientos de regeneración de quebrachos (no así el número de parcelas), recomendando por ejemplo trabajar con parcelas relativamente grandes (80-100 m<sup>2</sup>).

El objetivo de esta parte del trabajo es evaluar, a través de una aproximación gráfica, el número y el tamaño óptimo de parcelas para estimar el área basal y la densidad de plantas leñosas en el Bosque Chaqueño semiárido. Como esta evaluación servirá para realizar los estudios subsiguientes, una de las finalidades es conocer si estos parámetros son diferentes en sitios con distinta historia de uso de la tierra. Por consiguiente, se evaluarán en un bosque talado de manera integral hace 40 años (In1), en un bosque talado de manera selectiva hace 2 años (Se1) y en un bosque incendiado hace más de 10 años (Inc). In1 y Se1 poseen una fisonomía de bosque alto, mientras que la fisonomía de Inc corresponde en la actualidad a un pastizal arbustificado (Tabla 1). Los objetivos específicos son, entonces, (1) determinar el tamaño óptimo de la parcela (área) para estudios de área basal y densidad de plantas leñosas para los tres sitios con diferente historia de uso, y (2) determinar el número óptimo de parcelas para estimar el área basal y la densidad de plantas leñosas en estos sitios.

## Métodos

La forma de la parcela fue fijada “a priori” como rectangular, con el lado menor de una longitud de 2 m por la fuerte restricción impuesta por la estructura de la masa boscosa. A pesar del mayor efecto de borde de parcelas rectangulares con respecto a circulares o cuadradas, se consideró que el desplazamiento lineal es mucho más eficiente y puede suponerse que cubre una mayor heterogeneidad ambiental.

En cada uno de los tres sitios (In1, Se1 e Inc) se ubicaron, mediante un muestreo preferencial aleatorio (Matteucci y Colma 2002), 12 parcelas de 2 x 100 m en las áreas de influencia de cada situación. En cada parcela se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles y el diámetro de todas las ramas de más de 0.5 cm de diámetro a 10 cm del suelo para los arbustos y árboles sin fuste a la altura del pecho, registrando la especie en cada caso. Los árboles fueron medidos en la totalidad de la parcela (2 x 100 m), mientras que los arbustos y árboles sin fuste a la altura del pecho se midieron en la mitad de la superficie (2 x 50 m) en Se1 e In1, y en la totalidad de la parcela (2 x 100 m) en Inc. Las variables de respuesta analizadas fueron la densidad (individuos/ha) y el área basal ( $m^2/ha$ ) de árboles y arbustos.

Para evaluar el tamaño óptimo de parcela, la parcela original fue subdividida en segmentos de menor tamaño (10 o 25 m) y se estimó la densidad y el área basal en parcelas con superficies crecientes, hasta el tamaño de la parcela original. Para cada uno de los tres sitios se graficaron, para distintos tamaños de parcela, la densidad promedio, el área basal promedio y el coeficiente de variación de ambas variables (el orden en el que fueron agregadas las parcelas se eligió aleatoriamente). Se realizó un análisis gráfico por sitio discriminado para arbustos y árboles. Para seleccionar el tamaño de parcela se compararon los coeficientes de variación de los distintos tamaños utilizados. Paralelamente, se analizó la amplitud de la oscilación de la densidad y del área basal promedio para seleccionar el número mínimo de parcelas.

## Resultados y discusión

### Bosque con tala integral hace 40 años

#### Árboles y arbustos < 5 cm de DAP

Área basal: de los cinco tamaños de parcela analizados, la parcela de mayor superficie (2 x 50 m) presentó los menores CVs a partir de 6 parcelas en adelante (Fig. 3B). Tanto las curvas del área basal media como de su CV, se estabilizaron a partir de 8 parcelas (Fig. 3A y B). Por lo tanto, para estimar el área basal de árboles y arbustos < 5 cm de DAP en este bosque, sería conveniente trabajar con al menos 8 parcelas de 2 x 50 m ( $100 m^2$ ) (Tabla 2).

Densidad: Al igual que para el área basal, la parcela de 2 x 50 m fue la que mostró el menor CV (Fig. 3D). La curva de densidad media muestra que a partir de 7 parcelas las oscilaciones se hacen cada vez menores (Fig. 3C), por lo que esta variable podría ser estimada con al menos 7 parcelas de 2 x 50 m en este bosque (Tabla 2). Debido a que los CVs de la densidad fueron mayores a los del área basal, la estimación de esta variable fue menos precisa que la estimación del área basal.

### Árboles > 5 cm DAP

Área basal: los tamaños de parcela con menores CVs fueron los de 2 x 25 y 2 x 100 m. Sin embargo, el CV de las parcelas más chicas tiende a aumentar al final del gráfico, mientras que para las parcelas de 2 x 100 m el CV tiende a disminuir desde 10 parcelas en adelante (y, por lo tanto, la estimación es más precisa)(Fig. 3F). A partir de 9 parcelas la curva del área basal promedio se estabiliza para este tamaño de parcela (Fig. 3E), siendo éste el menor número de parcelas de 2 x 100 m a tener en cuenta para la estimación del área basal de árboles en este bosque (Tabla 2). Esta variable fue la que presentó los máximos valores de CV (cercaos al 60%), ya que la inclusión de un solo individuo con diámetro considerable modifica radicalmente la estimación del área basal. Por lo tanto, constituye la variable estimada con menor precisión comparada al resto de las variables analizadas.

Densidad: los menores CVs se observaron en las parcelas de 2 x 50 m en todo el rango de parcelas analizadas (2 a 12), aunque con un leve incremento desde un tamaño de muestra de 8 en adelante (Fig. 3H). La curva de densidad promedio correspondiente a las parcelas de 2 x 50 m se muestra muy estable con una muestra de 5 parcelas, pero aumenta levemente en la muestra de 9 parcelas, para luego volver a disminuir (Fig. 3G). Esta variable podría estimarse adecuadamente con, al menos, 9 parcelas de 2 x 50 m (Tabla 2). Sin embargo, en un relevamiento de la estructura del bosque, además de la densidad se miden otras variables, como el área basal. Si éste fuera el caso, sería conveniente seguir la recomendación referida a la variable anterior (área basal), y trabajar con al menos 9 parcelas de mayores dimensiones (2 x 100 m).

### **Bosque con tala selectiva hace 2 años**

#### Árboles y arbustos < 5 cm de DAP

Área basal: las parcelas mayores (2 x 40 y 2 x 50 m) fueron las que mostraron los menores CVs, con curvas muy similares entre sí desde tamaños muestrales de 7 parcelas en adelante (Fig. 4B). Asimismo, el área basal promedio mostró un leve descenso desde el tamaño de parcela 7 (Fig. 4A). Para hacer estimaciones de esta variable en este bosque, sería conveniente trabajar con al menos 7 parcelas de 2 x 40 m (Tabla 2).

Densidad: la curva con menor CV en casi todo el rango de parcelas analizado fue la correspondiente a parcelas de 2 x 30 m (Fig. 4D), y la densidad media para la mayoría de los tamaños de parcela se

estabilizó a partir de 7 parcelas (Fig. 4C). Por lo tanto, la densidad de este bosque podría estimarse con al menos 7 parcelas de 2 x 30 m (Tabla 2).

### Árboles > 5 cm DAP

Área basal: las parcelas de mayor tamaño utilizadas (2 x 100 m) fueron las que tuvieron el menor CV (Fig. 4F). El área basal promedio para este tamaño de parcelas muestra un paulatino incremento desde 7 parcelas en adelante, aunque a partir de 10 parcelas el incremento se hace cada vez menor y la curva tiende a estabilizarse (Fig. 4E). El área basal de árboles en este bosque se estimaría convenientemente con al menos 10 parcelas de 2 x 100 m (Tabla 2).

Densidad: al igual que para la variable anterior, el menor CV de la densidad de árboles se encontró con parcelas de 2 x 100 m (Fig. 4H), y el promedio de esta variable comienza a estabilizarse a partir de muestrear 10 parcelas de este tamaño (Fig. 4G). Tanto para estimar el área basal como la densidad de árboles de este bosque, sería conveniente trabajar con al menos 10 parcelas de 2x100 m (Tabla 2).

### **Bosque incendiado hace más de 10 años**

#### Árboles y arbustos < 5 cm de DAP (No se registraron individuos de porte arbóreo en las 12 parcelas)

Área basal: con parcelas de 2 x 100 m se obtuvieron los menores CVs, aunque la diferencia con respecto a las parcelas de 2 x 75 m fue prácticamente insignificante (Fig. 5B). Las curvas de área basal promedio para ambos tamaños de parcela se estabilizan a partir de 9 parcelas (Fig. 5A), por lo que se recomienda estimar esta variable con 9 parcelas de 2 x 75 m cuando se desee muestrear este sitio (Tabla 2).

Densidad: con la densidad ocurre algo similar a lo del área basal, aunque las diferencias entre los CVs entre parcelas de 2 x 75 y 2 x 100 m fueron más importantes, más aún si analizamos el gráfico entre tamaños de muestra de 4 y 10 parcelas (Fig. 5D). La densidad promedio para ambos tamaños de parcela se estabiliza a partir de 5 parcelas (Fig. 5C). Por lo tanto, si se considera que 5 es el tamaño mínimo de muestra a utilizar, sería conveniente que las parcelas fueran de mayor superficie (2 x 100 m) para minimizar la variación (Tabla 2).

### **Conclusiones**

El esfuerzo de muestreo utilizado para caracterizar los 3 sitios estudiados (In1, Se1 e Inc) podría considerarse suficiente para relevamientos de área basal y densidad de árboles y arbustos. Hay que considerar también que los relevamientos de estructura realizados en el presente trabajo tienen fines comparativos entre sitios, y no se pretende hacer un inventario forestal con propósitos de manejo del bosque. En el capítulo 5, se discutirán con mayor detalle las estimaciones obtenidas de estas

variables y se las comparará con estimaciones realizadas por otros autores para los casos en que existan sitios comúnmente muestreados.

Es importante tener en cuenta que estas recomendaciones precisas en cuanto al esfuerzo de muestreo son válidas solo para los 3 sitios muestreados, o sitios muy similares a ellos en cuanto a distribución espacial, área basal y densidad de las especies arbóreas estudiadas. Las probabilidades de que tales bosques existan no son muy altas, por lo que sería muy riesgoso seguir estas recomendaciones tan precisas para otros sectores diferentes de bosque chaqueño semiárido, y más aún para otras regiones del Chaco (el universo no muestreado en general). Para futuros relevamientos de estructura con fines comparativos, sería ideal realizar premuestreos para poder decidir de manera más objetiva el esfuerzo de muestreo a emplear. Sin embargo, es bien sabido que no siempre se cuenta con el tiempo y con los recursos suficientes como para realizar tales premuestreos, por lo que en dichos casos, las recomendaciones volcadas en este capítulo deberían tomarse como estimaciones crudas y orientadoras del tamaño y número de parcelas a utilizar.

**Tabla 2.** Tamaño y número de parcelas recomendado para estudios de área basal y densidad de arbustos y árboles según el análisis gráfico de un sitio explotado integralmente hace 40 años (In1, fisonomía de bosque alto), un sitio explotado selectivamente hace 2 años (Se1, fisonomía de bosque alto) y un sitio incendiado severamente hace más de 10 años (Inc, fisonomía arbustal-pastizal).

Sitio	Variable	Clase de tamaño	Tamaño de parcela recomendado	Mínimo n° de parcelas recomendado
<b>In1</b>	Área basal	arbustos + árboles < 5 cm DAP	2 x 50 m	8
	Densidad	arbustos + árboles < 5 cm DAP	2 x 50 m	7
	Área basal	árboles > 5 cm DAP	2 x 100 m	9
	Densidad	árboles > 5 cm DAP	2 x 50 m	9
<b>Se1</b>	Área basal	arbustos + árboles < 5 cm DAP	2 x 40 m	7
	Densidad	arbustos + árboles < 5 cm DAP	2 x 30 m	7
	Área basal	árboles > 5 cm DAP	2 x 100 m	10
	Densidad	árboles > 5 cm DAP	2 x 100 m	10
<b>Inc</b>	Área basal	arbustos + árboles < 5 cm DAP	2 x 75 m	9
	Densidad	arbustos + árboles < 5 cm DAP	2 x 100 m	5

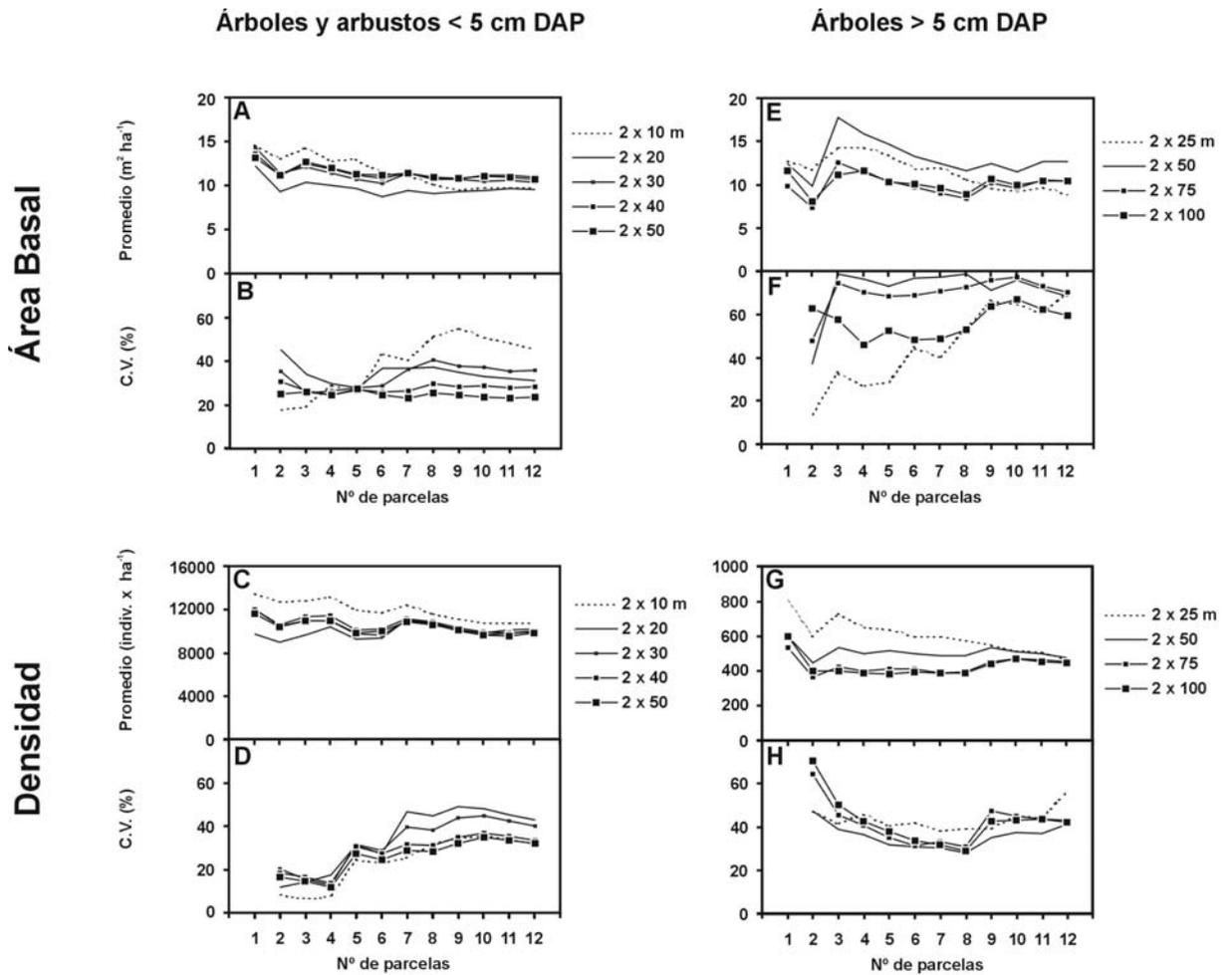


Figura 3. Área basal promedio, coeficiente de variación del área basal, densidad promedio y coeficiente de variación de la densidad en función del número de parcelas para un bosque explotado integralmente hace 40 años (In1). El análisis se discriminó para árboles y arbustos con DAP < 5 cm y para árboles con DAP > 5 cm, y para distintos tamaños de parcela (cada curva).

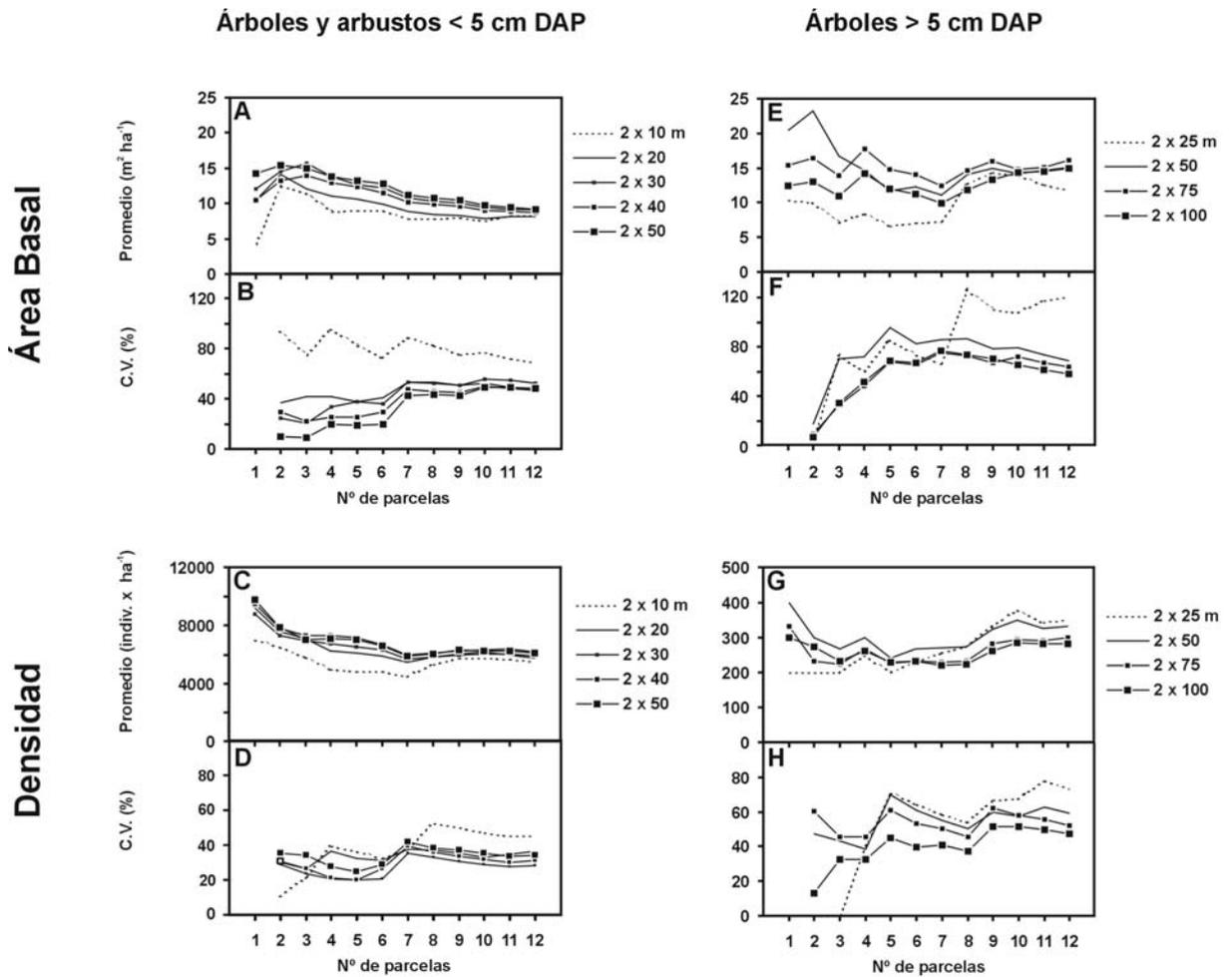
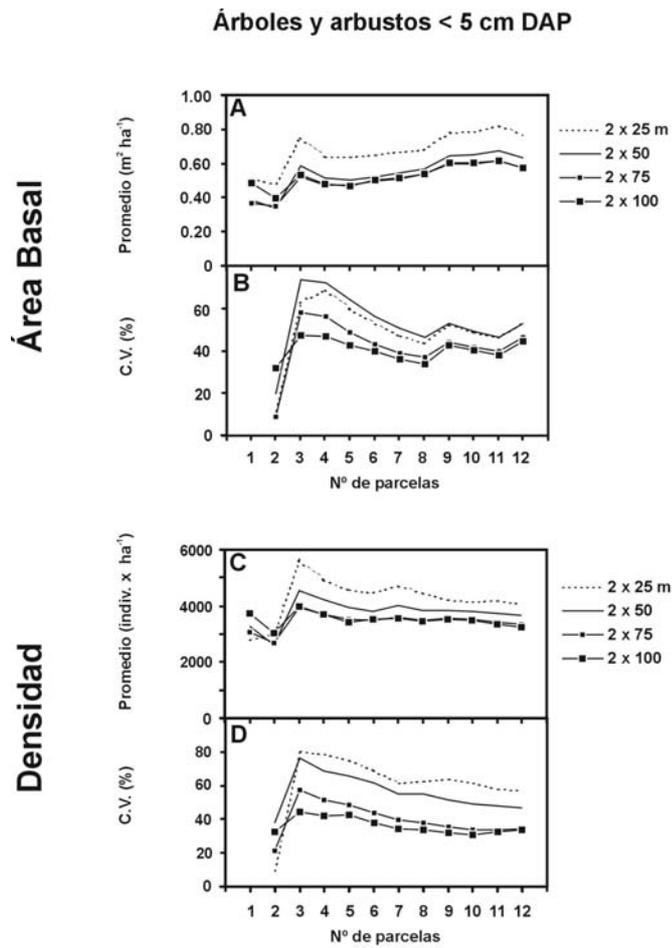


Figura 4. Área basal promedio, coeficiente de variación del área basal, densidad promedio y coeficiente de variación de la densidad en función del número de parcelas para un bosque explotado selectivamente hace 2 años (Se1). El análisis se discriminó para árboles y arbustos con DAP < 5 cm y para árboles con DAP > 5 cm, y para distintos tamaños de parcela (cada curva).



**Figura 5.** Área basal promedio, coeficiente de variación del área basal, densidad promedio y coeficiente de variación de la densidad en función del número de parcelas para un bosque incendiado severamente hace más de 10 años (Inc). El análisis se discriminó para distintos tamaños de parcela (cada curva).

## **3**

# **EL USO DE FUNCIONES DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES PARA LA EVALUACIÓN Y LA PLANIFICACIÓN DE INVENTARIOS DE DIVERSIDAD DE PLANTAS LEÑOSAS EN EL BOSQUE CHAQUEÑO SEMIÁRIDO**

## 3

### EL USO DE FUNCIONES DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES PARA LA EVALUACIÓN Y LA PLANIFICACIÓN DE INVENTARIOS DE DIVERSIDAD DE PLANTAS LEÑOSAS EN EL BOSQUE CHAQUEÑO SEMIÁRIDO

#### Resumen

El objetivo del presente capítulo fue, mediante el uso de funciones de acumulación de especies: (1) determinar cuán completos fueron los inventarios de diversidad alfa y gama de plantas leñosas realizados en el chaco semiárido y (2) estimar el mínimo esfuerzo de muestreo ( $n^\circ$  de parcelas) necesario para representar (90%) la diversidad máxima estimada. En 16 sitios se midió la riqueza de especies mediante parcelas (2 x 50 m), relevando entre 10 y 13 parcelas por sitio. Para cada sitio y para el paisaje se probó el ajuste de 3 modelos asintóticos a las curvas empíricas de riqueza acumulada en función del número de parcelas. En 189 parcelas se registró una diversidad a escala de paisaje de 37 especies de plantas leñosas (>5 mm de diámetro). La diversidad alfa varió entre 16-27 especies. El ajuste a los modelos fue bueno ( $R^2 > 0.94$ ) y las curvas alcanzaron una asíntota en casi todos los sitios. El esfuerzo empleado fue suficiente para representar la diversidad alfa y gama, excepto en pocos sitios. Para representar un 90% de la asíntota son necesarias: (a) entre 3-8 parcelas para la diversidad alfa y 22 parcelas para la diversidad gama según el modelo de dependencia lineal, (b) entre 7-31 parcelas (div. alfa) y 50 parcelas (div. gama) según el modelo de Clench y (c) 5-144 parcelas (div. alfa) y 96 parcelas (div. gama) según el modelo logarítmico-asintótico. Evaluando ventajas y limitaciones de cada modelo, se sugiere el uso del modelo de Clench para estudiar la diversidad alfa, y del modelo logarítmico-asintótico para la diversidad gama de plantas leñosas del bosque chaqueño semiárido.

#### Introducción

La alteración del ambiente por las actividades humanas ha llevado a cambios en la diversidad biológica global, que llevan a su vez a la pérdida de los servicios y bienes que brindan los sistemas ecológicos, implicando pérdidas de beneficios que abarcan tanto los económicos como los estéticos y culturales (Chapin et al. 2000). Por tal razón, han cobrado importancia y son cada vez más necesarios y urgentes los estudios sobre biodiversidad, particularmente en aquellos ecosistemas ampliamente

modificados por actividades humanas (Halffter et al. 1999, Colwell y Coddington 1994). Los inventarios de biodiversidad proveen insumos básicos y necesarios para definir la línea de base de biodiversidad, detectar tendencias en la diversidad, detectar impactos de actividades humanas sobre ecosistemas, monitorear los sistemas luego del impacto y manejar áreas naturales.

Al realizar un inventario de biodiversidad es necesario determinar de alguna manera si la lista de especies obtenida es lo suficientemente completa o si es necesario aumentar el esfuerzo de muestreo para obtener una estimación más completa. Por otro lado, si se quiere comparar distintos inventarios, tal comparación podría resultar inválida ya que generalmente no se informa el esfuerzo invertido en el inventario y no se trabaja con una medida estandarizada de la riqueza de especies (Moreno y Halffter 2000, Soberón y Llorente 1993). Como primera aproximación se pueden construir curvas de acumulación de especies y realizar un análisis visual de las mismas para determinar si se alcanzó una asíntota o no (Soberón y Llorente 1993, Miller y Wiegert 1989). Estas curvas se construyen graficando el número acumulado de especies en función de alguna medida del esfuerzo de muestreo empleado en el inventario (e.g., número de individuos censados o colectados, número de trampas, número de parcelas, horas de observación, días de muestreo)(Colwell y Coddington 1994, Matteuchi y Colma 2002, Soberón y Llorente 1993). Si bien el análisis visual es un método subjetivo, es comúnmente usado en el campo para decidir si es necesario aumentar el esfuerzo de muestreo. No obstante, existen otras alternativas más objetivas como ser el uso de curvas de acumulación de especies ajustadas a distintos modelos matemáticos que describen la relación número de especies-esfuerzo de muestreo (Moreno 2001, Moreno y Halffter 2000, Soberón y Llorente 1993, Colwell y Coddington 1994, Thompson et al 2003, Shiu y Lee 2003, Gotelli y Colwell 2001). Con este enfoque es posible: (a) conocer la riqueza de especies para un determinado esfuerzo de muestreo, (b) realizar extrapolaciones de la riqueza total del ecosistema en estudio, (c) hacer comparaciones entre sitios con diferente esfuerzo de muestreo, (d) determinar si el inventario realizado puede considerarse completo o no, y (e) calcular el esfuerzo necesario para alcanzar una determinada proporción de la asíntota. Del último punto se desprende la utilidad de esta aproximación para planear futuros inventarios, ya que podemos conocer el mínimo esfuerzo necesario para realizar un inventario lo suficientemente completo (Moreno y Halffter 2000, Soberón y Llorente 1993).

Existen distintos modelos para describir la acumulación de especies en relación al esfuerzo de muestreo, cada uno caracterizado por su función de colecta (“collecting function”) que depende tanto de la biología del taxón de interés como del método de muestreo utilizado. Por tal motivo, Soberón y Llorente (1993) sugieren la elección “a priori” del modelo más adecuado según las características del grupo estudiado y de la superficie del área de estudio abarcada por el inventario. Tal elección es justificada debido a que los diferentes modelos probados divergen significativamente en la extrapolación del número de especies. Por otro lado, Colwell y Coddington (1994) recomiendan probar de una manera más rigurosa todos los modelos posibles frente a inventarios completos o casi completos, para una variedad de taxa y localidades, de manera de poder decidir empíricamente el modelo más apropiado.

El objetivo de esta parte del trabajo es estimar, mediante funciones de acumulación de especies, el esfuerzo de muestreo necesario para obtener una representación adecuada de la diversidad de plantas leñosas en el bosque chaqueño semiárido. Al igual que en el capítulo anterior, el interés es abarcar las distintas condiciones de historia de uso de la tierra del área de estudio. En este sentido, los objetivos específicos planteados en el presente capítulo son: (1) probar y comparar el ajuste de las curvas empíricas de acumulación de especies de plantas leñosas a modelos asintóticos de acumulación de especies, (2) determinar cuán completos fueron los inventarios de diversidad local (dentro de 16 sitios de muestreo con diferente historia de uso de la tierra) y a escala de paisaje realizados, y (3) estimar el mínimo esfuerzo de muestreo (número de parcelas de 100 m<sup>2</sup>) necesario para representar aceptablemente (90% de la riqueza máxima estimada) la diversidad local y a escala de paisaje.

## Métodos

### Recolección de datos

En cada uno de los 16 sitios de muestreo (Tabla 1, Fig. 2), se estimó la biodiversidad de plantas leñosas usando parcelas rectangulares como unidades de evaluación (Tálamo y Caziani 2003). El número de parcelas fue generalmente 12 en cada sitio, aunque hubo lugares donde se relevaron 10 y 13 parcelas (Tabla 1).

Cada parcela consistió en un rectángulo de 2 x 50 m donde se registraron las especies de todos los individuos leñosos con diámetro mayor a 0.5 cm (DAP para los árboles y diámetro a 10 cm del suelo para el resto de los individuos). Las parcelas se dispusieron en zonas representativas de cada sitio mediante un muestreo preferencial aleatorio (Matteucci y Colma 2002), sorteando al azar la dirección de las mismas entre 8 orientaciones posibles (N, NE, E, SE, S, SO, O, NO), con excepción del camino abandonado (Pic).

### Análisis de datos

Para cada sitio y para el paisaje se construyeron curvas de riqueza acumulada en función del número creciente de parcelas. Como la forma de la curva puede variar según el orden arbitrario en el cual el esfuerzo es acumulado, el orden de muestreo fue aleatorizado 100 veces (Colwell y Coddington 1994, Moreno y Halffter 2000, Moreno 2001) usando el programa EstimateS (Colwell 2000). Una vez suavizadas las curvas de acumulación de especies mediante el proceso de aleatorización, se evaluó su ajuste mediante regresión no-lineal a tres modelos asintóticos revisados por Soberón y Llorente (1993):

Modelo de dependencia lineal: se aplica cuando la función de colecta depende linealmente del esfuerzo. A medida que aumenta el esfuerzo, la probabilidad de encontrar nuevas especies disminuye proporcionalmente al esfuerzo de muestreo hasta, eventualmente, alcanzar una asíntota:

$$S(t) = a/b (1 - \exp(-bt)),$$

donde  $S(t)$  es la riqueza esperada para el esfuerzo  $t$  (número de parcelas), y  $a$  y  $b$  son constantes obtenidas por procedimientos de regresión no-lineal. La asíntota de este modelo está dada por la relación  $a/b$ . Soberón y Llorente (1993) lo recomiendan para casos donde el área muestreada es relativamente pequeña y/o cuando la biología y taxonomía del grupo en cuestión son bien conocidas. Siguiendo a Moreno y Halffer (2000), se utilizó la siguiente ecuación para conocer el número de parcelas ( $t$ ) necesario para llegar a una determinada proporción de la asíntota ( $q$ ):

$$t_q = -1/b \ln(1 - q),$$

Modelo de Clench: este modelo deriva de la ecuación de Michaelis-Menten usada en cinética enzimática. La probabilidad de encontrar nuevas especies aumenta a medida que aumenta el tiempo de muestreo en el campo. Pero la misma probabilidad disminuye eventualmente con el aumento del esfuerzo de muestreo (Moreno 2001) hasta alcanzar una asíntota ( $a/b$ ):

$$S(t) = at/(1 + bt)$$

De la misma manera que para el modelo anterior,  $S(t)$  es la riqueza de especies esperada para el esfuerzo  $t$  (número de parcelas), y  $a$  y  $b$  son constantes. Para calcular el esfuerzo requerido ( $t$ ) para alcanzar una proporción de la asíntota ( $q$ ), se utilizó la fórmula de Soberón y Llorente (1993):

$$t_q = q/\{b(1-q)\}$$

Modelo Logarítmico Asintótico: deriva del modelo Logarítmico o de dependencia exponencial  $\{S(t) = 1/z \ln(1 + zat)\}$ , en donde la probabilidad de sumar nuevas especies decrece de una manera no lineal a medida que aumenta el tamaño de la lista de especies encontradas. En este modelo, dichas probabilidades alcanzan un valor de cero (en la asíntota):

$$S(t) = 1/z \ln(a/c - (a-c) \exp(-czt)/c),$$

donde  $S(t)$  es la riqueza de especies esperada para el esfuerzo  $t$  (número de parcelas);  $a$ ,  $c$  y  $z$  son constantes del modelo obtenidas por regresión no-lineal. La asíntota de este modelo fue calculada con la siguiente expresión:

$$\text{Asíntota} = (1/z) \ln (a/c)$$

El número de parcelas necesario (t) para llegar a una proporción (q) de la asíntota estimada se derivó analíticamente de la expresión del modelo.

## Resultados

En los 16 sitios de muestreo (189 parcelas) se registraron 37 especies de plantas leñosas (máxima diversidad registrada a escala de paisaje). La diversidad local varió entre 16 (Inc) y 27 (Se3) especies de plantas leñosas. En términos generales, el ajuste a los diferentes modelos fue muy alto ( $R^2 > 0.94$ ), con la única excepción del modelo de dependencia lineal para el paisaje ( $R^2 = 0.78$ , Tabla 3).

Las curvas de acumulación de especies construidas a partir de los modelos (Fig. 6) alcanzaron una asíntota en casi todos los sitios estudiados, a excepción del modelo logarítmico asíntótico para el caso de Arb, Bp4, In3 e In5 (Tabla 4). En estos cuatro sitios, el parámetro c estimado del modelo logarítmico asíntótico fue negativo (Tabla 3), por lo cual la curva no puede alcanzar una asíntota. Sin embargo, los modelos de Clench y de dependencia lineal sí fueron capaces de estimar una asíntota para estos cuatro sitios.

El modelo de dependencia lineal predijo siempre una asíntota inferior a la riqueza total de especies encontrada en cada sitio (% de la asíntota alcanzado  $> 100\%$ ), a excepción de Arb (Fig. 6, Tabla 4). Según este modelo, el esfuerzo de muestreo empleado fue suficiente en todos los sitios como para obtener un inventario de diversidad casi completo (90% de la asíntota estimada por el modelo), y se necesitarían entre 3 y 8 parcelas para estimar aceptablemente la diversidad local, y 22 parcelas para la diversidad a escala de paisaje (Tabla 4).

El modelo de Clench subestimó la riqueza de especies solo para el paisaje (Fig. 6, Tabla 4). Según este modelo, el esfuerzo de muestreo utilizado fue suficiente para obtener un inventario casi completo de biodiversidad en todos los sitios excepto en Arb, en Pic y en In5, y serían necesarias entre 7 y 31 parcelas para estimar aceptablemente la diversidad local, y 50 parcelas para la diversidad del paisaje (Tabla 4).

El modelo logarítmico asíntótico no subestimó en ninguna ocasión la riqueza de especies (Tabla 4) y, según este modelo, el esfuerzo utilizado fue suficiente como para representar aceptablemente la diversidad de plantas leñosas, excepto para Bp1, Se2, Se4, Se3 e In1, además de los cuatro sitios en los cuales el modelo no pudo estimar una asíntota. Serían necesarias entre 5 y 144 parcelas para obtener una buena estimación de la diversidad local, y 96 parcelas para la diversidad del paisaje (Tabla 4).

## Discusión

Si bien las funciones de acumulación de especies se podrían aplicar prácticamente a cualquier grupo de seres vivos, su uso ha sido casi exclusivo en inventarios faunísticos de biodiversidad, incluyendo mariposas (Soberón y Llorente 1993), reptiles (Thompson et al. 2003), aves (Shiu y Lee 2003) y murciélagos (Soberón y Llorente 1993; Moreno y Halffter 2000). Pocas veces se aplicó a plantas (Miller y Wiegert 1989), por lo que este trabajo es uno de los primeros en el uso de esta aproximación aplicada a inventarios de diversidad de plantas leñosas.

En la bibliografía publicada no se conocen casos donde se haya usado el modelo logarítmico asintótico. Soberón y Llorente (1993), quienes proponen este modelo, solo probaron el ajuste del modelo logarítmico (del cual deriva el logarítmico asintótico) para tres ejemplos puntuales, dos de mariposas y uno de murciélagos, pero no así el ajuste del modelo logarítmico asintótico.

Debido a que los tres modelos utilizados en este trabajo mostraron diferencias en cuanto al grado de ajuste, a su capacidad de encontrar soluciones y al grado de subestimación de la riqueza de especies total, la elección del modelo adecuado dependerá de una evaluación conjunta de dichas características.

El modelo de dependencia lineal tuvo un ajuste en general bueno y brindó soluciones para todos los casos, pero predijo consistentemente una asíntota menor a la riqueza de especies encontrada en los muestreos de campo. Esta subestimación también fue encontrada en otros estudios (Moreno y Halffter 2000; Shiu y Lee 1993, Thompson et al. 2003). Si utilizamos este modelo aumentarían las probabilidades de equivocarse al concluir que el inventario de biodiversidad está completo, cuando en realidad no lo está. Por lo tanto, se propone que este modelo no sería recomendable para determinar cuán completos son los inventarios de biodiversidad ni para decidir el esfuerzo de muestreo necesario para alcanzar un determinado porcentaje de la asíntota.

El modelo de Clench subestimó la riqueza de especies solo para el caso del paisaje (en donde existe una mayor heterogeneidad). Este modelo, que consta de solo dos parámetros, brindó soluciones adecuadas y  $R^2$  elevados para cada uno de los sitios estudiados.

Finalmente, el modelo logarítmico asintótico no fue capaz de encontrar las asíntotas de las curvas para cuatro de los sitios estudiados. Este modelo, como otros con más de dos parámetros, tiene una mayor flexibilidad para ajustar la forma de la curva de los datos de campo; por eso, los mismos generalmente tienen un mejor ajuste que los que poseen menos parámetros. Sin embargo, los modelos con muchos parámetros pueden proveer soluciones múltiples con valores de  $R^2$  muy similares dependientes de los valores iniciales de los parámetros usados en el programa estadístico (Thompson et al. 2003). Otras veces, como sucede en este caso, estiman parámetros negativos imposibilitando la estimación de una asíntota.

Haciendo un balance de las ventajas y desventajas de cada modelo, se sugiere que el modelo de Clench podría ser el más adecuado para estudiar la diversidad local de plantas leñosas, mientras que

el modelo logarítmico asintótico sería el adecuado para estudios de diversidad de plantas leñosas a escala de paisaje en el bosque chaqueño semiárido.

Con respecto a la planificación de futuros inventarios, el hecho de haber escogido como medida de esfuerzo de muestreo el número de parcelas, y conociendo que, en promedio, es posible relevar entre 3 y 4 parcelas por día en el bosque chaqueño semiárido, nos permite estimar cuántos días serían necesarios (y su costo económico asociado) para llegar a un determinado porcentaje de la riqueza total estimada para el sitio bajo estudio.

En este caso en particular de inventarios de diversidad de plantas leñosas del Chaco semiárido, el uso de funciones de acumulación de especies resultó una aproximación útil para evaluar cuán completos fueron los inventarios de diversidad local y a escala de paisaje. En cuanto a la diversidad local y considerando el modelo de Clench como el más apropiado para estos casos, el esfuerzo de muestreo utilizado en nuestro estudio (12 parcelas de 2 x 50 m) fue suficiente para representar más del 90% de la riqueza de especies estimada para cada sitio, a excepción de tres de ellos (Arb, Pic e In5). En cuanto a la diversidad del paisaje, y usando el modelo logarítmico asintótico, el esfuerzo utilizado (189 parcelas) fue más que suficiente para obtener un inventario del 90% de la asíntota estimada. Por lo tanto, se podría concluir que el esfuerzo de muestreo utilizado en este trabajo fue adecuado para representar aceptablemente la biodiversidad de plantas leñosas del Chaco semiárido, salvo en contadas ocasiones a escala local.

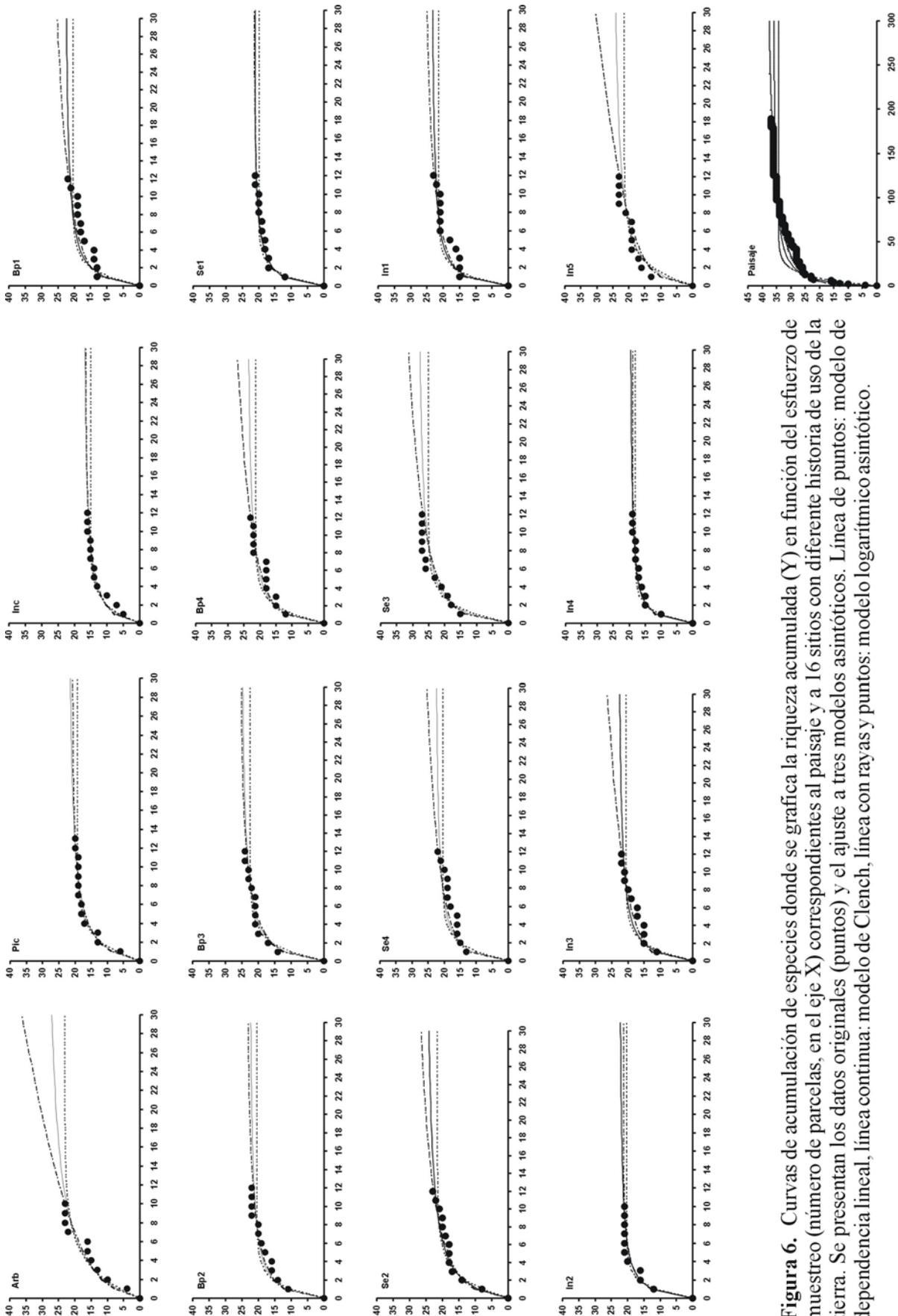
En resumen, se puede proponer que este enfoque resulta una herramienta muy útil para decidir si un inventario de biodiversidad es lo suficientemente completo o no, y para planear futuros inventarios, ya que se puede estimar el esfuerzo de muestreo necesario (y el costo asociado) para alcanzar una proporción determinada de la riqueza total estimada para el sitio de estudio. De esta manera se evitaría invertir un esfuerzo de muestreo innecesario que implicaría un mal uso de los escasos recursos económicos con los que generalmente se cuenta para hacer inventarios de biodiversidad.

**Tabla 3.** Parámetros estimados por regresión no lineal para tres modelos asintóticos a partir de muestras correspondientes a 16 sitios de muestreo y al paisaje en general.

Sitios	Modelo de Clench			Modelo de dependencia lineal			Modelo logarítmico asintótico			
	a	b	R <sup>2</sup>	a	b	R <sup>2</sup>	a	z	c	R <sup>2</sup>
<b>Arb</b>	8.9638	0.2984	0.9954	7.2329	0.3125	0.9871	14.0797	0.1533	-0.5028	0.9997
<b>Pic</b>	13.7296	0.6078	0.9998	9.2734	0.4779	0.9890	18.4916	0.121	1.4924	0.9994
<b>Inc</b>	12.7478	0.7287	0.9988	8.4664	0.5585	0.9844	19.8314	0.1933	0.7911	0.9989
<b>Bp1</b>	20.9479	0.9023	0.9927	13.1654	0.6420	0.9645	71.5911	0.2427	0.0341	0.9999
<b>Bp2</b>	23.3644	1.0132	0.9961	14.5846	0.7107	0.9750	59.5788	0.2057	0.4769	0.9980
<b>Bp3</b>	21.2565	0.826	0.9979	13.6796	0.6063	0.9792	40.8186	0.1575	0.7413	0.9995
<b>Bp4</b>	20.7470	0.8505	0.9920	13.1724	0.6141	0.9636	71.9708	0.2322	-0.0194	0.9999
<b>Se1</b>	27.95	1.2684	0.9994	16.4813	0.8258	0.9851	53.9087	0.1773	1.281	0.9991
<b>Se2</b>	14.4011	0.5646	0.9956	9.9702	0.4615	0.9771	27.313	0.1678	0.2071	0.9994
<b>Se3</b>	21.7953	0.7546	0.9935	14.2184	0.5657	0.9684	59.1899	0.1781	0.0712	0.9997
<b>In1</b>	27.289	1.1414	0.9949	16.5349	0.77	0.9693	106.3748	0.2371	0.2205	0.9996
<b>In2</b>	28.7511	1.2628	0.9999	17.3262	0.8496	0.9907	43.3888	0.1394	2.2154	0.9999
<b>In3</b>	21.6116	0.9267	0.9895	13.4429	0.6509	0.9579	98.3574	0.2699	-0.1019	0.9997
<b>Se4</b>	22.4030	0.9693	0.9924	13.9365	0.6792	0.9634	89.7805	0.2546	0.0148	0.9999
<b>In4</b>	26.7876	1.3426	0.9995	15.6121	0.8607	0.9866	49.509	0.1896	1.3451	0.9990
<b>In5</b>	13.2636	0.5188	0.9901	9.2454	0.4299	0.9666	34.4784	0.2140	-0.297	0.9997
<b>Paisaje</b>	6.6814	0.1825	0.9442	3.6344	0.1055	0.7856	47.5078	0.1860	0.0379	0.9988

**Tabla 4.** Esfuerzo de muestreo (n° parcelas), riqueza de especies registrada (S), asintota estimada, % de la asintota alcanzado, y esfuerzo necesario para alcanzar el 90% de las asintota, para 16 sitios de muestreo con diferente historia de uso del suelo y para el paisaje según tres modelos asintóticos no lineares.

Sitios	n° parcelas	S	Modelo de Clench						Modelo de dependencia lineal						Modelo Logarítmico Asintótico					
			Parcelas necesarias para alcanzar el 90 % de la asintota			Parcelas necesarias para alcanzar el 90 % de la asintota			Parcelas necesarias para alcanzar el 90 % de la asintota			Parcelas necesarias para alcanzar el 90 % de la asintota			Parcelas necesarias para alcanzar el 90 % de la asintota					
			Asintota	% de la asintota alcanzado	Asintota	% de la asintota alcanzado	Asintota	% de la asintota alcanzado	Asintota	% de la asintota alcanzado	Asintota	% de la asintota alcanzado	Asintota	% de la asintota alcanzado	Asintota	% de la asintota alcanzado	Asintota	% de la asintota alcanzado		
Arb	10	23	30,04	76,57	30,2	23,15	99,37	7,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Pic	13	20	22,59	88,54	14,8	19,40	103,07	4,8	20,80	96,15	7,86	20,80	96,15	7,86	20,80	96,15	7,86			
Inc	12	16	17,49	91,46	12,4	15,16	105,55	4,1	16,67	96,00	8,17	16,67	96,00	8,17	16,67	96,00	8,17			
Bp1	12	22	23,22	94,76	10,0	20,51	107,28	3,6	31,52	69,80	75,60	31,52	69,80	75,60	31,52	69,80	75,60			
Bp2	12	22	23,06	95,40	8,9	20,52	107,20	3,2	23,47	93,74	9,70	23,47	93,74	9,70	23,47	93,74	9,70			
Bp3	12	24	25,73	93,26	10,9	22,56	106,37	3,8	25,45	94,30	9,33	25,45	94,30	9,33	25,45	94,30	9,33			
Bp4	12	23	24,39	94,29	10,6	21,45	107,23	3,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Se1	12	21	22,04	95,30	7,1	19,96	105,22	2,8	21,09	99,56	5,02	21,09	99,56	5,02	21,09	99,56	5,02			
Se2	12	23	25,51	90,17	15,9	21,60	106,46	5,0	29,09	79,06	27,15	29,09	79,06	27,15	29,09	79,06	27,15			
Se3	12	27	28,88	93,48	11,9	25,13	107,42	4,1	37,75	71,53	56,25	37,75	71,53	56,25	37,75	71,53	56,25			
In1	12	23	23,91	96,20	7,9	21,47	107,11	3,0	26,06	88,26	14,78	26,06	88,26	14,78	26,06	88,26	14,78			
In2	10	21	22,77	92,24	7,1	20,39	102,97	2,7	21,34	98,41	4,23	21,34	98,41	4,23	21,34	98,41	4,23			
In3	12	22	23,32	94,34	9,7	20,65	106,52	3,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Se4	12	22	23,11	95,19	9,3	20,52	107,22	3,4	34,21	64,30	143,84	34,21	64,30	143,84	34,21	64,30	143,84			
In4	12	19	19,95	95,23	6,7	18,14	104,75	2,7	19,02	99,91	4,58	19,02	99,91	4,58	19,02	99,91	4,58			
In5	12	23	25,57	89,96	17,3	21,51	106,95	5,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Paisaje	189	37	36,61	101,06	49,3	34,45	107,40	21,8	38,35	96,47	95,40	38,35	96,47	95,40	38,35	96,47	95,40			



**Figura 6.** Curvas de acumulación de especies donde se grafica la riqueza acumulada (Y) en función del esfuerzo de muestreo (número de parcelas, en el eje X) correspondientes al paisaje y a 16 sitios con diferente historia de uso de la tierra. Se presentan los datos originales (puntos) y el ajuste a tres modelos asintóticos. Línea de puntos: modelo de dependencia lineal, línea continua: modelo de Clench, línea con rayas y puntos: modelo logarítmico asintótico.

## **4**

# **DIVERSIDAD DE PLANTAS LEÑOSAS EN SITIOS CON DIFERENTE HISTORIA DE USO EN EL BOSQUE CHAQUEÑO SEMIÁRIDO: ESCALA DE PAISAJE**

## 4

### **DIVERSIDAD DE PLANTAS LEÑOSAS EN SITIOS CON DIFERENTE HISTORIA DE USO EN EL BOSQUE CHAQUEÑO SEMIÁRIDO: ESCALA DE PAISAJE**

#### **Resumen**

El objetivo del presente capítulo fue estudiar los patrones de diversidad de plantas leñosas y comprender de qué manera la diversidad alfa (dentro de los sitios, o diversidad local) y la disimilitud en la composición de especies entre sitios (reemplazo de especies) contribuyen a explicar la diversidad gama de un paisaje compuesto por 16 sitios con diferente historia de usos de la tierra. Dentro de cada sitio se relevó entre 10-13 parcelas (2 x 50 m) donde se determinó la riqueza de especies leñosas de individuos con diámetro mayor a 0.5 cm. La diversidad a escala de paisaje (div. gama) fue de 37 especies de plantas leñosas. Los sitios con máxima diversidad alfa mostraron valores de 27 especies en el sitio Se3 (73% de la diversidad gama) y 24 especies en Bp3 (65% de la diversidad gama), mientras que el sitio con menor riqueza fue Inc con 16 especies de plantas leñosas (43% de la diversidad gama). Independientemente del índice utilizado (DP: Índice Cuantitativo de la Disimilitud Comunitaria Proporcional y C: Índice de Complementariedad), los sitios con mayor disimilitud de especies promedio fueron Arb e Inc, posiblemente debido a la historia geomorfológica diferente de Arb (arbustales en paleocauces) en comparación al resto de los sitios (bosques en interfluvios) y debido tal vez a la intensidad y severidad del incendio ocurrido en Inc a 10 años del estudio, con un cambio radical en su fisonomía (de bosque alto a arbustal-pastizal). Los valores de disimilitud en la composición de especies (recambio de especies entre sitios) teniendo en cuenta todas las comparaciones posibles (120) fueron relativamente bajos (promediando 0.288 para el DP y 0.31 para C) si se comparan con valores encontrados en bosques mexicanos. La diversidad a escala de paisaje estaría explicada no tanto por el reemplazo de especies, sino más bien por la diversidad alfa de los sitios mas ricos.

#### **Introducción**

La diversidad biológica es un concepto amplio que puede ser estudiado a distintos niveles jerárquicos de organización, desde genes hasta paisajes, y en el cual podemos distinguir atributos tales como composición, estructura y función (Noss 1990). Dada la naturaleza dinámica de los

sistemas biológicos, los diferentes atributos de la diversidad están interrelacionados dentro de un determinado nivel de organización (Rozzi et al., 2001) y, a su vez, tienen influencia sobre otros niveles de organización. Por ejemplo, a nivel de ecosistema/comunidad, la extinción de una especie de árbol por sobreexplotación no solo significa la pérdida del componente en sí (la identidad de esta especie) sino que también se modifica la estructura (estratos) y las funciones del ecosistema (e.g., protección del suelo, fijación de nutrientes).

Los estudios sobre biodiversidad de especies han concentrado la atención de los ecólogos en las últimas décadas (Ricklefs y Schluter 1993). Whittaker (1972) propuso desglosar la diversidad de un paisaje o de una región, a la que llamó diversidad gama, en dos componentes: la diversidad local o diversidad alfa, y el reemplazo de especies entre parches, la diversidad beta. De esta manera, pueden surgir como extremos de un gradiente de posibles resultados, dos patrones diferentes de diversidad del paisaje. Por un lado, la diversidad gama puede estar determinada principalmente por la alta diversidad alfa de los sitios, por lo que en el paisaje no existiría un reemplazo de especies considerable (baja diversidad beta), tal como ocurre con el ensamble de murciélagos en un paisaje de México (Moreno y Halffter 2001). Por otro lado, la diversidad gama puede ser resultado de sitios con baja diversidad alfa pero con alto recambio de especies entre sitios (alta diversidad beta), como es el caso del ensamble de escarabajos (Arellano y Halffter 2003) y de anuros estudiados en un bosque montano fragmentado de México (Pineda y Halffter 2004). Casos intermedios serían igualmente probables, en los cuales tanto la diversidad alfa como la beta contribuyen de manera similar a explicar la diversidad gama del paisaje. Estudiar la importancia relativa de los componentes de la diversidad es importante para comprender cómo procesos locales y regionales determinan la diversidad de especies de un paisaje determinado (Schluter y Ricklefs 1993).

Gran parte de los estudios de diversidad se centraron en describir en primer lugar la diversidad alfa y secundariamente la diversidad gama de un paisaje, y son comparativamente pocos los trabajos orientados a estudiar la diversidad beta o el recambio de especies entre hábitats o a lo largo de gradientes ambientales (eg. Arellano y Halffter 2003, Balvanera et al. 2002, Burnham 2004, Koleff et al. 2003, Lorange et al. 2002, Mac Nally et al. 2004).

El objetivo de esta parte del trabajo es estudiar el recambio de especies (“diversidad beta”) de plantas leñosas entre sitios con diferente historia de uso de la tierra en un paisaje de bosque chaqueño semiárido y su relación con la diversidad a escala de paisaje (diversidad gama). En consecuencia, los objetivos específicos son: (1) estimar la disimilitud de la composición específica de plantas leñosas entre cada par de sitios para un conjunto de 16 sitios con distinta historia de uso (como una medida del recambio de especies), (2) estimar la diversidad a escala de paisaje, y (3) determinar en qué medida el recambio de especies contribuye a la diversidad a escala de paisaje.

## Métodos

### Recolección de datos:

En cada uno de los 16 sitios de muestreo (Tabla 1, Fig. 2), se estimó la biodiversidad de plantas leñosas usando parcelas rectangulares como unidades de evaluación. El número de parcelas fue generalmente 12 en cada sitio, aunque hubo lugares donde se relevaron 10 y 13 parcelas (Tabla 1).

Cada parcela consistió en un rectángulo de 2 x 50 m donde se registraron las especies de todos los individuos leñosos con diámetro mayor a 0.5 cm (DAP para los árboles y diámetro a 10 cm del suelo para el resto de los individuos). Las parcelas se dispusieron en zonas representativas de cada sitio mediante un muestreo preferencial aleatorio (Matteucci y Colma 2002), sorteando al azar la dirección de las mismas entre 8 orientaciones posibles (N, NE, E, SE, S, SO, O, NO), con excepción del camino abandonado (Pic).

### Análisis de datos

Para estimar la disimilitud en la composición de especies entre pares de sitios, se utilizó el Índice Comunitario de Disimilitud Proporcional (DP) (Feinsinger 2004), también llamado Porcentaje de Similitud de Czekanowski (Matteucci y Colma 2002):

$$DP = 1 - \sum \min (p_{i,A} ; p_{i,B}),$$

donde  $p_{i,A}$  es la proporción de la especie  $i$  en el sitio A y  $p_{i,B}$  es la proporción de la misma especie  $i$  en el sitio B. Dicho índice varía entre 0 cuando ambos sitios son idénticos en composición y proporciones de especies, y 1 cuando no existe ninguna especie en común entre los sitios comparados. Existen numerosos índices desarrollados por diferentes autores que resumen la disimilitud (o la similitud) o la tasa de recambio de especies entre dos muestras particulares, pero la mayoría de ellos se basan en datos de presencia y ausencia (Ver Koleff et al. 2003 para una revisión de tales índices). La elección del índice utilizado en este trabajo (DP) fue basada en su simplicidad y en el hecho de que además considera las abundancias proporcionales de cada una de las especies.

Se calculó la Complementariedad entre sitios (Colwell y Coddington 1994), un índice de disimilitud cualitativo (i.e., basado en presencias y ausencias), con el propósito de comparar la disimilitud de especies encontrada en el bosque chaqueño semiárido con la de otros bosques secos estudiados en México. La complementariedad se expresa como:

$$C = (S_j + S_k - 2V_{jk}) / (S_j + S_k - V_{jk}),$$

siendo  $S_j$  y  $S_k$  el número de especies registradas para los sitios  $j$  y  $k$  respectivamente, y  $V_{jk}$  el número de especies en común para ambos sitios. Este índice varía entre 0 (sitios idénticos en composición de especies) y 1 (ninguna especie compartida).

Además, se determinó el menor conjunto de sitios posibles que representen el 100% de la diversidad a escala de paisaje. Para esto, se utilizó un programa personal suministrado por H. Arita (Universidad Autónoma de México) mediante el cual se determina primero el sitio con mayor riqueza de especies, y luego los sitios que sucesivamente adicionan especies diferentes hasta abarcar la diversidad a escala de paisaje.

La diversidad a escala de paisaje compuesto por los 16 sitios (diversidad gama) se calculó simplemente como el número total de especies registradas en todas las parcelas muestreadas.

## Resultados

### Diversidad alfa y a escala de paisaje

En los 16 sitios estudiados se registró un total de 37 especies de plantas leñosas, pertenecientes a 17 familias (Tabla 5). Las familias con un mayor número de especies fueron Fabaceae y Capparidaceae. En la Tabla 6 se muestra la composición específica de plantas leñosas de cada uno de los sitios. El sitio con menor riqueza de especies fue Inc (16 especies, un 43% de la riqueza registrada a escala de paisaje), mientras que Se3 fue el sitio más rico (27 especies, un 73% de la riqueza del paisaje). La riqueza promedio de los 16 sitios fue de 21.94 especies.

### Recambio de especies entre sitios

Los valores de DP variaron entre 0.13 (Bp1 vs Se2, los sitios más similares en composición de especies) y 0.73 (Arb vs In5, los más disímiles) (Tabla 7), con un valor promedio de 0.288. Comparando la disimilitud promedio de cada sitio con los 15 sitios restantes, los sitios que mayor disimilitud mostraron (en composición y proporción de especies) fueron, en orden decreciente, Arb (DP media=0.64), Inc (0.38) y Pic (0.37). El resto de los sitios mostraron disimilitudes promedio inferiores a 0.35 (Tabla 7).

La complementariedad entre sitios varió desde 0.13 para el caso de los sitios más similares en composición de especies (Bp1 vs Se2 y Bp1 vs In2) a 0.52 para los sitios más diferentes en composición (Inc vs Bp3 e Inc vs Se3). Los dos sitios que fueron más disímiles en comparación a los sitios restantes según el índice DP fueron los mismos según el índice de Complementariedad, pero se invirtió el orden de ambos. El sitio con mayor complementariedad promedio fue Inc y luego Arb (Tabla 7). La complementariedad promedio para todos los pares de sitios fue de 0.31.

Si bien estos índices (PD y C) no generan idénticos resultados en el orden de los sitios según su disimilitud, ambos están correlacionados positivamente (Correlación no paramétrica:  $r_s=0.7$ ,

$p < 0.001$ ). Además, se observa una segregación de las comparaciones que involucran al sitio Arb hacia valores de mayor disimilitud (Fig. 7).

Las 37 especies de plantas leñosas registradas quedan representadas por un solo conjunto posible de 6 sitios. El mismo queda constituido por Se3 con 27 especies, Arb (adiciona 4 especies), Bp4 (adiciona 3), y Bp3, Se2 e In5 (adicionan una especie cada uno).

## Discusión

La diversidad beta, o diversidad entre hábitats, fue definida originalmente como la magnitud del reemplazo de especies a través de un gradiente ambiental (Whittaker 1972). En este sentido, los sitios comparados en el presente trabajo se encuentran distanciados y aislados entre sí, y no están asociados a ningún gradiente en las condiciones físicas del ambiente. Por lo tanto, el análisis realizado sobre la disimilitud en la composición de especies entre pares de sitios no correspondería a un análisis estricto de la diversidad beta, sino simplemente a la diferencia en la composición de especies entre dos sitios particulares. Sin embargo, el mismo razonamiento que se aplica a la relación entre la diversidad alfa, beta y gama, puede ser utilizado para determinar la importancia que tiene la disimilitud en la composición de especies entre sitios en determinar la riqueza de especies a nivel de los 16 sitios estudiados (diversidad a escala de paisaje, análoga a la diversidad gama).

El sitio Arb fue el que presentó las mayores diferencias en composición de especies con respecto a todos los otros sitios. La razón es que Arb difiere del resto en su fisonomía (es un pastizal arbustado) y en su historia geomorfológica, ya que es el único ubicado sobre paleocauces (antiguos cauces del Río Juramento), con sus característicos suelos arenosos (Morello y Adámoli 1974). Sin embargo, este resultado debe ser analizado con cuidado ya que la riqueza de este sitio podría estar subestimada según lo discutido en el capítulo 3 (la riqueza observada correspondió a un 76% de la asíntota estimada por el modelo de Clench).

A diferencia de Arb, los sitios restantes se encuentran ubicados en los interfluvios y tienen una fisonomía de bosque, excepto aquellos más perturbados (Pic e Inc). Los sitios que siguen a Arb en su nivel de disimilitud en la composición de especies fueron justamente estos últimos. Las perturbaciones en estos sitios fueron muy intensas y/o severas; en Pic hubo una tala rasa para la construcción de un camino, posteriormente abandonado, y en Inc el bosque se incendió severamente, con lo cual su fisonomía original fue significativamente modificada (ver Tálamo y Caziani 2003). El resto de los sitios, todos con fisonomía de bosque, aunque algunos más perturbados que otros por la actividad forestal, presentaron valores de disimilitud relativamente bajos.

El índice de Complementariedad es un índice cualitativo que se basa en datos de presencia/ausencia (Moreno 2001), a diferencia del de Disimilitud Proporcional, que tiene en cuenta las abundancias de las especies. Probablemente esta diferencia sea la que explique el patrón encontrado al correlacionar los valores de los dos índices, donde se separa solo en el eje de las X (correspondiente a la Disimilitud Proporcional) el grupo de comparaciones del sitio Arb vs los 15

sitios restantes. Arb presentó diferencias muy marcadas en cuanto a las abundancias de todas las especies (Apéndice 1).

La complementariedad promedio encontrada entre los 16 sitios de bosque chaqueño con diferente uso de la tierra ( $C=0.31$ ) fue bastante inferior a la encontrada en bosques fragmentados en los alrededores de Xalapa, Veracruz, México ( $C=0.84$  y  $0.80$ , citado en Pineda y Halffter 2004) y en bosques de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala ubicada en el estado de Jalisco, México ( $C=0.58$ , Balvanera et al. 2002). Esta diferencia puede deberse principalmente a que el bosque chaqueño muestreado en este trabajo es comparativamente mucho más homogéneo que los bosques estudiados en México. Los bosques semiáridos mexicanos presentan una heterogeneidad ambiental relacionada principalmente a la orografía (sitios con distintas pendientes, exposiciones y tipos de suelo), mientras que el bosque chaqueño en el área de estudio se caracteriza por ser muy homogéneo en cuanto a esas variables ambientales (solo el factor suelo mostró algunas variaciones entre los sitios analizados, ver Cap. 5). La única fuente marcada de heterogeneidad es la relacionada con los paleocauces, ambientes que fueron excluidos del presente muestreo excepto por la inclusión del sitio Arb.

El 100% de la diversidad a escala de paisaje puede representarse con un conjunto de seis sitios con historias variadas de uso de la tierra (i.e. bosques primarios, arbustales/pastizales y bosques explotados tanto de manera selectiva como integral). El hecho de que a Se3, el sitio con mayor diversidad alfa, se adicionen cinco sitios con 1, 3 y 4 especies nuevas, confirma una vez más que los valores de recambio de especies entre sitios son bajos en este ambiente.

Debido a la homogeneidad observada del bosque chaqueño semiárido, expresada en los bajos valores de disimilitud en la composición de especies, se propone que la riqueza de especies a escala de paisaje en el Chaco semiárido estudiado (diversidad gama) está determinada en mayor medida por la riqueza de especies de los sitios más ricos (diversidad alfa) que por el recambio de especies entre sitios (“diversidad beta”).

**Tabla 5.** Especies de plantas leñosas registradas (> 5 mm de diámetro) indicando su nombre científico, familia, nombre común y sigla.

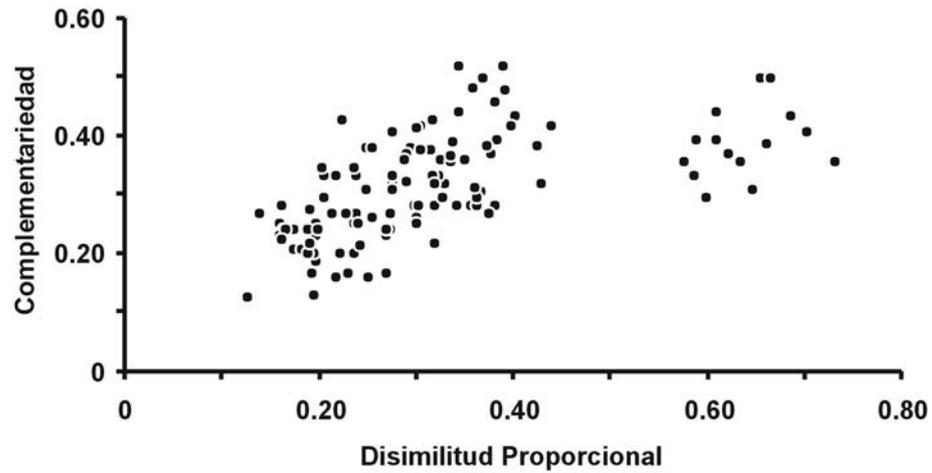
n°	Nombre científico	Familia	Nombre común	Sigla
1	<i>Acacia aroma</i>	Fabaceae	Tusca	Aca aro
2	<i>Acacia furcatispina</i>	Fabaceae	Garabato, teatín	Aca fur
3	<i>Acacia praecox</i>	Fabaceae	Garabato negro	Aca pra
4	<i>Achatocarpus praecox</i>	Achatocarpaceae	Palo tinta, tala blanca	Ach pra
5	<i>Aloysia sp1</i>	Verbenaceae	Palo ángel	Aloysia 1
6	<i>Aloysia sp2</i>	Verbenaceae	Palo ángel	Aloysia 2
7	<i>Aspidosperma quebracho-blanco</i>	Apocynaceae	Quebracho blanco	Asp que
8	<i>Bougainvillea praecox</i>	Nyctaginaceae		Bou pra
9	<i>Caesalpinia paraguariensis</i>	Fabacea	Guayacán	Cae par
10	<i>Capparis atamisquea</i>	Capparidaceae	Atamisqui	Cap ata
11	<i>Capparis retusa</i>	Capparidaceae	Sacha poroto	Cap ret
12	<i>Capparis saliscifolia</i>	Capparidaceae	Sacha sandía	Cap sal
13	<i>Capparis speciosa</i>	Capparidaceae	Sacha limón, bola verde	Cap spe
14	<i>Capparis tweediana</i>	Capparidaceae	Sacha membrillo	Cap twe
15	<i>Castela coccinea</i>	Simaroubaceae	Meloncillo	Cas coc
16	<i>Celtis pallida</i>	Ulmaceae	Tala	Cel pal
17	<i>Cercidium praecox</i>	Fabacea	Brea	Cer pra
18	<i>Condalia sp.</i>	Rhamnaceae	Piquillín	Condalia sp
19	<i>Geoffroea decorticans</i>	Fabacea	Chañar	Geo dec
20	<i>Jodina rhombifolia</i>	Santalaceae	Sombra i' toro	Jod rho
21	<i>Lycium sp.</i>	Solanaceae		Lycium
22	<i>Maytenus spinosa</i>	Celastraceae	Abriboca	May spi
23	<i>Mimozyanthus carinatus</i>	Fabacea	Churqui, iscayante	Mim car
24	<i>Mimosa detinens</i>	Fabacea	Sinqui	Mim det
25	NN1			NN1
26	<i>Porlieria microphyllia</i>	Zygophyllaceae	Cucharero	Por mic
27	<i>Prosopis kuntzei</i>	Fabacea	Itín	Pro kun
28	<i>Prosopis nigra</i>	Fabacea	Algarrobo negro	Pro nig
29	<i>Prosopis sericantha</i>	Fabacea	Carandá, itincillo	Pro ser
30	<i>Prosopis sp.</i>	Fabacea		Prosopis sp
31	<i>Rupechtria triflora</i>	Polygonaceae	Duraznillo	Rup tri
32	<i>Schinus poligamus</i>	Anacardiaceae	Molle	Sch pol
33	<i>Schinopsis lorentzii</i>	Anacardiaceae	Quebracho colorado	Sch lor
34	<i>Senna aphila</i>	Fabacea	Retama	Sen aph
35	<i>Tabebuia nodosa</i>	Bignoniaceae	Palo cruz	Tab nod
36	<i>Ximenia americana</i>	Olacaceae	Pata	Xim ame
37	<i>Ziziphus mistol</i>	Rhamnaceae	Mistol	Ziz mis

**Tabla 6.** Presencia-ausencia de 37 especies de plantas leñosas en 16 sitios con diferente uso de la tierra. X indica presencia. La identidad de las especies correspondiente a cada sigla se encuentra en la Tabla 5.

Sigla	Bp1	Bp2	Bp3	Bp4	Se1	Se2	Se3	In1	In2	In3	Se4	In4	In5	Arb	Pic	Inc
Aca aro								X			X			X	X	
Aca fur	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	
Aca pra	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Ach pra	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Aloysia 1														X		
Aloysia 2														X		X
Asp que	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Bou pra	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X	
Cae par			X				X			X	X					
Cap ata	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
Cap ret	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cap sal	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cap spe	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X		X	X	X	X
Cap twe	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X	X	X
Cas coc	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cel pal	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cer pra				X	X	X					X	X	X		X	
Condalia sp				X												
Geo dec													X			
Jod rho	X		X	X	X	X	X		X	X	X		X	X		X
Lycium	X	X		X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X
May spi	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Mim car	X	X	X			X	X	X	X	X						
Mim det	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X
NN1			X													
Por mic		X	X		X										X	
Pro kun						X										
Pro nig				X			X	X	X		X				X	
Pro ser		X	X				X	X								
Prosopis sp				X						X	X	X	X			X
Rup tri	X		X				X		X	X		X				
Sch pol	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Sch lor	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Sen aph		X					X								X	
Tab nod							X									
Xim ame	X					X	X	X					X	X		
Ziz mis	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<b>Div. Alfa</b>	<b>22</b>	<b>22</b>	<b>24</b>	<b>23</b>	<b>21</b>	<b>23</b>	<b>27</b>	<b>23</b>	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>22</b>	<b>19</b>	<b>23</b>	<b>23</b>	<b>20</b>	<b>16</b>

Tabla 7. Índice Comunitario de Disimilitud Proporcional (DP, en la porción inferior izquierda de la matriz) y Complementariedad (C, en la porción superior derecha de la matriz) para todas las comparaciones posibles entre pares de sitios con diferente historia de uso de la tierra. En negrita y subrayado se destacan los tres valores más altos de cada índice.

C DP																C		
	Arb	Pic	Inc	Bp1	Bp2	Bp3	Bp4	Se1	Se2	Se3	In1	In2	Se4	In3	In4		In5	DP
Arb	0	0.41	0.44	0.33	0.39	0.43	0.36	0.31	0.36	0.39	0.30	0.37	0.39	<b>0.50</b>	<b>0.50</b>	0.36	0.64	0.39
Pic	<b>0.70</b>	0	0.43	0.32	0.25	0.43	0.28	0.22	0.28	0.38	0.28	0.36	0.32	0.38	0.30	0.28	0.37	0.33
Inc	0.61	0.40	0	0.42	<b>0.48</b>	<b>0.52</b>	0.38	0.39	0.44	<b>0.52</b>	<b>0.50</b>	0.46	0.42	<b>0.48</b>	0.38	0.38	0.38	0.44
Bp1	0.59	0.33	0.30	0	0.24	0.23	0.27	0.21	0.13	0.19	0.20	0.13	0.37	0.24	0.29	0.20	0.25	0.25
Bp2	0.61	0.24	0.36	0.17	0	0.23	0.33	0.21	0.27	0.25	0.20	0.28	0.43	0.37	0.36	0.33	0.27	0.31
Bp3	<b>0.69</b>	0.22	0.39	0.27	0.20	0	0.38	0.27	0.32	0.24	0.32	0.27	0.36	0.30	0.41	0.38	0.29	0.34
Bp4	0.58	0.36	0.31	0.14	0.22	0.25	0	0.17	0.23	0.33	0.30	0.24	0.20	0.27	0.25	0.16	0.25	0.28
Se1	0.65	0.32	0.34	0.17	0.18	0.23	0.19	0	0.17	0.34	0.31	0.25	0.28	0.28	0.26	0.17	0.28	0.26
Se2	0.63	0.38	0.34	0.13	0.24	0.29	0.16	0.23	0	0.28	0.23	0.24	0.33	0.27	0.32	0.16	0.27	0.27
Se3	0.66	0.29	0.34	0.20	0.16	0.16	0.20	0.20	0.19	0	0.21	0.22	0.37	0.31	0.41	0.33	0.27	0.32
In1	0.60	0.34	0.37	0.19	0.22	0.28	0.21	0.25	0.20	0.24	0	0.24	0.33	0.39	0.38	0.30	0.30	0.30
In2	0.62	0.33	0.38	0.19	0.16	0.21	0.17	0.20	0.19	0.16	0.20	0	0.35	0.28	0.26	0.31	0.26	0.28
Se4	0.59	0.43	0.44	0.29	0.32	0.34	0.19	0.32	0.32	0.34	0.27	0.24	0	0.24	0.36	0.27	0.33	0.33
In3	0.65	0.42	0.40	0.27	0.38	0.36	0.23	0.30	0.27	0.36	0.38	0.30	0.27	0	0.22	0.27	0.34	0.32
In4	0.67	0.37	0.39	0.33	0.35	0.27	0.24	0.30	0.32	0.30	0.37	0.25	0.29	0.19	0	0.25	0.33	0.34
In5	<b>0.73</b>	0.36	0.30	0.24	0.32	0.26	0.25	0.27	0.22	0.24	0.33	0.27	0.38	0.27	0.30	0	0.32	0.28



**Figura 7.** Asociación entre el Índice de Disimilitud Proporcional y la Complementariedad para las 120 comparaciones posibles entre pares de sitios con diferente uso de la tierra. Se observa un grupo segregado a la derecha que corresponde a las comparaciones del sitio Arb. vs los 15 sitios restantes.

## **5**

# **COMPOSICIÓN, DIVERSIDAD Y ESTRUCTURA DEL BOSQUE EN SITIOS CON DISTINTOS NIVELES DE EXPLOTACIÓN SELECTIVA E INTEGRAL EN EL CHACO SEMIÁRIDO: ESCALA DE RODAL**

## 5

### COMPOSICIÓN, DIVERSIDAD Y ESTRUCTURA DEL BOSQUE EN SITIOS CON DISTINTOS NIVELES DE EXPLOTACIÓN SELECTIVA E INTEGRAL EN EL CHACO SEMIÁRIDO: ESCALA DE RODAL

#### Resumen

A pesar de que la explotación forestal en el bosque chaqueño semiárido es una de las actividades productivas más importantes (junto con la ganadería), poco se sabe de los posibles efectos que pudiera tener ésta actividad sobre el ensamble de plantas leñosas. En este capítulo, se analizan y comparan la composición y diversidad de especies y algunas variables de la estructura del bosque entre 13 sitios con diferente uso forestal (4 sitios sin explotación, 4 sitios explotados selectivamente y 5 sitios explotados integralmente). A un mismo nivel de abundancia, los sitios con mayor riqueza de especies fueron Se3 y Bp3, posiblemente debido a que ambos compartirían una historia geomorfológica común y un tanto diferente al resto de los sitios. Los sitios con menor riqueza fueron In4 (expl. integral reciente), Se4 (explotación integral antigua y selectiva reciente) y Bp1 (sin explotación), mientras que los 8 sitios restantes mostraron riquezas de especies intermedias. En el área estudiada la especie dominante en área basal total fue el mistol ya que en 10 de los 13 sitios el área basal estuvo dominada por esta especie. En los sitios Bp1 e In2, el área basal total estuvo dominada por el quebracho blanco, y en Se3 dominó el quebracho colorado. El sitio Se2, con un suelo salino en profundidad, fue el único donde se registraron individuos de Itín (*Prosopis kuntzei*), con un área basal importante ubicándose por arriba del quebracho blanco. En resumen, no fue posible encontrar patrones marcados relacionados a algún tipo de extracción forestal en particular. Solo los sitios explotados recientemente de manera integral, los más intensamente afectados (In4 e In5), mostraron menores valores de área basal total y por especie arbórea, menores densidades totales y doseles más abiertos.

#### Introducción

La región chaqueña de Argentina se caracteriza por la dominancia de especies arbóreas de maderas duras con alto valor forestal. Por tal característica, desde hace muchas décadas el Chaco ha sido blanco de un uso maderero continuo y muchas veces indiscriminado. Si se tiene en cuenta que de estos bosques se produjeron: (a) los durmientes necesarios para sostener miles de kilómetros de vías férreas, (b) los postes necesarios para alambrar millones de hectáreas de campos y estancias, (c) miles

de toneladas de carbón para exportación y de tanino para la industria de las curtiembres (entre otras), se desprende la importancia que tiene (¿o tuvo?) el Chaco como región forestal, y es posible dimensionar con qué intensidad vienen siendo utilizados estos bosques desde la primera mitad del siglo XIX. Se estima que estos bosques nativos producen por año al menos 1.500.000 toneladas de materia prima forestal (Dirección de Recursos Forestales Nativos 1995).

Si además se considera el estado de conservación en el que se encuentra la mayoría de los bosques chaqueños remanentes, también es posible observar la irracionalidad de la explotación forestal, ya que gran parte de lo que queda de superficie de bosque chaqueño semiárido está hoy en día ocupada por “fachinales”, arbustales y bosques bajos (Sarmiento 1963), con poca o nula aptitud de uso.

Tal vez la porción de bosque chaqueño semiárido mejor conservada, con los últimos sectores de bosques sin explotación forestal (los llamados bosques primarios), se encuentre en la región del Parque Nacional Copo (NE de Santiago del Estero) y zonas aledañas (Santiago del Estero y Chaco), al norte de la Ruta Nacional N° 16. Sin embargo, esta zona no escapa a la historia forestal y a la explotación en la actualidad, y a otras amenazas tales como la pérdida de hábitas por desmontes para agricultura y ganadería (Caziani et al. 2003). En dicha zona del Chaco semiárido, la explotación forestal que se realiza está orientada a producir postes y vigas de quebracho colorado por un lado (explotación localmente llamada selectiva), y carbón y leña por otro (explotación llamada integral). Para esta última actividad se utiliza, además de quebracho colorado, quebracho blanco, mistol y algarrobo, como así también otras especies arbóreas y arbustivas de maderas duras (Turc y Mazzucco 1998). A pesar de que este uso forestal está muy extendido en el área de estudio, el mismo se realiza sin ningún ordenamiento espacial ni temporal, de manera que no se tiene en cuenta ni siquiera la regeneración de las especies forestalmente importantes (Brassiolo et al. 2001).

A pesar de la importancia del tema desde el punto de vista productivo y desde la conservación y el uso sustentable del bosque, no existe ningún estudio empírico en la zona orientado a estudiar el efecto de la explotación forestal sobre el bosque chaqueño semiárido. En el Chaco árido de Córdoba, Bonino y Araujo (2005) compararon la estructura de un bosque secundario con la de un bosque primario y encontraron que en el bosque secundario hay una disminución del área basal y del volumen total, y un aumento en la densidad de las especies menos abundantes del bosque primario, las que, a su vez, son de menor valor económico y/o arbustos invasores. En la zona de este estudio, Tálamo y Caziani (2003) compararon un bosque primario con otro secundario y encontraron diferencias en la composición de especies, presentando el bosque secundario una riqueza de especies superior debido principalmente a la presencia de especies heliófilas comunes en zonas perturbadas. Estudios de este tipo, pero con verdaderas réplicas espaciales de cada nivel de explotación forestal, son imprescindibles a la hora de planificar el uso del bosque y poder proponer medidas de manejo que garanticen la sustentabilidad (económica, ecológica y social) de la actividad forestal (Araujo 2003).

El objetivo de esta parte del trabajo es evaluar las diferencias a escala de rodal en la composición de especies, la diversidad de plantas leñosas y la estructura del bosque entre sitios del bosque chaqueño semiárido explotados de manera integral (producción de leña y carbón), de manera selectiva (producción de postes) y no explotados forestalmente (bosques primarios).

## **Métodos**

### Diseño del estudio

Se diseñó un estudio no manipulativo en el cual el factor de diseño fueron los sitios, con 13 niveles discretos. Cada nivel consistió en un sitio particular con una historia de uso forestal diferente (Tabla 1)(ver Discusión para una explicación de la elección de este diseño). Las variables de respuesta analizadas fueron la riqueza de especies, el área basal ( $m^2/ha$ ), la densidad de individuos  $>5mm$  de diámetro (ind/ha), la densidad de individuos  $<5mm$  de diámetro, considerados como renovales (renovales/ha) y la cobertura del dosel (%).

En cada uno de los sitios se ubicaron al azar 12 parcelas distanciadas por no menos de 200 m entre sí (en el sitio In2 solo se pudo muestrear en 10 parcelas). En consecuencia, se dispusieron un total de 154 parcelas. Las parcelas eran rectangulares, de 2 x 100 m para individuos árboles  $>50$  mm de diámetro y de 2 x 50 m para individuos  $<50$  mm de diámetro.

En cada parcela se midió el diámetro a una altura de 10 cm del suelo de todas las ramas de las leñosas de más de 5 mm de diámetro y el diámetro a la altura del pecho (DAP) de los individuos árboles, registrando la especie en cada caso. Todos los individuos de diámetro menor a 5 mm se consideraron renovales, entre los cuales se incluyeron tanto a las plántulas como a los rebrotes, los cuales son prácticamente imposibles de diferenciar. La cobertura del dosel fue medida mediante un densímetro esférico convexo sobre cinco puntos en cada parcela, distanciados entre sí cada 25 m. En In1 no fue posible estimar esta variable, mientras que en Se3 la estimación se realizó solo en tres parcelas por lo que no fue incluido en el análisis estadístico.

Por último, en la zona de influencia de las parcelas de cada sitio se hizo un estudio de suelos. Para tal fin, se cavó una calicata de 130 cm de profundidad donde se colectaron muestras de suelo de cada horizonte distinguido. El análisis físico-químico solo se realizó para seis de los trece sitios estudiados (Bp2, Bp3, Bp4, Se2, Se3 y Se4). Las muestras fueron analizadas en el Laboratorio Central de Análisis de la Estación Experimental Agropecuaria Salta del INTA.

### Análisis de datos

Debido a que la riqueza de especies depende de la abundancia de individuos (sitios con mayor abundancia tienen más probabilidades de tener un mayor número de especies), se comparó la riqueza de especies mediante curvas de rarefacción (Gotelli y Graves, 1996). Las curvas se construyeron

usando el programa EcoSim (Gotelli y Entsminger, 2002), el cual calcula la riqueza promedio de muestras aleatorias de abundancia de individuos creciente, con 1000 repeticiones para cada nivel de abundancia.

La diversidad de especies se comparó entre sitios mediante curvas de rango-abundancia (o curvas de Whittaker). En el eje de las X se ordenaron para cada sitio a las especies desde la más a la menos abundante, y en el eje de las Y los logaritmos de sus abundancias proporcionales (se utilizó al área basal como medida de abundancia). De esta manera podemos comparar gráficamente la riqueza de especies (número de puntos), sus abundancias relativas, la forma de las curvas y la secuencia de especies (Feinsinger 2004).

La composición de especies, en los seis sitios donde se analizaron las muestras de suelo, se relacionó con variables edáficas mediante un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA, ter Braak 1986, 1987) utilizando el programa PC-ORD (McCune y Mefford 1999). Las variables edáficas incluidas en el análisis se detallan en la Tabla 8. Se utilizó una prueba de Monte Carlo con 999 permutaciones para determinar si los ejes extraídos en el análisis resultaron significativos (i.e. si explican una varianza mayor a la esperada por el azar). Debido a que para realizar un análisis de correspondencia canónica el número de variables edáficas no puede superar el número de sitios, se realizaron tres análisis por separado, cada uno con un conjunto diferente de variables edáficas. Sin embargo se optó por representar todas las variables edáficas en un mismo gráfico de ordenamiento.

Las diferencias en área basal, densidad y cobertura del dosel fueron analizadas con un análisis de la varianza no paramétrico (Prueba de Kruskal-Wallis) con comparaciones múltiples a posteriori no paramétricas (Siegel y Castellan 2001), debido a que la mayoría de las variables analizadas no cumplían con el supuesto de homogeneidad de varianzas. Se optó por la prueba a posteriori propuesta por Siegel y Castellan (2001), ya que ésta pondera el nivel de rechazo por el número de comparaciones posibles entre pares de niveles, siendo así una prueba más conservadora (con menor probabilidad de cometer error de Tipo I) que la prueba propuesta por Conover (1999) o Zar (1999). El nivel de rechazo (probabilidad de cometer un error de Tipo I) fue de 0.05; sin embargo, debido a la multiplicidad de pruebas estadísticas realizadas sobre un mismo conjunto de réplicas, fue necesario ajustar el valor de alfa observado según el método secuencial de Dunn-Sidak o de Bonferroni (Sokal y Rohlf 1981).

## **Resultados**

### **Plantas adultas**

*Riqueza:* El sitio en el que se registró la mayor riqueza de especies de plantas leñosas fue Se3, con 27 especies (Fig. 8). Comparando los 13 sitios a un mismo nivel de abundancia (667 individuos), se distinguen tres grupos: sitios con mayor riqueza de especies (Se3 y Bp3), un grupo con menor

riqueza de especies (In4, Se4 y Bp1), y otro con los ocho sitios restantes, que mostraron riquezas intermedias (Fig. 9).

Diversidad y composición de especies: Teniendo en cuenta el área basal total, se observó que en 10 de los 13 sitios dominó la especie arbórea mistol. En los sitios Bp1 e In2, el área basal total estuvo dominada por el quebracho blanco y en Se3 dominó el quebracho colorado (Fig. 8). El sitio Se2 fue el único en donde se registraron individuos de Itín (*Prosopis kuntzei*), con un área basal importante, mayor que la del quebracho blanco. Resalta In3 por la elevada dominancia de mistol y Se4 por la co-dominancia de mistol y quebracho blanco, disminuyendo así en ambos sitios la equitatividad del ensamble de plantas leñosas. Las dos especies arbustivas dominantes en área basal en todos los sitios fueron el sacha poroto (*Capparis retusa*) y el garabato (*Acacia praecox*). Sacha poroto presentó áreas basales mayores que las del quebracho colorado en los sitios Bp2, Bp3 e In2 (en este último también superó al mistol), y en In1 mostró un área basal mayor que el quebracho blanco. Por su parte, el garabato estuvo segundo en orden de importancia en los sitios In3, In4 e In5 (los tres sitios con explotación integral más intensa) y tercero en los sitios Se1, Se2 y Se4 (Fig. 8).

Teniendo en cuenta las características edáficas de los 6 sitios analizados físico-químicamente se destacaron Bp3 y Se2 por los altos valores de conductividad (salinidad), y Se4 por los bajos valores de materia orgánica, nitrógeno y fósforo (Tabla 8). Al ordenar los sitios en función de su composición específica y al relacionarlos con las variables edáficas se encontró que el primer eje explicó el 49.3 % de la varianza total, mientras que el segundo eje explicó el 22.9 % (Fig. 10). La prueba de Monte Carlo indicó que solo el primer eje canónico fue estadísticamente significativo (eigenvalor=0.1,  $p < 0.05$ ). El mismo estuvo positivamente correlacionado con nueve variables edáficas (P, C, MO, CHS, N, Ca, Arcilla, CIC y Mg) y el segundo eje con la concentración de carbonatos ( $\text{CO}_3$ ) y negativamente con el pH (Tabla 9 y Fig. 10). Bp3 y Se3 fueron similares en cuanto a composición específica y además estuvieron positivamente asociados al contenido de materia orgánica, de capacidad de intercambio catiónico y a la concentración de ciertos nutrientes (i.e. C, N, Ca y Mg).

Área basal: El área basal total resultó diferente entre sitios (Prueba de Kruskal-Wallis,  $H=81.89$ ,  $N=154$ ,  $p < 0.05$ ; Fig. 11). Resaltó la elevada área basal de Bp1 en primer lugar y de Se3 en segundo lugar. Le siguieron en orden de importancia Se1, Bp4, In1 y Bp2. Estos seis sitios presentaron diferencias significativas con respecto a los dos sitios con menor área basal total: In4 e In5 (prueba de comparaciones múltiples).

En la mayoría de los sitios, más del 50% del área basal total fue aportado por árboles con  $\text{DAP} > 5$  cm, y solo en In2, In4 e In5 los arbustos contribuyeron en mayor medida al área basal total en comparación a los árboles (Fig. 11).

El área basal total de las tres especies de árboles más comunes (quebracho colorado, quebracho blanco y mistol) fue aportada casi exclusivamente por individuos con  $\text{DAP} > 5$  cm.

El área basal de quebracho colorado fue diferente entre sitios ( $H=25.916$ ,  $N=154$ ,  $p<0.05$ ), y resaltó, al igual que para el área basal total, el elevado valor encontrado en Bp1 y Se3 (Fig. 11, Apéndices 3 y 4). Hubo diferencias significativas entre Bp1 (el de mayor área basal) e In5 e In4 (los sitios con menor área basal de esta especie).

El área basal de quebracho blanco también resultó diferente al comparar entre sitios ( $H=32.371$ ,  $N=154$ ,  $p<0.05$ ). Otra vez se destacó el sitio Bp1 con un área basal elevada, diferenciándose significativamente de los cuatro sitios con menor área basal: In3, Se2, In4 e In5 (Fig. 11, Apéndices 3 y 4).

Finalmente, el mistol también presentó áreas basales diferentes entre sitios ( $H=33.537$ ,  $N=154$ ,  $p<0.05$ ). Sin embargo, la prueba de comparaciones múltiples a posteriori no fue lo suficientemente potente como para encontrar diferencias entre el sitio con mayor área basal de mistol (In3) y el sitio con menor área basal (Se2)(Fig. 11, Apéndices 3 y 4).

Densidad: La densidad total de plantas fue diferente entre sitios ( $H=68.88$ ,  $N=154$ ,  $p<0.05$ ). Los dos sitios con mayor densidad promedio fueron Se3 y Se4 quienes se diferenciaron significativamente de los cuatro sitios menos densos (i.e. Se1, Se2, In4 e In5). In2 también presentó densidades altas y superiores a Se1, In4 e In5. La densidad de Bp1 fue superior a la de Se1 e In4, mientras que Rh solamente fue mas denso que In5 (Fig. 11). A diferencia de lo que pasó con el área basal, en este caso los individuos  $<5$  cm de diámetro (árboles chicos y arbustos) representaron más del 95% de la densidad total.

La densidad de quebracho colorado fue diferente entre sitios ( $H=46.545$ ,  $N=154$ ,  $p<0.05$ ). El sitio con mayor densidad de esta especie fue Se4, superando significativamente las densidades de Bp1, Bp2, Bp3, Se1, Se2, In4 e In5, los siete sitios con menor densidad (Fig. 11, Apéndices 1 y 2).

El quebracho blanco también presentó densidades diferentes entre sitios ( $H=21.154$ ,  $N=154$ ,  $p<0.05$ ; Fig. 11), sin embargo, al igual que para el área basal del mistol, la prueba de comparaciones múltiples no fue lo suficientemente potente como para detectar al menos una diferencia significativa (Fig. 11, Apéndices 1 y 2).

La densidad de mistol resultó diferente entre los sitios ( $H=53.721$ ,  $N=154$ ,  $p<0.05$ ). Para esta especie, los sitios con mayor densidad fueron Se4, Bp4 y Bp1, los cuales fueron significativamente más densos que In4 y Se2 (Fig. 11, Apéndices 1 y 2).

Cobertura del dosel: Los sitios mostraron diferencias significativas en cuanto a su cobertura de dosel ( $H=70.742$ ,  $N=120$ ,  $p<0.05$ ). In4 e In5 fueron los sitios con menor cobertura de dosel y se diferenciaron significativamente del resto de los sitios, excepto de Se1, In3 e In2 (Fig. 12).

## **Renovales**

La densidad de renovales fue diferente entre los sitios ( $H=70.42$   $N=154$ ,  $p<0.05$ ). Los dos sitios que se destacaron por su alta densidad fueron Se3 e In1, donde cerca del 50% de la densidad de renovales fue aportada por una sola especie arbustiva, el garabato (*Acacia praecox*) (Fig. 13, Apéndice 5). Al excluir del análisis a esta especie, siguieron existiendo diferencias entre sitios ( $H=49.896$ ,  $N=154$ ,  $p<0.05$ ) y se mantuvieron los mismos sitios como los más densos. Se3 se diferenció significativamente de Bp4, Se4, In3 y Bp3, mientras que In1 solo mostró diferencias con Bp4 y Se4 (Fig. 13, Apéndice 5).

## Discusión

La inquietud original de este capítulo estaba orientada a evaluar los posibles **efectos** de la explotación selectiva e integral sobre el ensamble de plantas leñosas en el bosque chaqueño semiárido. Para poner a prueba dichos **efectos** sería necesario diseñar un estudio experimental (manipulativo) donde el investigador seleccione los sitios y aplique los niveles del factor de diseño. Sin embargo, a pesar de las ventajas de este enfoque (mayor control de los factores potencialmente alineados), existen lógicas desventajas a tener en cuenta: (1) la pérdida de cierto grado de realismo y (2) consideraciones éticas (Feinsiger 2004, Farnsworth y Rosovsky 1993), ya que implicaría promover la explotación de nuevas áreas de bosque en una de las zonas posiblemente mejor conservadas del bosque chaqueño semiárido de Argentina.

Por estas razones, la pregunta originalmente planteada en este trabajo, pero que no contesta aún la pregunta sobre los efectos de la explotación forestal, era saber si existían diferencias **actuales** entre bosques explotados **previamente** con algún tipo de explotación forestal y bosques sin explotar. En este sentido, el estudio se diseñó de manera de encontrar réplicas de cada nivel del factor de diseño y fue así que se muestrearon cuatro sitios con explotación selectiva, cinco con explotación integral y cuatro sin explotación. Sin embargo, dentro de cada una de las tres clases de aprovechamiento forestal fue muy elevada la heterogeneidad entre sitios en cuanto al lapso de tiempo desde el último episodio de aprovechamiento, desde un año atrás hasta unos 50 años en el pasado, y a que muy a menudo sitios que fueron explotados recientemente (ya sea de manera integral o selectiva) ya habían experimentado una historia forestal pasada. Además, aunque es prácticamente imposible de cuantificar, la intensidad de la explotación fue también muy diferente entre sitios. A modo de ejemplo, In5 fue explotado de manera casi continua hasta el presente mientras que, en el otro extremo, In1 fue explotado por un breve período en la década del 50 y luego se abandonó la actividad forestal hasta la actualidad. Por lo tanto, los sitios estudiados dentro de un mismo tipo de aprovechamiento no eran uniformes entre sí, y no eran así representativos del universo más amplio de las áreas que han experimentado esa clase de aprovechamiento. Dicho en otras palabras, perdía sentido pensar en tres clases distintas de aprovechamiento forestal y en los sitios muestreados como réplicas de cada una de ellas. Así fue que se decidió reformular la pregunta original por otra más

restringida pero factible de ser respondida con el diseño real del estudio (sobre la diferencia de la comunidad de plantas leñosas entre los 13 sitios de muestreo con distinta historia de uso forestal). Por lo tanto, las conclusiones se referirán al ámbito espacial definido solo por los 13 sitios muestreados. Hay que ser muy cuidadosos al interpretar las diferencias encontradas entre sitios y al proponer posibles causas, ya que estas diferencias podrían deberse no solo a la historia forestal del sitio, sino también a numerosos factores particulares de cada uno de ellos (e.g., carga ganadera, suelos, perturbaciones pasadas, intensidad y duración de la explotación forestal).

Como se vio en los capítulos 2 y 3, el esfuerzo de muestreo empleado en el presente estudio (10-12 parcelas) fue suficiente como para estimar parámetros estructurales y la riqueza de especies a nivel de sitio de muestreo. El sitio con mayor riqueza de especies fue Se3, siendo el único sitio explotado de manera selectiva con 12 años de recuperación desde la explotación. El segundo sitio con mayor número de especies fue Bp3, un bosque primario sin historia forestal conocida. Ambos sitios se encuentran ubicados a poca distancia uno de otro, y aparentemente tendrían una historia geomorfológica común y un tanto diferente a la de los demás sitios: su cercanía a un importante paleocauce. Más aún, ambos sitios presentaron características edáficas similares entre sí y diferentes a la de los otros sitios analizados, lo que explicaría la alta riqueza de especies de ambos sitios. La riqueza de especies encontrada en los sitios de este estudio supera a los valores reportados por Varela (2001) para la misma región. Pero esta diferencia muy posiblemente se deba a que, en sus muestreos, Varela (2001) tomó como límite inferior a individuos con diámetro de 25 mm, mientras que en este trabajo ese límite fue de 5 mm. Con este límite inferior menor, aumenta el número de individuos censados y, por lo tanto, también aumentan las probabilidades de encontrar nuevas especies. Llamativamente se encontraron individuos de itín (*Prosopis kuntzei*) solo en Se2, y abundancias importantes de guayacán (*Caesalpinia paraguayensis*) solo en Se4. Probablemente la presencia de itín esté relacionada con altos valores de salinidad en los suelos de Se2. El suelo de Se4 se diferenció del resto por presentar bajos valores de C, N, P y de materia orgánica, explicando tal vez las abundancias de guayacán. Sin embargo, antes de generalizar sobre las tolerancias o “preferencias” de tales especies por ciertos tipos de suelo, sería conveniente muestrear otros sitios abundantes en itín y guayacán para ver si verdaderamente estas especies se asocian a las variables edáfica nombradas mas arriba.

Los elevados valores de área basal encontrados en Bp1 y en Se3 se deben en primer lugar al quebracho colorado, y en segundo lugar al quebracho blanco (principalmente en Bp1). En ambos sitios, algunos individuos de quebracho colorado con DAPs superiores a 55 cm fueron los responsables de los altos valores de área basal. En Se3 fue llamativo encontrar una elevada área basal de quebracho colorado, ya que según la información de la Dirección de Bosques de Pampa de los Guanacos ese lote fue explotado selectivamente extrayéndose solo individuos de quebracho colorado (Hugo Almará com. pers.). No se observaron tendencias claras de diferencias en área basal (total y por especie) en relación a los usos forestales de los sitios. El único patrón consistente fue que los dos sitios explotados recientemente de manera integral (In4 e In5) mostraron menores valores de área

basal total y por especie. Esto se debería muy probablemente a que en este tipo de explotación integral se extraen la gran mayoría de los árboles con diámetros importantes, principalmente el quebracho blanco y el mistol que son las especies más buscadas en la producción de carbón. El bajo valor de área basal que presentó el quebracho blanco en el sitio In3 con respecto a los 12 sitios restantes probablemente se deba a que este sitio ha sido explotado integralmente y de manera muy intensa durante varias décadas. Aún así, el área basal del mistol es elevada considerando que esta especie es también blanco de la producción de carbón. Estas diferencias podrían deberse a una preferencia por el quebracho blanco sobre el mistol, y a que éste último tendría una mayor tasa de crecimiento y, por lo tanto, una recuperación más rápida del área basal que el quebracho blanco.

Otros estudios realizados en In2 y en Bp2 brindan la posibilidad de realizar comparaciones de los parámetros estimados con diferentes metodologías. En In2, Brassiolo et al. (2001) estimaron 40 ind/ha de quebracho colorado (2.04 m<sup>2</sup>/ha), 10 ind/ha de quebracho blanco (0.12 m<sup>2</sup>/ha) y 100 ind/ha de mistol (3.64 m<sup>2</sup>/ha). Los parámetros estimados en este trabajo resultaron muy similares, salvo para el quebracho blanco: 40 ind/ha (1.42 m<sup>2</sup>/ha), 100 ind/ha (3.7 m<sup>2</sup>/ha) y 95 ind/ha (2.5 m<sup>2</sup>/ha), respectivamente. Para poder explicar las diferencias encontradas para el quebracho blanco, habría que considerar la ubicación precisa de las parcelas utilizadas por dichos autores. Es probable que la cercanía al puesto, a los caminos principales y a los hornos de carbón estén relacionadas con la intensidad de extracción de esta especie, blanco principal de la explotación de carbón realizada en la zona. En Bp2, Tálamo et al. (datos sin publicar) relevaron una parcela de 1.04 ha y obtuvieron densidades y áreas basales de las especies arbóreas similares a las estimadas en este trabajo. En la hectárea muestreada, estimaron 56.7 ind/ha de quebracho blanco (2.63 m<sup>2</sup>/ha), 66.35 ind/ha de quebracho colorado (3.45 m<sup>2</sup>/ha) y 172.12 ind/ha de mistol (5.78 m<sup>2</sup>/ha), mientras que en las 12 parcelas de 200 m<sup>2</sup> relevadas en la presente tesis se estimó un promedio de 91.6 ind/ha (3.35 m<sup>2</sup>/ha), 66.67 ind/ha (2.92 m<sup>2</sup>/ha) y 254.17 ind/ha (6.01 m<sup>2</sup>/ha), respectivamente. Independientemente de la metodología empleada y contradiciendo a las generalizaciones que se hacen sobre la dominancia arbórea del bosque chaqueño semiárido, el resultado indica que en este bosque primario la especie dominante en densidad y en área basal es el mistol.

La menor densidad total de plantas observada en los sitios In4, In5, Se1 y, en menor medida, Se2, podría deberse a que estos sitios fueron explotados recientemente, 1-2 años antes de la toma de datos. Sin tener en cuenta los bosques sin explotación, los cinco sitios con mayor densidad total de plantas fueron aquellos que experimentaron una larga historia de explotación (In3, In2 y Se4) y los de explotación antigua y luego abandonados desde el punto de vista de la actividad forestal (Se3, In1).

La bibliografía sugiere fuertemente que el arbusto garabato (*Acacia praecox*) tiende a aumentar su densidad con la “mínima” alteración del ambiente, proponiendo incluso que esta variable podría ser útil para correlacionarla con el grado de perturbación del bosque (Sarmiento 1963). Otros estudios que comparan solo dos sitios particulares (un bosque primario vs. un bosque secundario, o un borde vs. un bosque primario) han apoyado esta hipótesis (Tálamo y Caziani 2003, Lopez de Casenave et al. 1995). Sin embargo los datos recolectados en 16 bosques, cuatro de ellos sin

explotación, y el resto con extracciones forestales diversas, no se corresponden con lo predicho por aquella hipótesis. Los sitios Se3 e In1, explotados hace más de 10 años, sí presentaron densidades de *Acacia praecox* muy superiores al resto de los sitios. Pero, ¿por qué no se encontró el mismo patrón en In3, In2 y Se4, sitios también explotados similarmente hace más de 10 años? Por otro lado Se1, un sitio explotado recientemente de manera selectiva, también mostró altas densidades de *Acacia praecox* en comparación al resto, pero no ocurrió lo mismo en Se2, sitio con una historia forestal reciente similar al primero. Esto lleva a la reflexión obligada de los cuidados que hay que tener al extraer conclusiones de estudios que comparan un sitio con una historia particular, con otro sitio de diferente historia. Generalmente se tienden a extrapolar los resultados a un ámbito que excede lo permitido por el diseño empleado, y por lo tanto se atribuyen las causas del patrón encontrado a la historia de cada sitio (e.g. a la explotación forestal, o a la condición de borde o interior). En este trabajo queda demostrado lo riesgoso de tal extrapolación. Cada sitio que se compara es prácticamente único en cuanto a su historia natural.

Otras predicciones sugieren que en los sitios perturbados, aumentará la frecuencia y/o la abundancia de especies pioneras o colonizadoras (e.g. distintas especies de *Prosopis*, *Acacia aroma*, *Cercidium praecox*, *Mimosa detinens*, según Sarmiento 1963). Por lo tanto, las mismas podrían catalogarse como especies indicadoras negativas (Feinsinger 2004). En tal sentido, varios trabajos realizados en bosques chaqueños semiáridos y áridos confirman dicha predicción (Lopez de Casenave et al. 1995, Páez y Marco 2000, Tálamo y Caziani 2003, Varela 2004, Bonino y Araujo 2005). En los 16 sitios estudiados en este trabajo y analizando los individuos no arbóreos (con DAPs < 5 cm), no fue posible encontrar un patrón consistente con dicha predicción para el caso de *Mimosa detinens*. En los bosques primarios esta especie presentó densidades relativamente altas, aún superiores a algunos bosques explotados (Apéndice 1). Pero, para las tres primeras especies citadas más arriba los datos avalarían la predicción. En los nueve bosques explotados se encontraron individuos de al menos una especie indicadora negativa. Por otro lado, estas especies estuvieron ausentes en los bosques primarios, con excepción de dos parcelas de Bp4 donde se registraron dos individuos de *Cercidium praecox* y uno de *Prosopis sp.* Cabe destacar que la ubicación de las parcelas en Bp4 se realizó de manera perpendicular a un camino existente (límite Sur del PN Copo, Fig. 2) para maximizar la movilidad en el terreno, y que los tres individuos registrados se ubicaron en los primeros metros de las parcelas, o sea en la porción más próxima al camino. Tal vez esto explique la presencia de tales especies en este bosque, ya que las mismas son comunes de encontrar en caminos abandonados (Sarmiento 1963).

Un resultado esperado como consecuencia de la explotación forestal era que los sitios que sufrieron extracción tuvieran una menor cobertura del dosel con respecto a los sitios sin explotación (ver Wilkie et al. 1991). Esto fue así solo para los dos sitios explotados recientemente de manera integral (In4 e In5), ya que el resto de los bosques explotados tuvieron coberturas de dosel elevadas (más del 70%) similares estadísticamente a la de los bosques sin explotación.

En términos generales y hasta el nivel de detalle analizado, no fue posible encontrar patrones claros de asociación de la vegetación a algún tipo de extracción forestal en particular. Solo aquellos sitios explotados recientemente de manera integral (In4 e In5), que son los más intensamente afectados, mostraron menores valores de área basal total y por especie arbórea, menores densidades totales y doseles más abiertos.

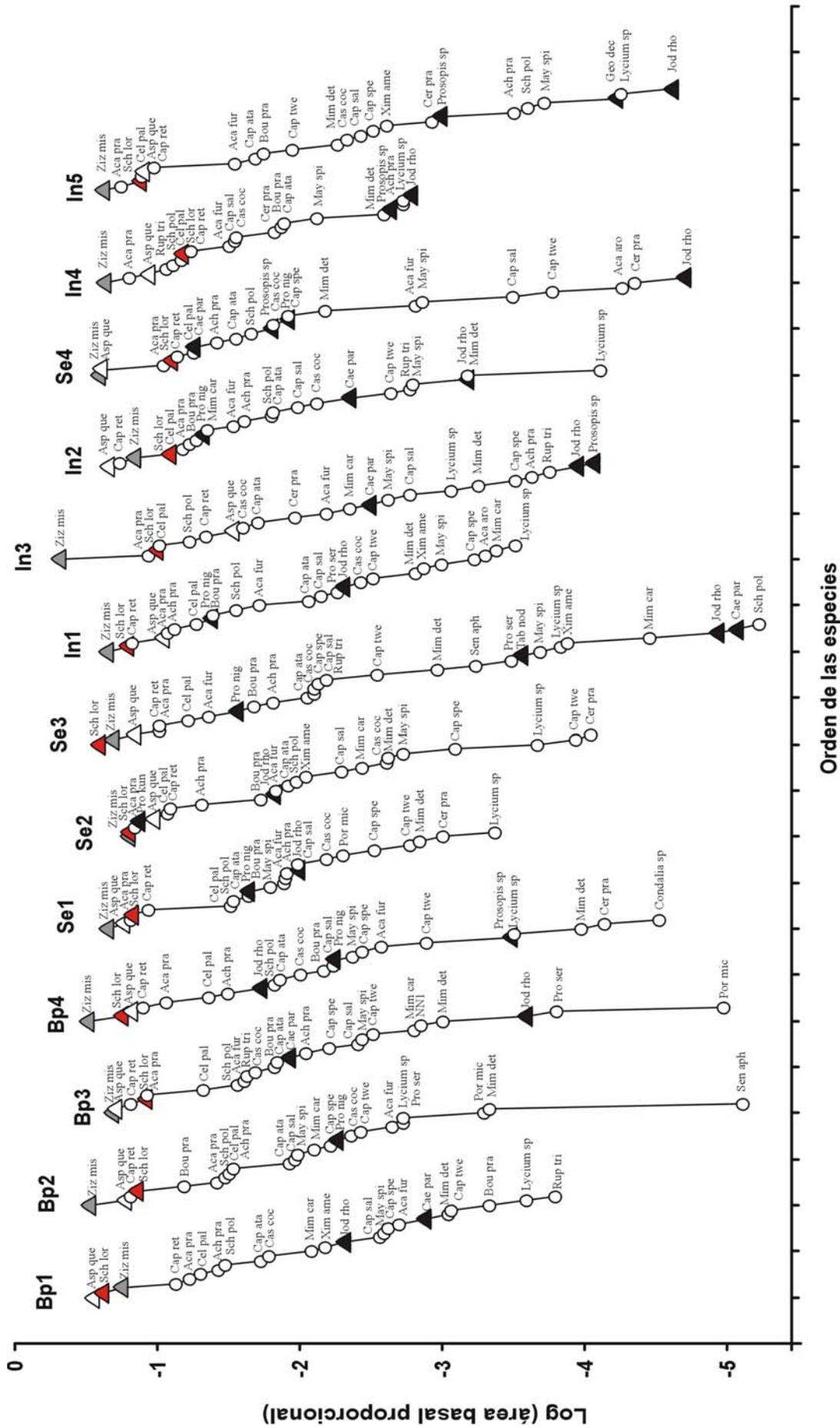
Esta falta de asociación de la vegetación leñosa con la historia forestal podría deberse a factores relacionados, tal vez, con la historia natural de cada sitio y con el hecho de haber trabajado en una escala espacial amplia. La historia forestal resultó ser muy variable entre los bosques comparados. Los tiempos de explotación y por lo tanto la intensidad de la misma varió considerablemente entre los bosques estudiados y eso muy posiblemente repercute en los patrones de la vegetación leñosa de cada uno de ellos. Además, si bien a grandes rasgos los suelos de los sitios podrían considerarse homogéneos, existió un cierto grado de heterogeneidad que podría explicar la presencia y/o abundancia de ciertas especies raras en solo algunos sitios.

Otra explicación opuesta, pero también plausible, sería que verdaderamente no existe relación entre la vegetación leñosa y la historia forestal. Sin embargo, tal proposición pierde sustento al considerar la heterogeneidad de los sitios nombrada mas arriba. Por lo tanto, tomar a cada sitio como un nivel del factor de diseño parece haber sido una elección acertada y prudente, ya que si se hubiera mantenido la pregunta original (con tres niveles del factor explotación forestal: selectiva, integral y control), se hubiese concluido que la actividad forestal no modifica las variables de la vegetación leñosa, siendo que la comparación se realizó en condiciones de heterogeneidad de los sitios (ahora réplicas) incumpliendo así con uno de los principios básicos del diseño estadístico de un estudio (Hurlbert 1984, Montgomery 1997). Por lo tanto, se hubiera corrido el riesgo de aumentar las probabilidades de cometer un error de Tipo II (i.e. concluir que la explotación forestal no tiene un efecto cuando en realidad sí lo tiene), con los graves riesgos para la conservación del bosque chaqueño semiárido que implicaría tomar decisiones sobre la base de esos resultados (Feinsinger 2004).

**Tabla 8.** Variables edáficas obtenidas en seis sitios con diferente historia de uso forestal. Los valores corresponden al promedio de las muestras colectadas de todos los horizontes reconocidos en una calicata de 130 cm de profundidad realizada por sitio.

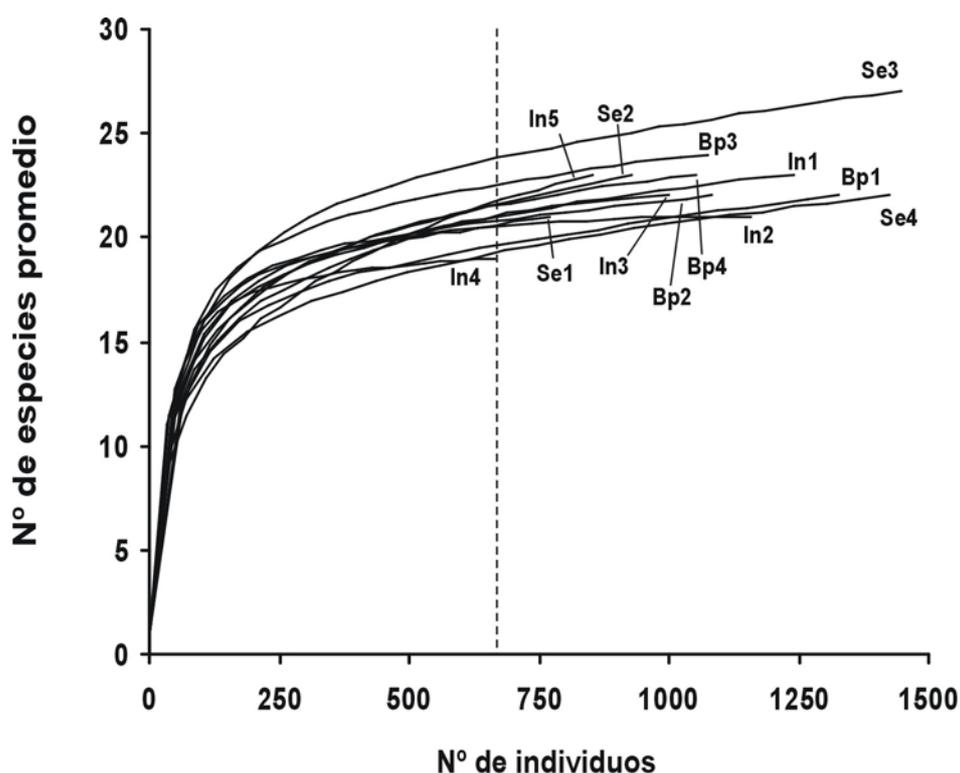
Variables <sup>a</sup>	Unidad	Bp2	Bp3	Bp4	Se2	Se3	Se4
Arena	(%)	51.20	60.00	65.25	47.00	52.67	59.50
Limo	(%)	41.00	29.50	29.25	44.75	40.33	35.00
Arcilla	(%)	7.80	10.50	5.50	8.25	7.00	5.50
CHS	(%)	33.00	37.00	32.00	36.00	34.00	26.00
pH		6.50	6.63	7.23	6.50	7.10	6.90
Cond	(mmhos/cm)	0.74	9.74	0.54	7.28	0.59	0.39
CO <sub>3</sub>	(%)	0.94	0.00	1.18	0.73	0.00	0.00
C	(%)	1.01	1.22	0.74	0.91	1.45	0.45
MO	(%)	1.72	2.10	1.26	1.57	2.51	0.78
N	(%)	0.11	0.17	0.11	0.11	0.14	0.06
C/N		7.40	5.50	6.25	7.25	9.33	6.25
P	(p.p.m)	28.60	27.00	20.00	24.00	25.67	7.00
Na	(meq/100 g)	0.88	2.93	0.70	0.90	0.30	0.73
K	(meq/100 g)	0.76	1.26	1.49	1.37	1.19	0.61
Ca	(meq/100 g)	9.20	12.65	9.10	9.75	10.77	7.05
Mg	(meq/100 g)	3.03	5.03	2.80	2.35	2.73	2.00
CIC	(meq/100 g)	11.20	20.80	8.03	11.53	12.43	7.90
%Na	(%)	11.60	13.50	10.00	11.50	2.67	9.25

<sup>a</sup> CHS: Capacidad Hídrica de Saturación, pH: pH en pasta, Cond: Conductividad eléctrica en el extracto de saturación, CO<sub>3</sub>: Carbonato de Ca y Mg, C: Carbono orgánico, MO: Materia Orgánica, N: Nitrógeno total, C/N: relación C/N, P: Fósforo extractable, Na: Sodio intercambiable, K: Potasio intercambiable, Ca: Calcio intercambiable, Mg: Magnesio intercambiable, CIC: Capacidad de Intercambio Catiónico y %Na: Porcentaje de Sodio Intercambiable.



Orden de las especies

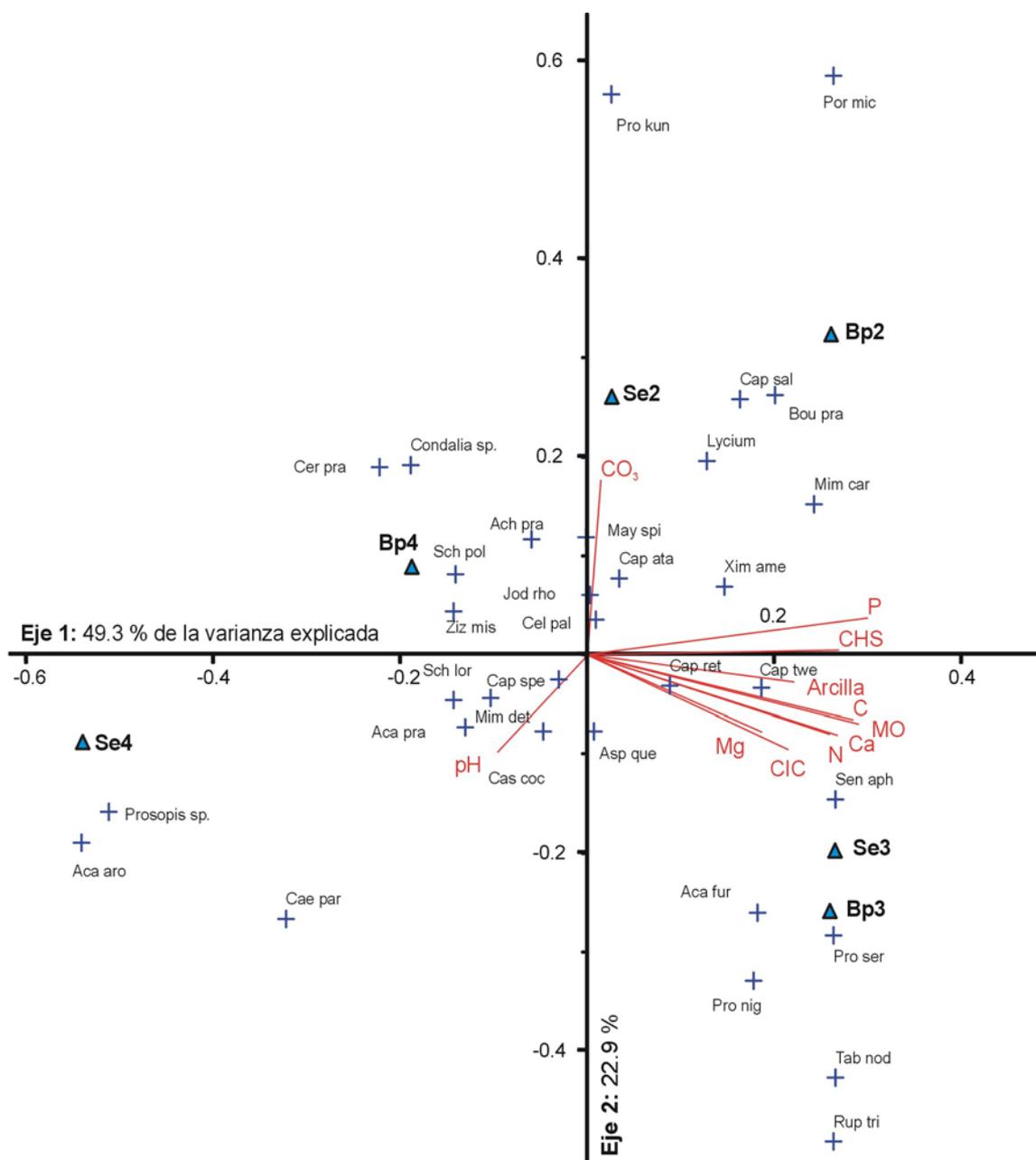
Figura 8. Curvas de rango-abundancia para los 13 sitios con diferente historia de uso forestal. Para construir el gráfico se utilizó el área basal como medida de abundancia. Los círculos indican especies arbustivas y los triángulos indican especies arbóreas:  $\triangle$  : quebracho blanco,  $\blacktriangle$  : quebracho colorado,  $\triangle$  : mistol y  $\blacktriangle$  : otras especies. La identidad de las especies correspondientes a las siglas se encuentra en la Tabla 5.



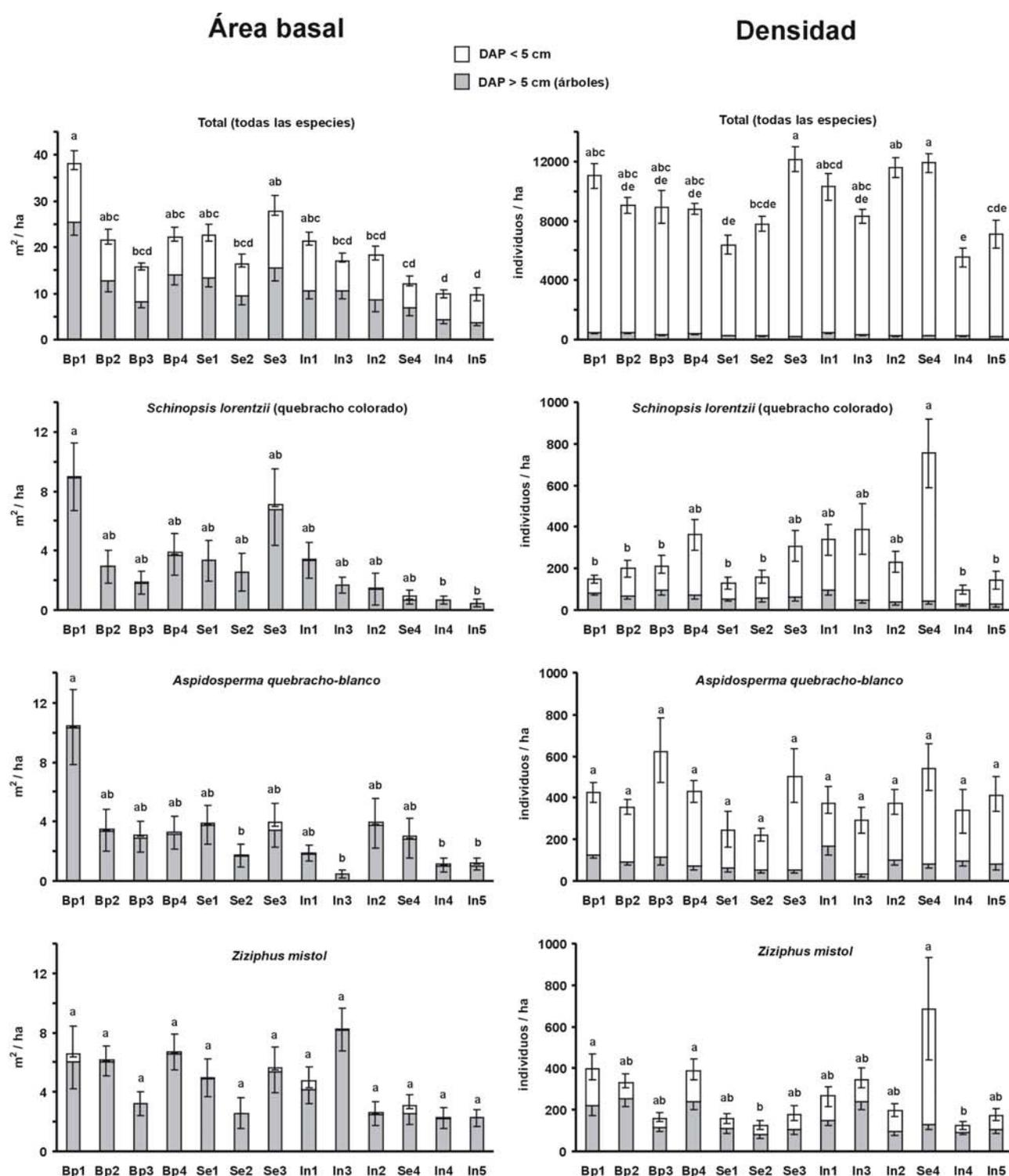
**Figura 9.** Curvas de rarefacción de los 13 sitios con diferente historia de uso forestal. Se grafica la riqueza de especies (el promedio de 1000 repeticiones) en función de la abundancia. La línea de puntos vertical indica la abundancia del sitio con menor número de individuos muestreados (In4).

**Tabla 9.** Coeficientes de correlación “intraset” de 15 variables edáficas con los tres primeros ejes del Análisis de Correspondencia Canónica.

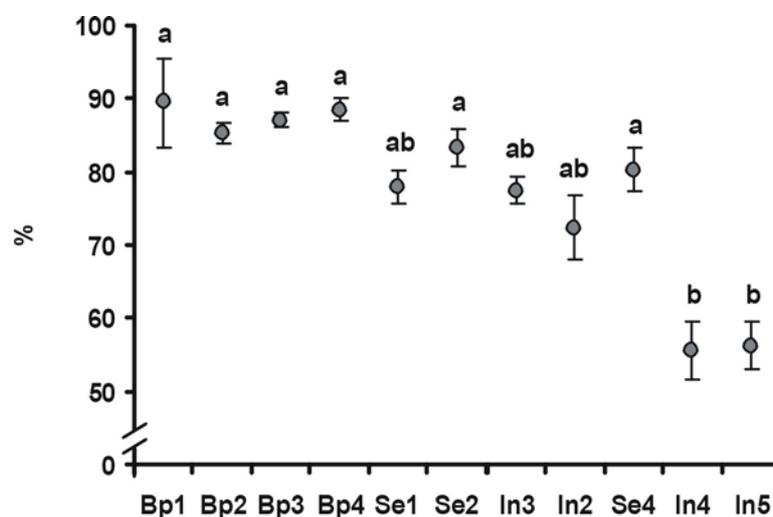
Variable	Eje 1	Eje 2	Eje 3
pH	-0.303	-0.451	0.299
Cond	0.355	-0.147	0.014
MO	0.915	-0.321	0.203
CIC	0.677	-0.442	-0.231
%Na	-0.097	0.392	-0.519
C	0.919	-0.313	0.197
N	0.865	-0.386	-0.034
P	0.970	0.176	0.015
Na	0.270	-0.309	-0.492
K	0.403	-0.058	0.517
Arcilla	0.712	-0.130	-0.203
CHS	0.868	0.022	0.202
CO <sub>3</sub>	0.045	0.835	-0.019
Ca	0.834	-0.381	0.034
Mg	0.600	-0.365	-0.460



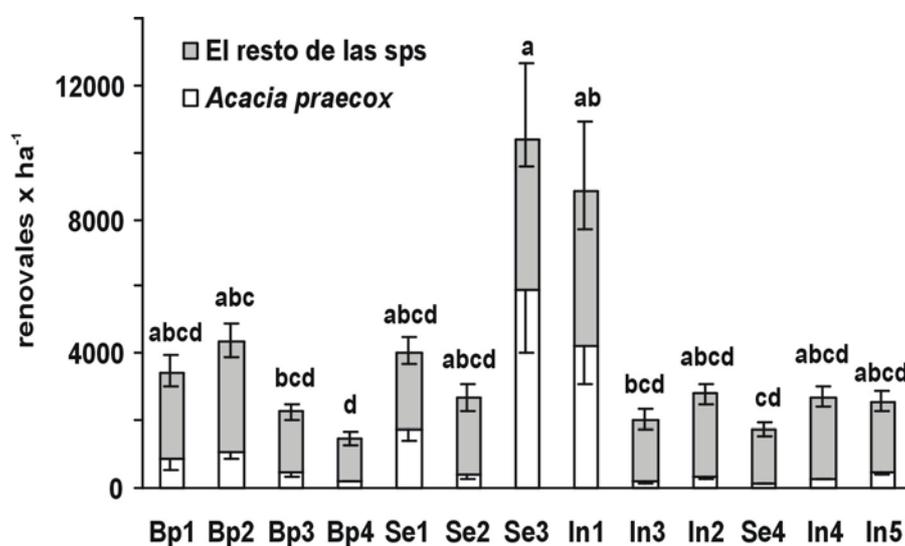
**Figura 10.** Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) donde se ordenan seis sitios (triángulos azules) según su composición de especies (cruces) y su asociación con variables edáficas (vectores rojos): MO: materia orgánica, CIC: capacidad de intercambio catiónico, CHS: capacidad hídrica de saturación,  $\text{CO}_3$ : carbonatos de Ca y Mg. La identidad de las especies correspondiente a cada sigla se encuentra en la Tabla 5. Para facilitar la lectura del gráfico, la escala correspondiente a la ubicación de las especies está reducida en 10 unidades.



**Figura 11.** Área basal ( $\text{m}^2/\text{ha}$ ) y densidad (individuos/ha) total y para las tres especies arbóreas más comunes en los 13 sitios con diferente historia de uso forestal. El total de cada barra representa el promedio (+ 1 Error Estándar) de árboles y arbustos. La porción gris de cada barra corresponde al promedio (- 1 Error Estándar) de los individuos arbóreos (con DAP > 5 cm) y la porción blanca al promedio (- 1 Error Estándar) de los individuos con diámetro < 5 cm. Sitios que no comparten letra difieren estadísticamente según la prueba de comparaciones múltiples a posteriori para árboles + arbustos ( $p < 0.05$ ).



**Figura 12.** Cobertura del dosel en los 13 sitios con diferente historia de uso forestal. Se muestran los valores promedios  $\pm 1$  Error Estándar. Sitios que no comparten letra difieren estadísticamente según la prueba de comparaciones múltiples a posteriori ( $p < 0.05$ ).



**Figura 13.** Densidad de renovales en los 13 sitios con diferente historia de uso forestal. Cada barra, sin discriminar colores, representa el promedio ( $+ 1$  Error Estándar) de la densidad total. La porción blanca de cada barra corresponde al promedio ( $- 1$  Error Estándar) de *Acacia praecox* y la porción gris al promedio ( $- 1$  Error Estándar) del resto de las especies. Sitios que no comparten letra difieren estadísticamente según la prueba de comparaciones múltiples a posteriori para la densidad total ( $p < 0.05$ ).

## **6**

# **REGENERACIÓN DE PLANTAS LEÑOSAS EN ÁREAS CON EXPLOTACIÓN SELECTIVA EN EL BOSQUE CHAQUEÑO SEMIÁRIDO: ESCALA DE MICROSITIO**

## 6

### **REGENERACIÓN DE PLANTAS LEÑOSAS EN ÁREAS CON EXPLOTACIÓN SELECTIVA EN EL BOSQUE CHAQUEÑO SEMIÁRIDO: ESCALA DE MICROSITIO**

#### **Resumen**

La explotación selectiva en el Chaco Semiárido genera diferentes micrositios debido a: (1) la construcción de caminos principales para la movilización en masa del producto forestal, (2) la construcción de picadas de arrastre para la extracción del rollo o poste, y (3) la misma extracción del individuo blanco que genera un área abierta en el bosque (claro). Sin embargo, es poco lo que se conoce sobre la regeneración y la cobertura del suelo de estos micrositios en el bosque chaqueño semiárido. En este capítulo se analiza y compara la riqueza y densidad de renovales de plantas leñosas, la cobertura del dosel, y la cobertura y dureza del suelo en caminos principales, picadas de arrastre y claros de extracción creados en dos sitios explotados recientemente de manera selectiva (Se1 y Se2). Los resultados encontrados en ambos sitios no fueron consistentes en todas las variables analizadas debido posiblemente a que cada sitio tiene diferente tiempo de recuperación (2 años para Se1 y 1 para Se2). Se encontró una fuerte tendencia a que los caminos principales presenten una menor densidad de renovales en Se1, una mayor dureza del suelo en ambos sitios, y suelos mas desnudos en ambos sitios, lo que podría estar asociado al grado de perturbación que implica la construcción y el uso de estos caminos principales. En Se2 existió una tendencia a una menor densidad de renovales en los claros, probablemente debido a que el 41% del suelo de los claros estuvo cubierto por madera producto del labrado in situ de los postes, disminuyendo considerablemente las áreas potenciales para la regeneración. La cobertura de dosel de ambos sitios fue superior en las picadas, sin embargo, los micrositios con menor cobertura fueron los caminos en Se1 (aunque las diferencias no fueron significativas) y los claros en Se2. Si los sitios moderadamente explotados se mantienen sin ningún uso forestal por largos períodos de tiempo (varias décadas), es muy factible que aún los micrositios más afectados (los caminos principales) se recuperen al punto de ser indistinguibles, tal como ocurrió con los caminos de la zona de rehache del Parque Nacional Copo.

## Introducción

Una de las consecuencias de la actividad forestal selectiva que se realiza en el Chaco semiárido es la modificación de la heterogeneidad espacial mediante la creación de nuevos micrositios. En un lote explotado selectivamente en el Chaco Semiárido es común encontrar: (1) caminos principales para la movilización de los productos forestales mediante camiones o tractores con acoplados, (2) caminos secundarios o picadas de arrastre, construidos a machete, por donde se extrae el rollo o poste generalmente arrastrando el producto mediante “zorras” (carros tirados por mulas) o bien manualmente, y (3) espacios abiertos (claros) originados por la extracción de los árboles (Turc y Mazzucco 1998). En estos tres nuevos ambientes generados aumenta en gran medida la disponibilidad de recursos (luz, espacio, distintos nutrientes asociados al espacio) y son sitios potencialmente aptos para la instalación, crecimiento y supervivencia de especies leñosas maderables y no maderables (Pinard et al. 1996, Guariguata y Dupuy 1997, Olander et al. 1998, van Rheenen et al. 2004), más aún si se incorporan métodos de tala de impacto reducido (Pinard et al. 2000).

*Aspidosperma quebracho-blanco* y *Schinopsis brasiliensis* (especie similar a *S. lorentzii* que habita en el Chaco argentino) poseen semillas dispersadas por el viento, sus plántulas son intolerantes a la sombra y presentan una regeneración pobre en bosques de Bolivia (Mostacedo y Fredericksen 1999, Pinard et al. 1999). En el Chaco árido argentino, el quebracho blanco también presenta un bajo reclutamiento en áreas con manejo convencional (pastoreo extensivo y extracción de madera) consideradas subóptimas desde el punto de vista de la regeneración de esta especie arbórea (Barchuk y Díaz 1999). Sin embargo, a pesar de que Mostacedo y Fredericksen (1999) y Pinard et al. (1999) caracterizan a las plántulas de esta especie como intolerantes a la sombra, en el Chaco árido argentino (450 mm de precipitaciones anuales) el reclutamiento del quebracho blanco está condicionado por la interrelación de factores edáficos, climáticos y a la presencia de arbustos nodriza, y generalmente su regeneración aumenta en micrositios sombreados generados por los arbustos (Barchuk 2002). Otros factores podrían afectar a la regeneración en los micrositios; entre ellos se puede citar al porcentaje de luz incidente, a la competencia de las plántulas con arbustos, gramíneas y herbáceas dicotiledóneas, a las condiciones físicas del suelo (e.g. dureza, infiltración, cobertura) y a la presión del ganado doméstico (vacuno y caprino), muy común en el bosque chaqueño semiárido.

El objetivo de esta parte del trabajo es evaluar las diferencias en el ensamble de renovales de plantas leñosas, la cobertura del dosel y la dureza y cobertura del suelo entre tres micrositios creados por la explotación forestal selectiva en el bosque chaqueño semiárido: caminos principales, picadas de arrastre y claros de extracción.

## Métodos

### Diseño del estudio

El factor de diseño analizado fue el de micrositio, con tres niveles discretos: caminos principales, picadas de arrastre y claros de extracción. El trabajo fue realizado en los sitios Se1 y Se2, ambos explotados selectivamente en años recientes (Tabla 1). En el sitio Se1 se muestrearon cuatro caminos principales, ocho picadas de arrastre y ocho claros de extracción, mientras que en Se2 se relevaron tres caminos principales, siete picadas de arrastre y siete claros de extracción. Cada una de estas muestras fueron consideradas como las unidades de respuesta (réplicas) del diseño. Dentro de cada una de estas réplicas se muestreó en parcelas de 1 x 1 m (submuestreo), donde se midieron las variables de respuesta. En los claros se dispusieron siempre cuatro parcelas ubicadas al N, S, E y O del centro del mismo. En las picadas de arrastre y en los caminos principales, el número de parcelas estuvo sujeto a la longitud del camino y de la picada. En cualquier caso, cada parcela estuvo distanciada de otras aproximadamente por unos 15 m.

En cada parcela de 1 x 1 m se registró la densidad de renovales, considerados como aquellos individuos <5 mm de diámetro (renovales/ha), la riqueza de especies, la cobertura del dosel (%), usando un densímetro esférico convexo, la cobertura del suelo (%) que representan las categorías Hojarasca, Gramíneas, Leñosas, Herbáceas Dicotiledóneas, Suelo desnudo, Madera y Chaguar (*Bromelia sp.*), y la dureza del suelo, usando un penetrómetro de bolsillo.

### Análisis de datos

Debido a que la riqueza de especies depende de la abundancia de individuos (sitios con mayor abundancia tienen más probabilidades de tener un mayor número de especies), se comparó la riqueza de especies mediante curvas de rarefacción (Gotelli y Graves, 1996). Las curvas se construyeron usando el programa EcoSim (Gotelli y Entsminger, 2002), el cual calcula la riqueza promedio de muestras aleatorias de abundancia de individuos creciente, con 1000 repeticiones para cada nivel de abundancia. Además se graficó el intervalo de confianza del 95% del micrositio más abundante para poder evaluar si dos curvas cualesquiera difieren en su riqueza de especies a un mismo nivel de abundancia, con una probabilidad de cometer un Error de Tipo I de 0.05.

En cada sitio por separado, las diferencias en las variables de respuesta entre micrositios fueron evaluadas mediante un análisis de la varianza no paramétrico (prueba de Kruskal-Wallis), con pruebas de comparaciones a posteriori (Siegel y Castellan 2001) cuando se rechazó la hipótesis nula de ausencia de diferencias. Se optó por esta prueba a posteriori ya que la misma pondera el nivel de rechazo por el número de comparaciones posibles entre pares de niveles, siendo así una prueba más conservadora (con menor probabilidad de cometer Error de Tipo I) que la prueba propuesta por Conover (1999) o Zar (1999).

## Resultados

Comparando los micrositios a un mismo nivel de abundancia de renovales, los caminos principales de Se1 presentaron una riqueza superior a la encontrada en las picadas de arrastre y en los claros de extracción (para este sitio no se graficó el intervalo de confianza de los claros para facilitar la lectura del gráfico). En Se2, la riqueza de especies fue similar entre los micrositios comparados (Fig. 14) ya que el intervalo de confianza del 95% correspondiente a los caminos se superpuso a los intervalos de las picadas y de los claros de extracción.

En ambos sitios, la densidad de renovales no resultó diferente entre los micrositios comparados, aunque las tendencias fueron distintas (Fig. 15). En Se1 hubo una tendencia (no significativa) a encontrar una menor densidad de renovales en los caminos principales que en las picadas y los claros ( $H=5.88$ ,  $N=20$ ,  $p=0.0522$ ). Por otro lado, las densidades encontradas en Se2 fueron muy similares entre sí ( $H=0.00$ ,  $N=17$ ,  $p>0.98$ ).

La cobertura del dosel se comportó de manera similar en ambos sitios (Fig. 16), pero se observaron diferencias significativas entre micrositios solo en Se2, donde la cobertura del dosel en las picadas fue superior a la cobertura encontrada en los claros de extracción (Se1:  $H=1.76$ ,  $N=20$ ,  $p=0.415$ ; Se2:  $H=10.11$ ,  $N=17$ ,  $p=0.0064$ ).

Las tendencias observadas de dureza del suelo fueron muy similares en ambos sitios estudiados (Fig. 17), pero otra vez se observaron diferencias entre micrositios solo en Se2, donde la dureza del suelo de los caminos fue mayor que la de los claros de extracción (Se1:  $H=3.35$ ,  $N=20$ ,  $p=0.1873$ ; Se2:  $H=8.75$ ,  $N=17$ ,  $p=0.0126$ ). Esta falta de significación estadística para el sitio Se1 se debió a un valor atípico de un camino principal con suelos más arenosos (dureza de  $1.1 \text{ kg/cm}^2$ ) en comparación a los otros tres caminos muestreados con durezas superiores a  $3 \text{ kg/cm}^2$ . Sin considerar ese valor atípico, la dureza del suelo de los micrositios resulta estadísticamente diferente ( $H=7.70$ ,  $N=19$ ,  $p=0.02$ ), donde al igual que para el sitio Se2, los caminos principales de Se1 tuvieron una dureza del suelo superior a la de los claros de extracción.

En ambos sitios analizados, la cobertura del suelo mostró resultados muy similares (Fig. 18). Los caminos principales se caracterizaron por presentar mayores valores de cobertura de suelo desnudo y menores coberturas de plantas herbáceas. Las picadas de arrastre presentaron valores intermedios en casi todas las categorías, excepto por la mayor cobertura de hojarasca, mientras que los claros se caracterizaron por sus mayores valores de cobertura de madera y de plantas herbáceas, y la menor cobertura de suelo desnudo.

## Discusión

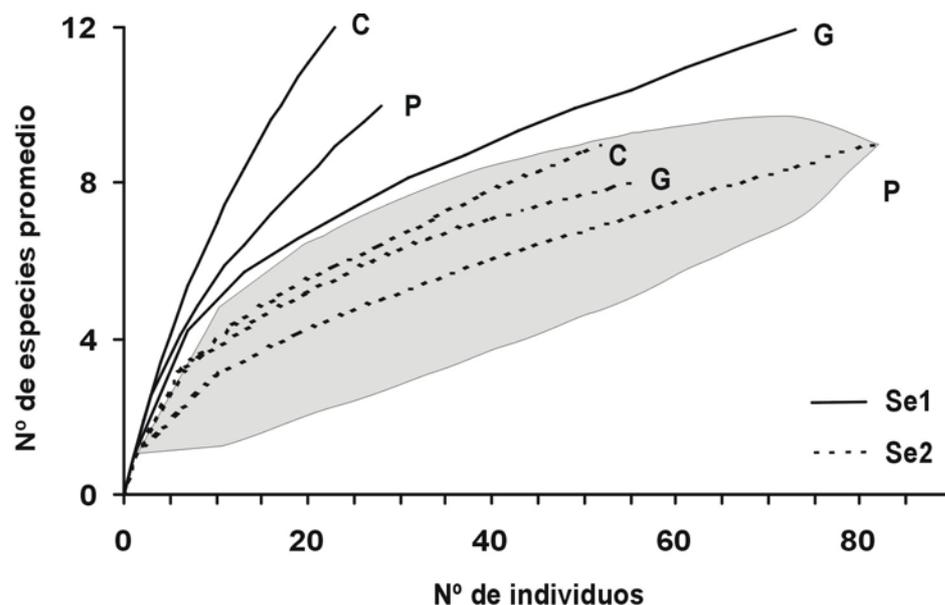
Los resultados encontrados en ambos sitios explotados selectivamente no fueron consistentes en todas las variables analizadas. Una posible explicación de esta falta de consistencia es que cada

sitio tiene diferente tiempo de recuperación desde el abandono de la actividad forestal: al momento del muestreo Se1 tuvo al menos dos años de recuperación, mientras que Se2 tuvo solo un año (Tabla 1). Por lo tanto, en un sitio recientemente explotado podría esperarse que las densidades iniciales de renovales sean relativamente similares en los tres micrositios, y que estas densidades vayan diferenciándose a medida que transcurre el tiempo de recuperación, permaneciendo densidades bajas en sitios con suelos compactados y densidades mayores en sitios con suelos menos afectados. Si así fuera, podríamos explicar de esta manera las tendencias encontradas (aunque no significativas estadísticamente) sobre la densidad de renovales. Además de las diferencias en cuanto al tiempo de recuperación, existen otros factores relacionados a la peculiaridad de cada sitio que podrían explicar también las diferencias en densidad de renovales entre ambos sitios. Una posible causa de que en Se2 exista una baja densidad de renovales en los claros en comparación a los caminos y las picadas (diferente a lo encontrado en Se1) sería que el 41% del suelo de los claros de extracción en Se2 estuvo cubierto por madera producto del labrado in situ de los postes (contra un 27% en Se1), disminuyendo así considerablemente las áreas potenciales para la regeneración.

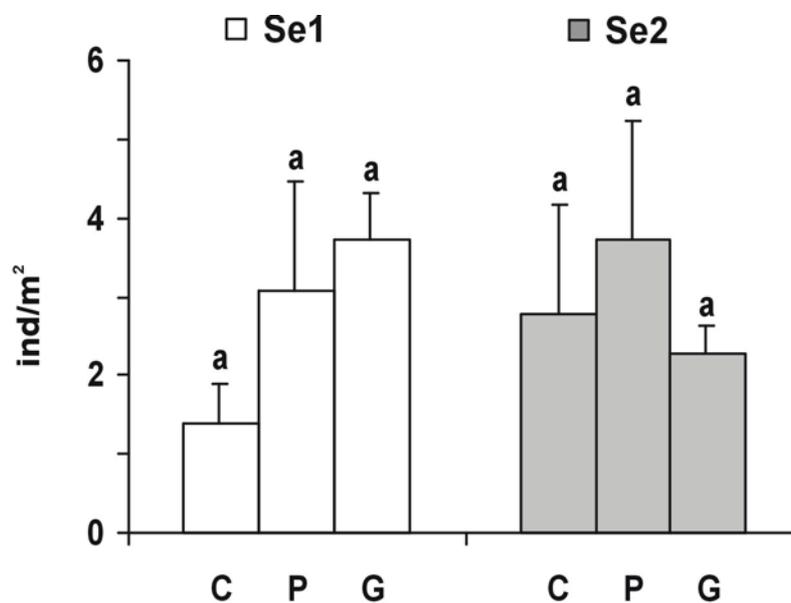
La mayor riqueza de especies (a un mismo nivel de abundancia) encontrada en los caminos principales de Se1 estaría explicada, en gran parte, por individuos preexistentes rebrotados desde la base. En este sitio, el 21% de los individuos registrados en los caminos principales fueron rebrotes, mientras que en las picadas de arrastre y en los claros de extracción los rebrotes representaron el 8% y el 3% respectivamente de sus abundancias totales. Por otro lado, el porcentaje de rebrotes en los caminos principales de Se2 fue menor que en Se1 debido posiblemente al menor tiempo de recuperación transcurrido en el primero.

La tendencia a encontrar en los caminos principales una menor densidad de renovales en Se1, una mayor dureza del suelo en ambos sitios (eliminando el valor atípico de un camino principal con suelo más arenoso que los otros), y suelos más desnudos en ambos sitios, podría ser una consecuencia del grado de perturbación asociado con la construcción y el uso de estos caminos. Tanto la construcción como el posterior transporte de los productos forestales implican el uso de maquinaria pesada, con la consecuente compactación del suelo. Esta compactación podría comprometer el reclutamiento de ciertas especies como se ha documentado en otros bosques (Pinard et al. 1996, Guariguata y Dupuy 1997, Whitman et al. 1998), explicando así la baja densidad de renovales encontrada en los caminos muestreados. En caminos de extracción abandonados, la riqueza, la composición de especies, la densidad y el área basal fueron diferentes a los del bosque adyacente en Costa Rica y Malasia (Guariguata y Dupuy 1997, Pinard et al. 2000), como así también la composición de especies de renovales en los bosques del Valle de Hudson, New York (Hill et al. 1995). Además de la compactación, las condiciones microclimáticas generadas por la construcción del camino (mayor irradiación solar, altas temperatura del suelo, bajos contenidos de nutrientes y de humedad) podrían también limitar el establecimiento y la supervivencia de renovales (Pinard et al. 1996). Esto podría explicar la baja cobertura de plantas herbáceas dicotiledoneas y los altos valores de suelo desnudo de los caminos principales de ambos sitios.

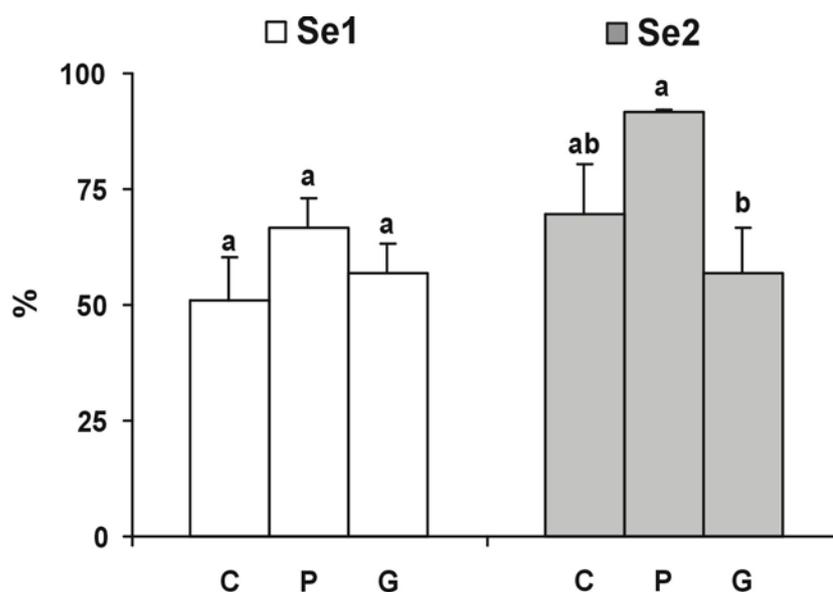
La cobertura del dosel fue superior en las picadas en comparación a los claros en Se2, pero no hubo diferencias entre micrositios en Se1. Esta diferencia entre los sitios también podría estar explicada por los distintos tiempos de recuperación de cada sitio. Por ejemplo, en un sitio recientemente explotado como Se2 los claros muestran una menor cobertura de dosel que las picadas, mientras que en un sitio con mayor tiempo de recuperación como Se1 estas diferencias disminuyen debido posiblemente al crecimiento lateral de las ramas de los árboles y arbustos que rodean el claro. Esta tendencia a menores coberturas del dosel en caminos y claros de extracción es un resultado esperado, ya que la construcción del camino implica la tala rasa de una franja de bosque y la creación de un claro implica la eliminación de un árbol de porte; por otro lado, las picadas de arrastre son construidas a machete. En sitios explotados intensamente y por períodos de tiempo prolongados los caminos principales son aún visibles en el terreno como así también en fotografías aéreas o imágenes satelitales actuales (obs. pers., Thren y Zerda 1994), indicando que en el bosque chaqueño semiárido el proceso de recuperación ocurre muy lentamente. Patrones similares se observaron en bosques de Malasia, donde los caminos de extracción con 15 años de abandono se distinguen como parches y corredores de pequeños árboles y arbustos (Pinard et al. 1996). Sin embargo, si en un sitio explotado forestalmente con una intensidad moderada (e.g. In1) se abandona la actividad forestal extractiva por un período prolongado de tiempo, luego de un lapso temporal de unos 40-50 años esa cobertura parece recuperarse y los caminos son recolonizados a tal punto de ser indistinguibles visualmente, tal como ocurrió con varios caminos en la zona de rehache del actual Parque Nacional Copo (Carlos Trucco y José Mercedes Pérez com. pers.).



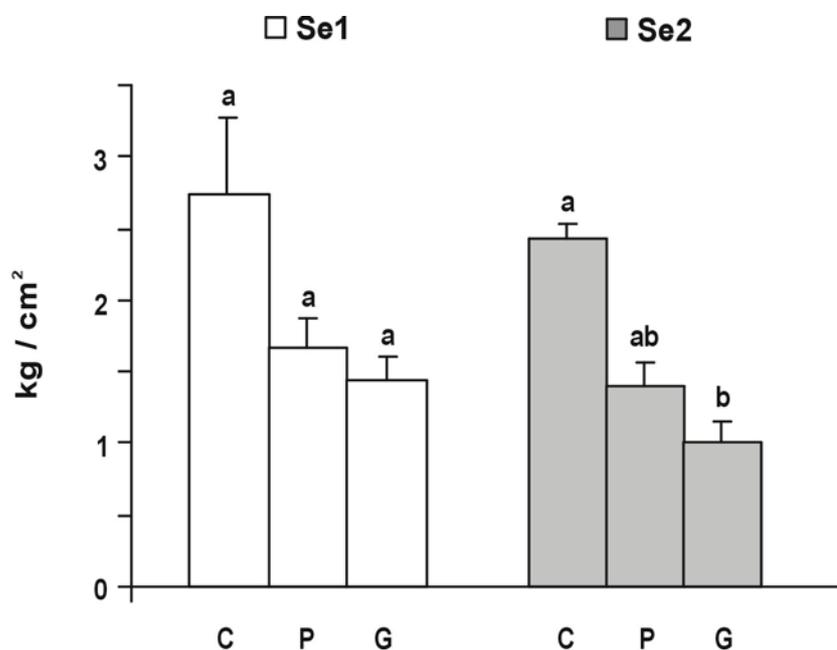
**Figura 14.** Curvas de rarefacción donde se grafica la riqueza de especies (el promedio de 1000 repeticiones) en función de la abundancia en los micrositios creados por la extracción selectiva en los sitios Se1 y Se2. C: caminos principales, P: picadas de arrastre y G: claros de extracción. La porción gris corresponde al intervalo de confianza del 95% para las picadas de Se2. Como las curvas de los caminos y de los claros quedan incluidas en el intervalo de confianza, las riquezas no se diferencian estadísticamente ( $p > 0.05$ ) entre los micrositios de Se2.



**Figura 15.** Densidad de plántulas (media + 1 Error Estándar) en los micrositios creados por la extracción selectiva en los sitios Se1 y Se2. C: caminos principales, P: picadas de arrastre y G: claros de extracción. La prueba estadística se realizó de manera independiente para cada sitio. Los micrositios que no comparten la misma letra difieren estadísticamente entre sí ( $p < 0.05$ ).



**Figura 16.** Cobertura porcentual del dosel (media + 1 Error Estándar) en los micrositios creados por la extracción selectiva en los sitios Se1 y Se2. C: caminos principales, P: picadas de arrastre y G: claros de extracción. La prueba estadística se realizó de manera independiente para cada sitio. Los micrositios que no comparten la misma letra difieren estadísticamente entre sí ( $p < 0.05$ ).



**Figura 17.** Dureza promedio del suelo (+ 1 Error Estándar) en los micrositios creados por la extracción selectiva en los sitios Se1 y Se2. C: caminos principales, P: picadas de arrastre y G: claros de extracción. La prueba estadística se realizó de manera independiente para cada sitio. Los micrositios que no comparten la misma letra difieren estadísticamente entre sí ( $p < 0.05$ ).

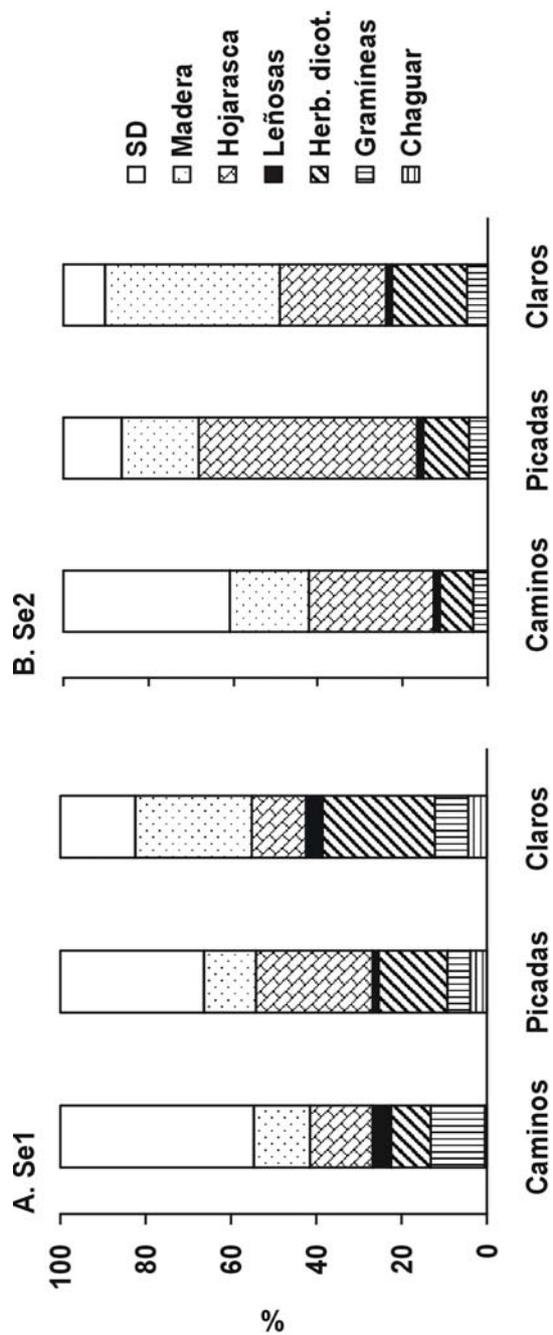


Figura 18. Cobertura del suelo en los tres micrositios creados por la extracción selectiva en los sitios Se1 (A) y Se2 (B). SD = Suelo desnudo, Herb. dicot. = Herbáceas dicotiledóneas.

# 7

## **RESUMEN Y CONCLUSIONES**

## RESUMEN Y CONCLUSIONES

El objetivo general de la presente tesis fue estudiar distintos parámetros del ensamble de plantas leñosas en relación a diferentes disturbios humanos, enfatizando sobre un disturbio focal: la explotación forestal. En los Capítulos 2 y 3 se abordaron cuestiones metodológicas relacionadas al esfuerzo de muestreo utilizado, y se concluye que dicho esfuerzo fue suficiente para caracterizar parámetros estructurales (densidad y área basal de árboles y arbustos) como así también la riqueza de especies de cada uno de los 16 sitios estudiados (y a escala de paisaje). No hay que perder de vista que los relevamientos del presente trabajo tienen fines comparativos entre sitios y no se pretende hacer un inventario forestal para implementar planes de manejo del bosque.

En el Capítulo 4 se hizo un análisis de la diversidad de plantas leñosas a escala de paisaje, para determinar de qué manera participan la diversidad local y la disimilitud entre pares de sitios (“diversidad beta”) en la determinación de la diversidad a escala de paisaje. Los sitios más diferentes en composición de especies fueron el sitio Arb y el sitio Inc, debido posiblemente a la historia geomorfológica diferente del primero (arbustales en paleocauces) en comparación al resto de los sitios, y debido a la intensidad y severidad del incendio ocurrido en el segundo, donde existió un cambio radical en la fisonomía (de bosque alto a arbustal-pastizal). Se concluye que en el paisaje analizado, constituido por 16 sitios con distintas intensidades de uso, la diversidad a escala de paisaje del bosque chaqueño semiárido estaría más explicada por la diversidad local de los sitios con mayor riqueza que por la disimilitud en la composición de especies entre sitios.

Haciendo énfasis en la explotación forestal como disturbio focal, se trabajó en 13 sitios con distinta historia de uso forestal: cuatro sitios sin explotación, cuatro sitios explotados selectivamente y cinco sitios explotados integralmente. Sin embargo, debido a la gran heterogeneidad de los sitios en cuanto a su historia natural y de uso forestal, se decidió tratar a cada uno de ellos como un nivel de comparación. En el Capítulo 5 se compara el ensamble de plantas leñosas (riqueza y composición de especies, área basal y densidad y cobertura del dosel) entre los 13 sitios con diferente historia de uso forestal. Los sitios con mayores valores de riqueza de especies fueron Se3 y Bp3, tal vez porque ambos compartirían una misma historia geomorfológica al estar ubicados espacialmente en los bordes de un gran paleocauce, lo que los diferencia del resto de los sitios analizados. En 10 de los 13 sitios la especie dominante en área basal fue el mistol (*Ziziphus mistol*), considerando a todos los individuos con diámetro >5 mm. El quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) dominó sólo en Bp1 e In2, mientras que el quebracho colorado (*Schinopsis lorentzii*) lo hizo sólo en Se3. Por lo tanto, la especie dominante por excelencia en área basal en el paisaje estudiado fue el mistol. En términos generales no fue posible encontrar patrones claros de la vegetación leñosa asociados a algún uso forestal en particular. Solo los sitios explotados recientemente de manera integral (In4 e In5), los más intensamente afectados, mostraron menores valores de área basal total y de las especies arbóreas, menores densidades totales y doseles más abiertos. Esta falta de asociación podría relacionarse a la

heterogeneidad presentada por los sitios muestreados en cuanto a su historia natural (e.g. algunas diferencias edáficas que explican la ocurrencia de ciertas especies poco comunes) y de uso forestal (e.g. diferentes intensidades de explotación y diferentes tiempos de recuperación desde el abandono de la actividad forestal).

Por último, en el Capítulo 6 se centró el estudio en otra escala espacial, con el objetivo de caracterizar y comparar la densidad de renovales y las características físicas en los tres microsítios más comunes creados por la explotación forestal selectiva: caminos principales, picadas de arrastre y claros de extracción. Para esto se trabajó sobre dos sitios explotados recientemente de manera selectiva (Se1 y Se2). Los patrones encontrados en ambos sitios no fueron del todo consistentes para las variables analizadas. Esta falta de consistencia podría deberse, además de a la peculiaridad característica de cada uno, a que cada sitio tuvo diferente tiempo de recuperación desde la actividad extractiva y a que en Bau el 41% del suelo de los claros de extracción estuvo cubierto por madera producto del labrado in situ de los postes, disminuyendo considerablemente las áreas potenciales para la regeneración. Se encontró una tendencia a que los caminos principales presenten menor densidad de renovales, mayor dureza del suelo y suelos más desnudos, lo que podría estar asociado al grado de perturbación que implica la construcción y el uso de los caminos principales. Sin embargo, si los sitios que fueron explotados moderadamente se mantienen sin ningún uso forestal por largos períodos de tiempo (varias décadas), es muy factible que aún los microsítios más afectados (los caminos principales) se recuperen.

**BIBLIOGRAFÍA**

- Adámoli J., 1993. Ecología y manejo de fuego en ecosistemas naturales y modificados. Kunts C., A. Sipowicz, N. Maceira y S. Bravo de Mitre Eds. Programa de Recursos Vegetales Naturales y Fauna Silvestre. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Adámoli J., Neuman R., Ratier de Collina A.D., Morello J., 1972. El chaco aluvional salteño (Convenio INTA-Prov. de Salta). Revista de Investigación Agropecuaria, Serie 3, Clima y Suelo 9:165-237.
- Aguirre C.O.A., Pérez J.J., Garza T.E.J., Alemán M.B., 1997. Evaluación de diversos tamaños de sitio de muestreo en inventarios forestales. Madera y Bosque 3(1): 71-79.
- Aizen M.A., Feinsinger P., 1994. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina. Ecology 75(2), 330-351.
- Araujo P., 2003. Bases para la gestión sostenible de bosques en regeneración del Chaco Semiárido (Santiago del Estero, Argentina). Tesis doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España.
- Arellano, L., Halffter G., 2003. Gamma diversity: derived from and a determinant of alpha diversity and beta diversity. An analysis of three tropical landscapes. Acta Zoológica Mexicana 90, 27-76.
- Balvanera P., Lott E., Segura G., Siebe C., Islas A., 2002. Patterns of  $\beta$ -diversity in a Mexican tropical dry forest. Journal of Vegetation Science 13: 145-158.
- Barchuk A.H., Díaz M.P., Casanoves F., Balzarini M.G., Karlin U.O., 1998. Experimental study on survival rates in two arboreal species from the argentinean dry Chaco. Forest Ecology and Management 103, 203-210.
- Barchuk A. H., Díaz M. del Pilar. 1999. Regeneration and structure of *Aspidosperma quebracho-blanco* Schl. in the Arid Chaco (Córdoba, Argentina). For. Ecol. and Manage. 118: 31-36.
- Barchuk A. H., 2002. Patrones de regeneración y sobrevivencia de *Aspidosperma quebracho-blanco* en el Chaco Árido. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Bestelmeyer B.T., Wiens J.A., 1996. The effects of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the argentine Chaco. Ecological Applications 6 (4), 1225-1240.
- Bonino E.E., Araujo P., 2005. Structural differences between a primary and a secondary forest in the Argentine Dry Chaco and management implications. For. Eco. Manage. 206: 407-412.
- Brassiolo M., Renolfi R.F., Gräfe W.H., Fumagalli A.E., 1993. Manejo silvopastoril en el Chaco semiárido. Quebracho 1: 15-28.
- Brassiolo M. 1996. Determinación del tamaño de parcela para estudios de regeneración natural de quebracho colorado santiagueño y quebracho blanco. Quebracho (4): 5 – 10.
- Brassiolo M., Tasso A., Abt M., Merletti G., 2001. Diagnóstico socioeconómico y de uso del suelo en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Copo. Informe Técnico. APN-GEF-BIRF, 90 pag.

- Burnham R.J., 2004. Alpha and beta diversity of lianas in Yasuní, Ecuador. *Forest Ecology and Management* 190: 43-55.
- Cabido M., Acosta A., Carranza M.L., Díaz S., 1992. La vegetación del Chaco Árido en el W de la Provincia de Córdoba, Argentina. *Documents phytosociologiques* XIV: 447-457.
- Cabido M., Manssur A., Carranza M.L., Gonzalez-Albarracín C., 1994. The vegetation and physical environment of the Arid Chaco in the province of Córdoba, central Argentina. *Phytocoenologia* 24: 423-460.
- Cabrera A.L., 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas, *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*, vol. II, Segunda edición. Editorial Acme, Buenos Aires, Argentina.
- Caziani, S.M. 1996. Interacción plantas-aves dispersoras de semillas en un bosque chaqueño semiárido. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- Caziani S.M., Trucco C.E., Perovic P.G., Tálamo A., Derlindati E., Adámoli J., Lobo F., Fabrezi M., Srur M., Quiroga V., Martínez Oliver M.I., 2003. Línea de base y programa de monitoreo de Biodiversidad del Parque Nacional Copo. Informe Final. Administración de Parques Nacionales, Argentina.
- Chapin III FS, Zavaleta E.S, Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek T.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Lavorel S., Salas O.E., Hobbie S.E., Mack M.C., Díaz S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- Chapman C.A., Chapman L.J., 1997. Forest regeneration in logged and unlogged forest of Kibale National Park, Uganda. *Biotropica* 29(4), 396-412.
- Connell J.H., 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Colwell R.K., 2000. EstimateS. Statistical estimation of species richness and shared species from samples. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- Colwell R. K., Coddington J. A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. Of the Royal Society of London* 345: 101-118.
- Conover W.J., 1999. *Practical nonparametric statistics*. Third Edition. John Wiley & Sons, Inc. USA.
- Derlindati E., Caziani S.M., en rev. Mist nets and point counts in undersory and canopy: analyzing bird assemblages in Chaco forests. *The Wilson Bulletin*.
- Dinerstein E., Olson D.M., Graham D.J., Webster A.L., Primm S.A., Bookbinder M.P., Ledec. G., 1995. Una Evaluación del Estado de Conservación de las Eco-regiones Terrestres de América Latina y el Caribe. Publicado en colaboración con el Fondo Mundial para al Naturaleza. Banco Mundial, Washington D. C..
- Dirección de Recursos Forestales Nativos, Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente Humano, 1995. Anuario de Estadística Forestal 1994. Bs. As. 112 p.
- FAO/PNUMA. 1985. Un sistema de áreas silvestres protegidas para el Gran Chaco. Documento Técnico Nro.1, Paraguay.

- Farnsworth E.J., Rosovsky J., 1993. The ethics of ecological field experimentation. *Conservation Biology* 7(3): 463-472.
- Feinsinger P., 2004. El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Fredericksen T.S., Ross B.D., Hoffman W., Morrison M.L., Beyea J., Johnson B.N., Lester M.B., Ross E., 1999. Short-term understory plant community responses to timber-harvesting intensity on non-industrial private forestlands in Pennsylvania. *Forest Ecology and Management* 116: 129-139.
- Fredericksen T.S., 2000. Logging and conservation of tropical forests in Bolivia. *International Forestry Review* 2(4): 271-278.
- Fredericksen T.S., Mostacedo B., 2000. Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 131: 47-55.
- Gardner S.M., Cabido M.R., Valladares G.R., Díaz S., 1995. The influence of habitat structure on arthropod diversity in argentine semi-arid Chaco forest. *Journal of Vegetation Science* 6, 349-356.
- Gotelli, N.J., Graves, G.R., 1996. Null models in ecology. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Gotelli N. J., Entsminger G. L., 2002. Null models software for Ecology, version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear, Burlington, VT 05465, USA. <http://www.homepages.together.net/gentsmin/ecosim.htm>
- Gotelli N.J., Colwell, R.K., 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Grulke M., 1994. Propuesta de manejo silvopastoril en el Chaco Salteño. *Quebracho* 2: 5-13.
- Guariguata M.R., Dupuy J.M., 1997. Forest regeneration in abandoned logging roads in Lowland Costa Rica. *Biotropica* 29 (1): 15-28.
- Halfpeter G., Morello J., Matteucci S.D., Solbrig O.T., 1999. La biodiversidad y el uso de la tierra. En: *Biodiversidad y uso de la tierra. Conceptos y ejemplos de Latinoamérica*. (Eds. Matteucci S.D., Solbrig O.Y., Morello J., Halfpeter G.), pp. 17-27. Editorial Universitaria de Buenos Aires, Centro de Estudios Avanzados (CEA), Bs. As., Argentina.
- Hill J.D., Canham C.D., Wood D.M., 1995. Patterns and causes of resistance to tree invasion in rights-of-way. *Ecological Applications* 5(2): 459-470.
- Hobbs R.J., Huenneke L.F., 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6: 324-337.
- Hurlbert S.H., 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54: 187-211.
- Hueck K., 1978. Los Bosques de Sudamérica. Sociedad Alemana de Cooperación Técnica (GTZ), 255 pp.. Eschborn, Alemania.
- Hunziker A.T., 1998. Los nombres científicos correctos de los “quebrachos colorados” (Schinopsis, Anacardiaceae) del centro y noroeste de Argentina. *Kurtziana* 26: 55-64.

- Koleff P., Gaston K.J., Lennon J.J., 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72: 367-382.
- Lopez de Casenave J., Pelotto J.P., Protomastro J.J., 1995. Edge-interior differences in vegetation structure and composition in a Chaco semiarid forest, Argentina. *Forest Ecology and Management* 72: 61-69.
- Lopez de Casenave J., Pelotto J.P., Caziani S.M., Mermoz M., Protomastro J.J., 1998. Responses of avian assemblages to a natural edges in a Chaco semiarid forest in Argentina. *The Auk* 115:425-435.
- Lorance P., Souissi S., Uiblein F., 2002. Point, alpha and beta diversity of carnivorous fish along a depth gradient. *Aquat. Living Resour.* 15: 263-271.
- Mac Nally R., Flishman E., Bulluck L.P., Beturs C.J., 2004. Comparative influence of spatial scale on beta diversity within regional assemblages of birds and butterflies. *Journal of Biogeography* 31: 917-929.
- Magnusson W.E., de Lima O.P., Reis F.Q., Higuchi N., Ramos J.F., 1999. Logging activity and tree regeneration in an Amazonian forest. *Forest Ecology and Management* 113: 67-74.
- Matteucci S.D., Colma A., 2002. Metodología para el estudio de la vegetación. Edición Digital. Primera edición impresa en 1982. Secretaría General de la OEA. Serie de Biología N°22, Washington, DC.
- McCune B., Mefford M.J., 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4 for Windows. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Miller R.I., Wiegert R.G., 1989. Documenting completeness, species-area relations, and the species-abundance distributions of regional flora. *Ecology* 70: 16-22.
- Molina S.I., Valladares G.R., Gardner S, Cabido M.R., 1999. The effects of logging and grazing on the insect community associated with a semi-arid chaco forest in central Argentina. *Journal of Arid Environments* 42: 29-42.
- Montgomery D.C., 1997. Diseño y análisis de experimentos. John Wiley & Sons, Inc. USA.
- Morello J., 1970. Modelo de relaciones entre pastizales y leñosas colonizadoras en el Chaco Argentino. *IDIA* 276: 31-52.
- Morello J., Adámoli J., 1974. Las grandes unidades de vegetación y ambiente del Chaco argentino. Segunda Parte: Vegetación y ambiente de la Provincia del Chaco. INTA Serie Fitogeográfica 13.
- Moreno C., 2001. Manual de métodos para medir la biodiversidad. Textos universitarios. Xalapa, Veracruz, México. Universidad Veracruzana. 49 pp.
- Moreno C.E., Halffter G., 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology* 37: 149-158.
- Moreno C.E., Halffter G., 2001. Spatial and temporal analysis of  $\alpha$ ,  $\beta$ , and  $\gamma$  diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation* 10: 367-382.

- Mostacedo B.C., Fredericksen T.S., 1999. Regeneration status of important tropical forest tree species in Bolivia: assessment and recommendation. *Forest Ecology and Management* 124: 263-273.
- Noss R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.
- Olander L.P., Scatena F.N., Silver S.L., 1998. Impacts of disturbance initiated by road construction in a subtropical cloud forest in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 109: 33-49.
- Páez S.A., Marco D.E., 2000. Seedling habitat structure in dry Chaco forest (Argentina). *Journal of Arid Environment* 46: 57-68.
- Peltzer D.P., Bast M.L., Wilson S.D., Gerry A.K., 2000. Plant diversity and tree responses following contrasting disturbances in boreal forest. *Forest Ecology and Management* 127: 191-203.
- Pickett, S.T.A., White P.S., 1985. *The ecology of natural disturbances and patch dynamics*. Academic Press, Orlando, Florida.
- Pinard M., Howlett B., Davidson D., 1996. Site conditions limits pioneer tree recruitment after logging of dipterocarp forest in Sabah, Malaysia. *Biotropica* 28(1): 2-12.
- Pinard M.A., Putz F.E., Rumíz D., Guzmán R., Jardim A., 1999. Ecological characterization of tree species for guiding forest management decisions in seasonally dry forests in Lomerío, Bolivia. *Forest Ecology and Management* 113: 201-213.
- Pinard M.A., Barker M.G., Tay J., 2000. Soil disturbance and post-logging forest recovery on bulldozer path in Sabah, Malaysia. *Forest Ecology and Management* 130: 213-225.
- Pineda E., Halffter G., 2004. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in México. *Biological Conservation* 117: 499-508.
- Prado D., 1993a. What is the Gran Chaco vegetation in South America? I. A review. Contribution to the study of flora and vegetation of the Chaco. V. *Candollea* 48(1):145-172.
- Prado D., 1993b. What is the Gran Chaco vegetation in South America? II. A redefinition. Contribution to the study of flora and vegetation of the Chaco. VII. *Candollea* 48(2):615-629.
- Prohaska, F. 1959. El polo de calor de América del Sur. *INTA, IDIA* 141: 27-30.
- Protomastro J.J., 1988. Fenología y mecanismos de interacción en el bosque de quebracho colorado, blanco, y mistol. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Protomastro J.J., Caziani S.M., Mermoz M.E., 1990. Effects of selective logging on birds community in a thorn forest of Argentina. Unpublished final report. International Council of Bird Preservation, Pan American Section.
- Putz F.E., Redford S.H., Robinson J.G., Fimbel R., Blate G.M., 2000. Biodiversity Conservation in the context of tropical forest management. The World Bank. Paper N°75.
- Putz F.E., Blate G.M., Redford K.H., Fimbel R., Robinson J., 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conservation Biology* 15(1):7-20.

- Red Agroforestal Chaco Argentina, 2000. Estudio Integral de la Región del Parque Chaqueño. Proyecto Bosques Nativos y Areas Protegidas. Secretaría de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental, Argentina.
- Redford K.H., Taber A., Simonetti J.A., 1990. There is more to biodiversity than the Tropical Rain Forest. *Conservation Biology* 4(3): 328-330.
- Ricklefs R.E., Schluter D., 1993. Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. The University of Chicago Press, Chicago, IL.
- Rozzi, R., Feinsinger P., Massardo F., Primack R., 2001. ¿Qué es la diversidad biológica? en Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas. Primack R., Rozzi R., Feinsinger P., Dirzo R., Massardo F. Eds. Fondo de Cultura Económica, México, DF.
- Saravia Toledo C., del Castillo E., 1989. Aplicación de sistemas de uso múltiple en los bosques del chaco semiárido argentino. V Jornadas Técnicas: uso múltiple del bosque y sistemas agroforestales, Eldorado, Misiones, Argentina.
- Sarmiento G., 1963. Las comunidades vegetales del chaco semiárido santiagueño. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.
- Schluter D., Ricklefs R.E., 1993. Species diversity: an introduction to the problem. In: Ricklefs. R.E., Schluter D. (Eds). Species diversity in ecological communities: Historical and geographical perspectives. The University of Chicago Press, Chicago, pp. 1-10.
- Shiu H.J., Lee P.F., 2003. Assessing avian point count duration and sample size using species accumulation functions. *Zoological Studies* 42(2): 357-367.
- Siegel S., Castellan J.N., 2001. Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta. Editorial Trillas, México.
- Soberón J., Llorente J., 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7: 480-488.
- Sokal R.R., Rohlf F.F., 1981. Biometry. W.H. Freeman, New York, New York. USA.
- Styring A.R., Ickes K., 2001. Woodpecker abundance in logged (40 years ago) vs. unlogged lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* 17: 261-268.
- Tálaro A., Caziani S.M., 2003. Variation in woody vegetation among sites with different disturbance histories in the Argentine Chaco. *Forest Ecology and Management* 184: 79-92.
- ter Braak C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- ter Braak C.J.F., 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69: 69-77.
- The Nature Conservancy (TNC), Fundación Vida Silvestre Argentina (FVSA), Fundación para el Desarrollo Sustentable del Chaco (DeSdel Chaco) y Wildlife Conservation Society Bolivia (WCS), 2005. Evaluación Ecorregional del Gran Chaco Americano / Gran Chaco Americano Ecoregional Assessment. Buenos Aires. Fundación Vida Silvestre Argentina.

- Thompson, G.G., Withers, P.C., Pianka, E.R., Thompson, S.A., 2003. Assessing biodiversity with species accumulation curves: inventories of small reptiles by pit-trapping in Western Australia. *Austral Ecology*: 361-383.
- Thren M., Zerda H.R., 1994. Inventario Forestal de la Provincia de Santiago del Estero, Departamentos Copo y Alberdi. Reporte Final. Convenio: Provincia de Sgo. del Estero, CFI, UNSE, GTZ, Fac. de Ciencias Forestales y Asociación Cooperadora de la Fac. de Ciencias Forestales.
- Turc C.O., Mazzucco R.V., 1998. Caracterización de los sistemas de aprovechamiento forestal utilizados en los montes santiagueños. *Quebracho* 6: 59-68.
- Uhl C., Buschbacher R., 1985. A disturbing synergism between cattle ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. *Biotropica* 17(4): 265-268.
- van Rheenen H.M.P.J.B., Boot R.G.A., Werger M.J.A., Ulloa Ulloa M., 2004. Regeneration of timber trees in a logged tropical forest in North Bolivia. *Forest Ecology and Management* 200: 29-48.
- Varela O.R., 2001. Estructura y regeneración del bosque chaqueño semiárido de la Estación Biológica "Los Colorados", Salta-Argentina. *Lilloa* 40(2): 249-263.
- Varela O.R., 2004. Frugivoría y dispersión de semillas por trece especies de vertebrados del Chaco salteño, Argentina. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba.
- Wege D.C., Long A.J., 1995. Key areas for threatened birds in the Neotropics. BirdLife International, BirdLife Conservation Serie Nro. 5.
- Whittaker R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- Whitman A.A., Brokaw V.L., Hagan J.M., 1998. Forest damage caused by selection logging of mahogany (*Swietenia macrophylla*) in northern Belize. *Forest Ecology and Management* 92 (1-3): 87-96.
- Wilkie D.S., Sidle J.G., Boundzanga G.C., 1991. Mechanized logging, market hunting and a Bank Loan in Congo. *Conservation Biology* 6(4): 570-580.
- Zak M.R., Cabido M., Hodgson J.G., 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* 129: 589-598.
- Zar J., 1999. Biostatistical analysis. Fourth Edition. Prentice-Hall, Inc. Eds. New Jersey.

## APÉNDICES

<b>Ap. 1.</b> Densidad de plantas leñosas (diámetro > 5 mm) por especie y por sitio.....	90
<b>Ap. 2.</b> Densidad de árboles (> 50 mm DAP) por especie y por sitio.....	94
<b>Ap. 3.</b> Área basal de plantas leñosas (diámetro > 5 mm) por especie y por sitio.....	95
<b>Ap. 4.</b> Área basal de árboles (> 50 mm DAP) por especie y por sitio.....	99
<b>Ap. 5.</b> Densidad de renovales (< 5 mm de diámetro) por especie y por sitio.....	100
<b>Ap. 6.</b> Análisis de suelo de seis bosques con distinta historia de uso forestal.....	104

**Apéndice 1.** Densidad de individuos (indiv./ha) de todas las especies de plantas leñosas registradas (> 5 mm de diámetro). Se muestran valores promedios (Error Estándar) de los 16 sitios estudiados. La indentidad de las especies correspondiente a cada sigla se encuentra en la Tabla 5.

n°	Sigla	Arb (n=10)	Pic (n=14)	Inc (n=12)
1	Aca aro	55.00 (11.67)	42.86 (20.36)	4.17 (4.17)
2	Aca fur	0	14.29 (9.34)	0
3	Aca pra	5.00 (5.00)	260.71 (62.19)	212.50 (68.57)
4	Ach pra	310.00 (277.07)	10.71 (9.02)	91.67 (58.01)
5	Aloysia 1	1375.00 (218.61)	0	0
6	Aloysia 2	55.00 (31.14)	0	12.50 (12.50)
7	Asp que	105.00 (41.13)	550.00 (62.50)	45.83 (11.45)
8	Bou pra	15.00 (15.00)	53.57 (38.03)	4.17 (4.17)
9	Cae par	0	0	0
10	Cap ata	100.00 (89.44)	0	0
11	Cap ret	295.00 (175.67)	1364.29 (276.76)	604.17 (91.59)
12	Cap sal	5.00 (5.00)	78.57 (19.72)	8.33 (5.62)
13	Cap spe	30.00 (21.34)	75.00 (16.43)	58.33 (19.30)
14	Cap twe	5.00 (5.00)	57.14 (22.23)	304.17 (95.64)
15	Cas coc	95.00 (36.86)	232.14 (43.09)	33.33 (11.24)
16	Cel pal	605.00 (198.25)	753.57 (110.38)	1058.33 (168.08)
17	Cer pra	0	21.43 (9.02)	0
18	Condalia sp	0	0	0
19	Geo dec	0	0	0
20	Jod rho	20.00 (8.16)	0	12.50 (8.97)
21	Lycium	300.00 (120.88)	85.71 (40.73)	525.00 (293.39)
22	May spi	10.00 (6.67)	100.00 (23.95)	0
23	Mim car	0	0	0
24	Mim det	0	142.86 (62.42)	12.50 (8.97)
25	NN1	0	0	0
26	Por mic	5.00 (5.00)	0	0
27	Pro kun	0	0	0
28	Pro nig	10.00 (6.67)	0	0
29	Pro ser	0	0	0
30	Prosopis sp	0	3.57 (4.23)	12.50 (6.53)
31	Rup tri	0	0	0
32	Sch pol	700.00 (121.11)	164.29 (87.84)	137.50 (32.05)
33	Sch lor	65.00 (44.75)	71.43 (22.05)	66.67 (24.87)
34	Sen aph	0	3.57 (4.23)	0
35	Tab nod	0	0	0
36	Xim ame	5.00 (5.00)	3.57 (4.23)	0
37	Ziz mis	225.00 (60.67)	42.86 (13.80)	58.33 (22.05)

**Apéndice 1.** Continuación. Densidad (individuos/ha) de plantas > 5 mm de diámetro.

n°	Sigla	Bp1 (n=12)	Bp2 (n=12)	Bp3 (n=12)	Bp4 (n=12)
1	Aca aro	0	0	0	0
2	Aca fur	8.33 (8.33)	12.50 (12.50)	141.67 (43.45)	66.67 (30.98)
3	Aca pra	883.33 (180.00)	650.00 (150.50)	1150.00 (281.37)	1308.33 (306.11)
4	Ach pra	1441.67 (325.08)	825.00 (326.16)	250.00 (83.94)	958.33 (257.16)
5	Aloysia 1	0	0	0	0
6	Aloysia 2	0	0	0	0
7	Asp que	425.00 (48.27)	354.17 (39.63)	620.83 (164.62)	429.17 (54.17)
8	Bou pra	8.33 (8.33)	375.00 (166.12)	83.33 (29.73)	25.00 (14.43)
9	Cae par	4.17 (4.17)	0	4.17 (4.17)	0
10	Cap ata	491.67 (111.78)	308.33 (81.15)	233.33 (66.67)	308.33 (80.21)
11	Cap ret	2608.33 (387.97)	2691.67 (408.15)	3075.00 (726.98)	1691.67 (204.66)
12	Cap sal	116.67 (50.50)	366.67 (134.46)	150.00 (57.08)	75.00 (32.86)
13	Cap spe	66.67 (49.75)	91.67 (35.80)	66.67 (46.60)	66.67 (35.53)
14	Cap twe	166.67 (124.52)	208.33 (87.44)	191.67 (112.45)	66.67 (28.43)
15	Cas coc	233.33 (37.61)	108.33 (45.16)	208.33 (65.66)	175.00 (46.26)
16	Cel pal	3341.67 (404.23)	1933.33 (404.40)	1733.33 (235.92)	2300.00 (287.89)
17	Cer pra	0	0	0	16.67 (16.67)
18	Condalia sp	0	0	0	8.33 (8.33)
19	Geo dec	0	0	0	0
20	Jod rho	29.17 (14.38)	0	41.67 (33.62)	50.00 (25.38)
21	Lycium	66.67 (25.62)	25.00 (25.00)	0	16.67 (16.67)
22	May spi	175.00 (50.94)	179.17 (45.00)	141.67 (35.80)	200.00 (44.38)
23	Mim car	16.67 (16.67)	41.67 (33.62)	16.67 (16.67)	0
24	Mim det	108.33 (60.88)	91.67 (33.62)	58.33 (41.67)	25.00 (17.94)
25	NN1	0	0	8.33 (8.33)	0
26	Por mic	0	83.33 (67.23)	8.33 (8.33)	0
27	Pro kun	0	0	0	0
28	Pro nig	0	4.17 (4.17)	0	8.33 (5.62)
29	Pro ser	0	8.33 (8.33)	16.67 (16.67)	0
30	Prosopis sp	0	0	0	8.33 (8.33)
31	Rup tri	8.33 (8.33)	0	266.67 (176.38)	0
32	Sch pol	266.67 (72.13)	133.33 (51.25)	91.67 (28.76)	241.67 (82.07)
33	Sch lor	150.00 (18.46)	200.00 (37.94)	212.50 (51.54)	362.50 (73.89)
34	Sen aph	0	8.33 (8.33)	0	0
35	Tab nod	0	0	0	0
36	Xim ame	8.33 (8.33)	0	0	0
37	Ziz mis	395.83 (71.89)	329.17 (46.24)	158.33 (29.41)	387.50 (58.10)

**Apéndice 1.** Continuación. Densidad (individuos/ha) de plantas > 5 mm de diámetro.

n°	Sigla	Se1 (n=12)	Se2 (n=12)	Se4 (n=12)	Se3 (n=12)
1	Aca aro	0	0	8.33 (8.33)	0
2	Aca fur	50.00 (26.11)	91.67 (49.94)	16.67 (11.24)	466.67 (75.21)
3	Aca pra	695.83 (107.04)	883.33 (135.31)	3191.67 (582.89)	1366.67 (325.98)
4	Ach pra	350.00 (185.25)	1116.67 (379.56)	1283.33 (390.58)	916.67 (220.48)
5	Aloysia 1	0	0	0	0
6	Aloysia 2	0	0	0	0
7	Asp que	245.83 (88.22)	220.83 (30.44)	541.67 (118.84)	504.17 (134.48)
8	Bou pra	16.67 (11.24)	183.33 (86.02)	0	216.67 (86.02)
9	Cae par	0	0	33.33 (17.77)	8.33 (8.33)
10	Cap ata	483.33 (125.43)	283.33 (86.89)	216.67 (79.61)	316.67 (98.34)
11	Cap ret	1516.67 (272.71)	1600.00 (424.62)	1691.67 (462.28)	3566.67 (338.52)
12	Cap sal	191.67 (62.11)	108.33 (52.88)	25.00 (17.94)	83.33 (47.41)
13	Cap spe	58.33 (25.99)	41.67 (41.67)	141.67 (46.80)	116.67 (53.42)
14	Cap twe	100.00 (57.74)	8.33 (8.33)	25.00 (17.94)	175.00 (104.54)
15	Cas coc	100.00 (36.93)	66.67 (28.43)	241.67 (71.20)	133.33 (28.43)
16	Cel pal	1491.67 (230.10)	2550.00 (331.32)	2358.33 (299.10)	3100.00 (259.08)
17	Cer pra	8.33 (8.33)	8.33 (8.33)	8.33 (8.33)	0
18	Condalia sp	0	0	0	0
19	Geo dec	0	0	0	0
20	Jod rho	33.33 (17.77)	50.00 (41.74)	8.33 (8.33)	8.33 (8.33)
21	Lycium	8.33 (8.33)	50.00 (23.03)	0	50.00 (28.87)
22	May spi	91.67 (25.99)	116.67 (40.51)	125.00 (35.09)	66.67 (18.80)
23	Mim car	0	8.33 (8.33)	0	25.00 (25.00)
24	Mim det	58.33 (41.67)	41.67 (19.30)	216.67 (69.45)	100.00 (53.65)
25	NN1	0	0	0	0
26	Por mic	458.33 (109.03)	0	0	0
27	Pro kun	0	29.17 (9.65)	0	0
28	Pro nig	8.33 (5.62)	0	8.33 (5.62)	100.00 (42.64)
29	Pro ser	0	0	0	25.00 (25.00)
30	Prosopis sp	0	0	91.67 (35.80)	0
31	Rup tri	0	0	0	275.00 (207.48)
32	Sch pol	133.33 (33.33)	25.00 (13.06)	216.67 (66.10)	8.33 (8.33)
33	Sch lor	129.17 (29.81)	158.33 (31.28)	754.17 (165.54)	304.17 (77.23)
34	Sen aph	0	0	0	25.00 (13.06)
35	Tab nod	0	0	0	8.33 (8.33)
36	Xim ame	0	8.33 (8.33)	0	8.33 (8.33)
37	Ziz mis	158.33 (22.89)	125.00 (25.00)	686.11 (247.95)	179.17 (39.15)

**Apéndice 1.** Continuación. Densidad (individuos/ha) de plantas > 5 mm de diámetro.

n°	Sigla	In1 (n=12)	In3 (n=12)	In2 (n=10)	In4 (n=12)	In5 (n=12)
1	Aca aro	8.33 (8.33)	0	0	0	0
2	Aca fur	83.33 (32.18)	58.33 (28.76)	265.59 (81.34)	125.00 (55.22)	166.67 (39.57)
3	Aca pra	1025.00 (244.68)	1666.67 (300.08)	1913.90 (525.63)	1108.33 (260.67)	916.67 (291.24)
4	Ach pra	2408.33 (624.56)	16.67 (11.24)	960.66 (327.19)	50.00 (28.87)	8.33 (8.33)
5	Aloysia 1	0	0	0	0	0
6	Aloysia 2	0	0	0	0	0
7	Asp que	375.00 (77.48)	291.67 (61.49)	341.93 (65.94)	337.50 (101.71)	412.50 (90.69)
8	Bou pra	233.33 (90.73)	0	400.00 (150.76)	41.67 (18.29)	16.67 (16.67)
9	Cae par	0	12.50 (8.97)	5.96 (4.58)	0	0
10	Cap ata	133.33 (30.98)	466.67 (97.96)	388.72 (132.26)	183.33 (57.52)	166.67 (39.57)
11	Cap ret	2200.00 (309.94)	983.33 (263.95)	2445.61 (429.11)	783.33 (223.89)	1600.00 (391.58)
12	Cap sal	100.00 (66.29)	225.00 (115.55)	161.71 (61.06)	341.67 (88.30)	16.67 (11.24)
13	Cap spe	8.33 (8.33)	25.00 (17.94)	3.58 (2.69)	0	41.67 (25.99)
14	Cap twe	225.00 (116.86)	0	116.67 (95.19)	0	725.00 (154.29)
15	Cas coc	241.67 (48.40)	225.00 (68.67)	182.81 (40.94)	125.00 (35.09)	83.33 (20.72)
16	Cel pal	2100.00 (156.19)	2841.67 (192.06)	2319.48 (308.25)	1383.33 (251.61)	2383.33 (330.71)
17	Cer pra	0	20.83 (9.65)	2.54 (2.02)	12.50 (8.97)	41.67 (28.76)
18	Condalia sp	0	0	0	0	0
19	Geo dec	0	0	0	0	16.67 (16.67)
20	Jod rho	8.33 (5.62)	8.33 (8.33)	18.06 (12.15)	4.17 (4.17)	8.33 (8.33)
21	Lycium	75.00 (25.00)	141.67 (49.94)	32.63 (16.45)	158.33 (79.26)	8.33 (8.33)
22	May spi	66.67 (22.47)	125.00 (30.46)	79.62 (27.05)	100.00 (27.52)	8.33 (8.33)
23	Mim car	16.67 (16.67)	25.00 (25.00)	70.83 (46.81)	0	0
24	Mim det	150.00 (37.94)	66.67 (43.23)	84.16 (47.80)	41.67 (33.62)	125.00 (60.46)
25	NN1	0	0	0	0	0
26	Por mic	0	0	0	0	0
27	Pro kun	0	0	0	0	0
28	Pro nig	16.67 (9.40)	0	25.00 (14.30)	0	0
29	Pro ser	16.67 (11.24)	0	0	0	0
30	Prosopis sp	0	16.67 (16.67)	2.78 (2.05)	12.50 (12.50)	16.67 (11.24)
31	Rup tri	0	16.67 (11.24)	35.66 (36.32)	337.50 (118.57)	0
32	Sch pol	208.33 (105.50)	350.00 (86.60)	203.05 (73.56)	183.33 (56.18)	25.00 (13.06)
33	Sch lor	337.50 (74.40)	387.50 (122.96)	234.20 (50.19)	95.83 (22.58)	141.67 (43.88)
34	Sen aph	0	0	0	0	0
35	Tab nod	0	0	0	0	0
36	Xim ame	8.33 (8.33)	0	0	0	8.33 (8.33)
37	Ziz mis	266.67 (44.10)	345.83 (53.82)	195.80 (36.92)	125.00 (17.94)	170.83 (36.65)

**Apéndice 2.** Densidad (individuos/ha) de árboles con DAP > 50 mm. Se expresan valores promedios (Error Estándar) de los 16 sitios estudiados. La indentidad de las especies correspondiente a cada sigla se encuentra en la Tabla 5.

n°	Sigla	Arb (n=10)	Pic (n=14)	Inc (n=12)	Bp1 (n=12)	Bp2 (n=12)	Bp3 (n=12)	Bp4 (n=12)	Se1 (n=12)
1	Asp que	30.00 (21.34)	0	0	125.00 (16.85)	91.67 (17.23)	112.50 (36.99)	70.83 (16.81)	62.50 (18.59)
2	Cae par	0	0	0	4.17 (4.17)	0	4.17 (4.17)	0	0
3	Cer pra	0	0	0	0	0	0	0	0
4	Jod rho	0	0	0	12.50 (6.53)	0	0	8.33 (5.62)	8.33 (5.62)
5	Pro kun	0	0	0	0	0	0	0	0
6	Pro nig	10.00 (6.67)	0	0	0	4.17 (4.17)	0	8.33 (5.62)	8.33 (5.62)
7	Prosopis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
8	Sch lor	5.00 (5.00)	0	0	83.33 (9.40)	66.67 (14.21)	95.83 (23.40)	70.83 (18.93)	54.17 (13.00)
9	Ziz mis	30.00 (30.00)	0	0	220.83 (49.79)	254.17 (37.67)	116.67 (23.30)	237.50 (36.99)	108.33 (21.17)

**Apéndice 2. Continuación.** Densidad (individuos/ha) de árboles con DAP > 50 mm.

n°	Sigla	Se2 (n=12)	Se4 (n=12)	Se3 (n=12)	In1 (n=12)	In3 (n=12)	In2 (n=10)	In4 (n=12)	In5 (n=12)
1	Asp que	54.17 (15.64)	83.33 (21.61)	54.17 (15.64)	166.67 (42.34)	33.33 (14.21)	100.00 (24.72)	95.83 (24.97)	79.17 (24.97)
2	Cae par	0	8.33 (5.62)	0	0	4.17 (4.17)	5.00 (5.00)	0	0
3	Cer pra	0	0	0	0	12.50 (6.53)	0	4.17 (4.17)	0
4	Jod rho	16.67 (11.24)	0	0	8.33 (5.62)	0	0	4.17 (4.17)	0
5	Pro kun	29.17 (9.65)	0	0	0	0	0	0	0
6	Pro nig	0	8.33 (5.62)	0	16.67 (9.40)	0	20.00 (8.16)	0	0
7	Prosopis sp.	0	8.33 (8.33)	0	0	0	0	4.17 (4.17)	0
8	Sch lor	58.33 (21.17)	41.67 (13.53)	62.50 (17.54)	95.83 (22.58)	45.83 (13.00)	40.00 (16.33)	29.17 (11.45)	29.17 (13.00)
9	Ziz mis	83.33 (22.47)	127.78 (24.90)	104.17 (24.20)	150.00 (27.52)	237.50 (38.00)	95.00 (20.34)	91.67 (12.05)	104.17 (18.93)

**Apéndice 3.** Área Basal ( $m^2/ha$ ) de las especies de plantas leñosas registradas ( $> 5$  mm de diámetro). Se muestran valores promedios (Error Estádar) de los 16 sitios estudiados. Valores de 0.000 indican áreas basales  $<0.001 m^2/ha$ . La indentidad de las especies correspondiente a cada sigla se encuentra en la Tabla 5.

n°	Sigla	Arb (n=10)	Pic (n=14)	Inc (n=12)
1	Aca aro	0.755 (0.217)	0.064 (0.052)	0.000 (0.000)
2	Aca fur	0	0.015 (0.011)	0
3	Aca pra	0.000 (0.000)	0.206 (0.073)	0.039 (0.016)
4	Ach pra	0.092 (0.081)	0.012 (0.010)	0.025 (0.015)
5	Aloysia 1	0.304 (0.042)	0	0
6	Aloysia 2	0.028 (0.020)	0	0.002 (0.002)
7	Asp que	0.376 (0.240)	0.096 (0.021)	0.001 (0.000)
8	Bou pra	0.087 (0.087)	0.032 (0.024)	0.006 (0.006)
9	Cae par	0	0	0
10	Cap ata	0.043 (0.040)	0	0
11	Cap ret	0.074 (0.053)	0.592 (0.103)	0.059 (0.013)
12	Cap sal	0.000 (0.000)	0.042 (0.015)	0.000 (0.000)
13	Cap spe	0.022 (0.017)	0.050 (0.019)	0.015 (0.006)
14	Cap twe	0.000 (0.000)	0.017 (0.009)	0.066 (0.021)
15	Cas coc	0.191 (0.187)	0.212 (0.043)	0.001 (0.001)
16	Cel pal	0.238 (0.088)	0.254 (0.037)	0.185 (0.044)
17	Cer pra	0	0.048 (0.026)	0
18	Condalia sp	0	0	0
19	Geo dec	0	0	0
20	Jod rho	0.010 (0.006)	0	0.001 (0.000)
21	Lycium	0.253 (0.124)	0.010 (0.004)	0.059 (0.038)
22	May spi	0.001 (0.001)	0.028 (0.008)	0
23	Mim car	0	0	0
24	Mim det	0	0.139 (0.056)	0.003 (0.002)
25	NN1	0	0	0
26	Por mic	0.000 (0.000)	0	0
27	Pro kun	0	0	0
28	Pro nig	0.370 (0.277)	0	0
29	Pro ser	0	0	0
30	Prosopis sp	0	0.004 (0.004)	0.004 (0.003)
31	Rup tri	0	0	0
32	Sch pol	2.916 (0.431)	0.236 (0.093)	0.078 (0.025)
33	Sch lor	0.066 (0.055)	0.029 (0.010)	0.020 (0.006)
34	Sen aph	0	0.003 (0.003)	0
35	Tab nod	0	0	0
36	Xim ame	0.001 (0.001)	0.014 (0.014)	0
37	Ziz mis	0.401 (0.353)	0.084 (0.070)	0.010 (0.004)

**Apéndice 3.** Continuación. Área basal (m<sup>2</sup>/ha) de plantas > 5 mm de diámetro.

n°	Sigla	Bp1 (n=12)	Bp2 (n=12)	Bp3 (n=12)	Bp4 (n=12)
1	Aca aro	0	0	0	0
2	Aca fur	0.075 (0.075)	0.048 (0.048)	0.378 (0.147)	0.058 (0.039)
3	Aca pra	2.215 (0.580)	0.801 (0.370)	1.833 (0.393)	1.903 (0.536)
4	Ach pra	1.399 (0.254)	0.621 (0.243)	0.140 (0.062)	0.697 (0.241)
5	Aloysia 1	0	0	0	0
6	Aloysia 2	0	0	0	0
7	Asp que	10.420 (2.461)	3.490 (1.345)	3.066 (0.973)	3.298 (1.023)
8	Bou pra	0.018 (0.018)	1.381 (0.480)	0.233 (0.129)	0.148 (0.118)
9	Cae par	0.050 (0.050)	0	0.181 (0.181)	0
10	Cap ata	0.702 (0.236)	0.252 (0.087)	0.222 (0.125)	0.305 (0.121)
11	Cap ret	2.763 (0.435)	3.245 (0.536)	2.358 (0.397)	2.749 (0.444)
12	Cap sal	0.103 (0.083)	0.227 (0.102)	0.060 (0.027)	0.128 (0.069)
13	Cap spe	0.090 (0.074)	0.130 (0.065)	0.097 (0.074)	0.080 (0.065)
14	Cap twe	0.032 (0.021)	0.079 (0.025)	0.047 (0.025)	0.028 (0.015)
15	Cas coc	0.624 (0.169)	0.093 (0.046)	0.319 (0.131)	0.218 (0.105)
16	Cel pal	1.877 (0.412)	0.659 (0.140)	0.741 (0.135)	0.944 (0.181)
17	Cer pra	0	0	0	0.002 (0.002)
18	Condalia sp	0	0	0	0.001 (0.001)
19	Geo dec	0	0	0	0
20	Jod rho	0.182 (0.095)	0	0.004 (0.004)	0.415 (0.321)
21	Lycium	0.010 (0.005)	0.040 (0.040)	0	0.007 (0.007)
22	May spi	0.097 (0.062)	0.217 (0.071)	0.056 (0.039)	0.092 (0.045)
23	Mim car	0.310 (0.310)	0.167 (0.113)	0.024 (0.024)	0
24	Mim det	0.034 (0.019)	0.010 (0.006)	0.015 (0.013)	0.002 (0.002)
25	NN1	0	0	0.022 (0.022)	0
26	Por mic	0	0.011 (0.008)	0.000 (0.000)	0
27	Pro kun	0	0	0	0
28	Pro nig	0	0.116 (0.116)	0	0.126 (0.094)
29	Pro ser	0	0.040 (0.040)	0.002 (0.002)	0
30	Prosopis sp	0	0	0	0.007 (0.007)
31	Rup tri	0.006 (0.006)	0	0.360 (0.240)	0
32	Sch pol	1.257 (0.400)	0.703 (0.413)	0.422 (0.161)	0.331 (0.120)
33	Sch lor	8.964 (2.264)	2.944 (1.084)	1.847 (0.759)	3.866 (1.320)
34	Sen aph	0	0.000 (0.000)	0	0
35	Tab nod	0	0	0	0
36	Xim ame	0.250 (0.250)	0	0	0
37	Ziz mis	6.558 (1.887)	6.161 (0.958)	3.211 (0.789)	6.731 (1.154)

**Apéndice 3.** Continuación. Área basal (m<sup>2</sup>/ha) de plantas > 5 mm de diámetro.

n°	Sigla	Se1 (n=12)	Se2 (n=12)	Se4 (n=12)	Se3 (n=12)
1	Aca aro	0	0	0.001 (0.001)	0
2	Aca fur	0.284 (0.165)	0.239 (0.138)	0.018 (0.018)	1.204 (0.332)
3	Aca pra	3.627 (0.632)	2.344 (0.371)	1.072 (0.213)	2.686 (0.816)
4	Ach pra	0.274 (0.160)	0.783 (0.364)	0.453 (0.165)	0.420 (0.150)
5	Aloysia 1	0	0	0	0
6	Aloysia 2	0	0	0	0
7	Asp que	3.862 (1.249)	1.728 (0.771)	2.983 (1.250)	3.939 (1.278)
8	Bou pra	0.360 (0.355)	0.307 (0.207)	0	0.575 (0.277)
9	Cae par	0	0	0.672 (0.527)	0.000 (0.000)
10	Cap ata	0.513 (0.166)	0.194 (0.057)	0.332 (0.165)	0.243 (0.114)
11	Cap ret	2.557 (0.432)	1.304 (0.422)	0.868 (0.200)	2.690 (0.398)
12	Cap sal	0.232 (0.067)	0.083 (0.051)	0.004 (0.004)	0.204 (0.128)
13	Cap spe	0.066 (0.032)	0.013 (0.013)	0.144 (0.051)	0.218 (0.105)
14	Cap twe	0.038 (0.021)	0.002 (0.002)	0.002 (0.002)	0.078 (0.053)
15	Cas coc	0.145 (0.071)	0.040 (0.024)	0.184 (0.082)	0.220 (0.114)
16	Cel pal	0.691 (0.135)	1.364 (0.294)	0.672 (0.095)	1.669 (0.249)
17	Cer pra	0.022 (0.022)	0.001 (0.001)	0.001 (0.001)	0
18	Condalia sp	0	0	0	0
19	Geo dec	0	0	0	0
20	Jod rho	0.232 (0.208)	0.245 (0.202)	0.000 (0.000)	0.000 (0.000)
21	Lycium	0.009 (0.009)	0.003 (0.002)	0	0.004 (0.002)
22	May spi	0.288 (0.109)	0.030 (0.013)	0.017 (0.007)	0.006 (0.002)
23	Mim car	0	0.059 (0.059)	0	0.001 (0.001)
24	Mim det	0.032 (0.027)	0.039 (0.031)	0.080 (0.028)	0.030 (0.013)
25	NN1	0	0	0	0
26	Por mic	0.110 (0.025)	0	0	0
27	Pro kun	0	2.163 (0.758)	0	0
28	Pro nig	0.513 (0.348)	0	0.146 (0.110)	0.748 (0.346)
29	Pro ser	0	0	0	0.009 (0.009)
30	Prosopis sp	0	0	0.187 (0.083)	0
31	Rup tri	0	0	0	0.181 (0.114)
32	Sch pol	0.662 (0.198)	0.172 (0.118)	0.263 (0.114)	0.000 (0.000)
33	Sch lor	3.348 (1.367)	2.557 (1.248)	0.955 (0.352)	7.074 (2.417)
34	Sen aph	0	0	0	0.016 (0.015)
35	Tab nod	0	0	0	0.008 (0.008)
36	Xim ame	0	0.147 (0.147)	0	0.004 (0.004)
37	Ziz mis	4.970 (1.232)	2.578 (1.028)	3.058 (0.754)	5.615 (1.423)

**Apéndice 3.** Continuación. Área basal (m<sup>2</sup>/ha) de plantas > 5 mm de diámetro.

n°	Sigla	In1 (n=12)	In3 (n=12)	In2 (n=10)	In4 (n=12)	In5 (n=12)
1	Aca aro	0.010 (0.010)	0	0	0	0
2	Aca fur	0.399 (0.170)	0.110 (0.085)	0.533 (0.199)	0.303 (0.153)	0.276 (0.091)
3	Aca pra	1.790 (0.447)	1.974 (0.451)	1.068 (0.222)	1.554 (0.345)	1.729 (0.403)
4	Ach pra	1.591 (0.464)	0.004 (0.003)	0.439 (0.128)	0.018 (0.016)	0.003 (0.003)
5	Aloysia 1	0	0	0	0	0
6	Aloysia 2	0	0	0	0	0
7	Asp que	1.903 (0.486)	0.500 (0.225)	3.974 (1.572)	1.123 (0.389)	1.218 (0.305)
8	Bou pra	0.862 (0.376)	0	0.963 (0.352)	0.133 (0.062)	0.174 (0.174)
9	Cae par	0	0.054 (0.054)	0.080 (0.080)	0	0
10	Cap ata	0.184 (0.092)	0.335 (0.127)	0.278 (0.139)	0.125 (0.046)	0.198 (0.064)
11	Cap ret	3.158 (0.432)	0.777 (0.297)	3.308 (0.667)	0.568 (0.143)	1.004 (0.230)
12	Cap sal	0.149 (0.096)	0.028 (0.012)	0.186 (0.107)	0.278 (0.101)	0.036 (0.035)
13	Cap spe	0.013 (0.013)	0.005 (0.004)	0	0	0.029 (0.028)
14	Cap twe	0.064 (0.049)	0	0.041 (0.0289)	0	0.109 (0.028)
15	Cas coc	0.078 (0.030)	0.423 (0.216)	0.138 (0.070)	0.276 (0.132)	0.045 (0.035)
16	Cel pal	1.127 (0.186)	1.633 (0.214)	1.195 (0.239)	0.669 (0.150)	1.220 (0.234)
17	Cer pra	0	0.181 (0.097)	0	0.147 (0.147)	0.011 (0.009)
18	Condalia sp	0	0	0	0	0
19	Geo dec	0	0	0	0	0.001 (0.001)
20	Jod rho	0.101 (0.093)	0.002 (0.002)	0.012 (0.011)	0.016 (0.016)	0.000 (0.000)
21	Lycium	0.006 (0.003)	0.015 (0.008)	0.001 (0.001)	0.018 (0.011)	0.001 (0.001)
22	May spi	0.021 (0.011)	0.041 (0.018)	0.029 (0.012)	0.074 (0.040)	0.002 (0.002)
23	Mim car	0.009 (0.009)	0.075 (0.075)	0.811 (0.512)	0	0
24	Mim det	0.032 (0.019)	0.009 (0.007)	0.012 (0.007)	0.025 (0.024)	0.052 (0.031)
25	NN1	0	0	0	0	0
26	Por mic	0	0	0	0	0
27	Pro kun	0	0	0	0	0
28	Pro nig	0.876 (0.597)	0	0.861 (0.432)	0	0
29	Pro ser	0.113 (0.080)	0	0	0	0
30	Prosopis sp	0	0.001 (0.001)	0	0.022 (0.022)	0.010 (0.009)
31	Rup tri	0	0.003 (0.003)	0.031 (0.031)	0.840 (0.441)	0
32	Sch pol	0.584 (0.314)	1.013 (0.387)	0.283 (0.169)	0.750 (0.340)	0.002 (0.002)
33	Sch lor	3.390 (1.177)	1.701 (0.530)	1.454 (1.056)	0.668 (0.271)	1.251 (0.805)
34	Sen aph	0	0	0	0	0
35	Tab nod	0	0	0	0	0
36	Xim ame	0.029 (0.029)	0	0	0	0.024 (0.024)
37	Ziz mis	4.755 (0.936)	8.214 (1.408)	2.582 (0.772)	2.265 (0.686)	2.276 (0.570)

**Apéndice 4.** Área Basal ( $\text{m}^2/\text{ha}$ ) de las especies arbóreas con DAP > 50 mm. Se muestran valores promedios (Error Estándar) de los 16 sitios estudiados. La identidad de las especies correspondiente a cada sigla se encuentra en la Tabla 5.

n°	Sigla	Arb (n=10)	Pic (n=14)	Inc (n=12)	Bp1 (n=12)	Bp2 (n=12)	Bp3 (n=12)	Bp4 (n=12)	Se1 (n=12)
1	Asp que	0.238 (0.621)	0	0	10.315 (2.466)	3.351 (1.361)	2.904 (0.949)	3.149 (1.034)	3.745 (1.254)
2	Cae par	0	0	0	0.050 (0.050)	0	0.181 (0.181)	0	0
3	Cer pra	0	0	0	0	0	0	0	0
4	Jod rho	0	0	0	0.179 (0.094)	0	0	0.402 (0.322)	0.218 (0.209)
5	Pro kun	0	0	0	0	0	0	0	0
6	Pro nig	0.370 (0.876)	0	0	0	0.116 (0.116)	0	0.126 (0.094)	0.513 (0.348)
7	Prosopis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
8	Sch lor	0.052 (0.164)	0	0	8.917 (2.246)	2.920 (1.088)	1.809 (0.744)	3.663 (1.337)	3.331 (1.368)
9	Ziz mis	0.346 (1.094)	0	0	6.054 (1.822)	6.009 (0.914)	3.187 (0.787)	6.587 (1.109)	4.917 (1.221)

**Apéndice 4. Continuación.** Área Basal ( $\text{m}^2/\text{ha}$ ) de las especies arbóreas con DAP > 50 mm.

n°	Sigla	Se2 (n=12)	Se4 (n=12)	Se3 (n=12)	In1 (n=12)	In3 (n=12)	In2 (n=10)	In4 (n=12)	In5 (n=12)
1	Asp que	1.684 (0.771)	2.790 (1.235)	3.422 (1.133)	1.826 (0.495)	0.448 (0.227)	3.730 (4.882)	1.014 (0.406)	1.030 (0.309)
2	Cae par	0	0.592 (0.517)	0	0	0.054 (0.054)	0.080 (0.254)	0	0
3	Cer pra	0	0	0	0	0.169 (0.098)	0	0.147 (0.147)	0
4	Jod rho	0.240 (0.197)	0	0	0.101 (0.093)	0	0	0.016 (0.016)	0
5	Pro kun	2.163 (0.758)	0	0	0	0	0	0	0
6	Pro nig	0	0.146 (0.110)	0	0.876 (0.597)	0	0.856 (1.367)	0	0
7	Prosopis sp.	0	0.031 (0.031)	0	0	0	0	0.018 (0.018)	0
8	Sch lor	2.545 (1.248)	0.654 (0.265)	6.768 (2.444)	3.342 (1.183)	1.665 (0.525)	1.418 (3.350)	0.648 (0.267)	0.413 (0.201)
9	Ziz mis	2.562 (1.030)	2.573 (0.766)	5.383 (1.426)	4.167 (0.963)	8.165 (1.406)	2.501 (2.479)	2.230 (0.693)	2.252 (0.567)

**Apéndice 5.** Densidad (ind./ha) de renovales (individuos < 5 mm de diámetro) por especie. Se muestran valores promedios (Error Estádar) de los 16 sitios estudiados. La indentidad de las especies correspondiente a cada sigla se encuentra en la Tabla 5.

n°	Sigla	Arb (n=10)	Pic (n=14)	Inc (n=12)
1	Aca aro	5.00 (5.00)	0	4.17 (4.17)
2	Aca fur	0	0	0
3	Aca pra	5.00 (5.00)	71.43 (46.21)	83.33 (69.99)
4	Ach pra	135.00 (129.54)	0	0
5	Aloysia 1	295.00 (135.70)	0	0
6	Aloysia 2	10.00 (6.67)	0	4.17 (4.17)
7	Asp que	120.00 (31.80)	103.57 (25.92)	258.33 (51.80)
8	Bou pra	5.00 (5.00)	3.57 (3.57)	0
9	Bum obt	0	0	0
10	Cae par	0	0	0
11	Cap ata	65.00 (39.48)	0	0
12	Cap ret	310.00 (107.45)	128.57 (51.55)	687.50 (128.38)
13	Cap sal	0	3.57 (3.57)	37.50 (21.43)
14	Cap spe	0	3.57 (3.57)	37.50 (20.53)
15	Cap twe	0	3.57 (3.57)	50.00 (26.83)
16	Cas coc	100.00 (52.17)	7.14 (4.85)	41.67 (14.86)
17	Cel pal	280.00 (125.21)	64.29 (12.219)	229.17 (49.79)
18	Geo dec	0	0	0
19	Jod rho	25.00 (11.18)	0	12.50 (6.53)
20	Lycium	45.00 (30.23)	14.29 (8.17)	95.83 (59.50)
21	May spi	20.00 (11.06)	50.00 (15.72)	62.50 (18.59)
22	Mim car	0	0	0
23	Mim det	0	7.14 (4.85)	4.17 (4.17)
24	NN1	0	0	0
25	Por mic	0	0	0
26	Pro nig	0	0	0
27	Prosopis sp	0	0	4.17 (4.17)
28	Rup tri	0	0	0
29	Sch pol	35.00 (13.02)	3.57 (3.57)	8.33 (5.62)
30	Sch lor	40.00 (34.80)	10.71 (5.69)	4.17 (4.17)
31	Ziz mis	40.00 (17.95)	3.57 (3.57)	25.00 (14.43)

**Apéndice 5.** Continuación. Densidad (individuos/ha) de renovales (< 5 mm de diámetro).

n°	Sigla	Bp1 (n=12)	Bp2 (n=12)	Bp3 (n=12)	Bp4 (n=12)
1	Aca aro	0	0	0	0
2	Aca fur	0	0	16.67 (11.24)	8.33 (8.33)
3	Aca pra	866.67 (332.65)	1091.67 (245.71)	441.67 (75.34)	200.00 (27.52)
4	Ach pra	441.67 (87.44)	300.00 (149.24)	116.67 (40.51)	233.33 (61.95)
5	Aloysia 1	0	0	0	0
6	Aloysia 2	0	0	0	0
7	Asp que	158.33 (45.16)	391.67 (55.68)	300.00 (77.85)	183.33 (36.58)
8	Bou pra	0	50.00 (50.00)	50.00 (33.71)	0
9	Bum obt	0	0	0	0
10	Cae par	0	0	0	0
11	Cap ata	50.00 (26.11)	108.33 (35.80)	66.67 (18.80)	100.00 (32.57)
12	Cap ret	341.67 (73.30)	283.33 (38.60)	291.67 (59.62)	150.00 (26.11)
13	Cap sal	8.33 (8.33)	75.00 (35.09)	33.33 (18.80)	16.67 (11.24)
14	Cap spe	25.00 (17.94)	50.00 (33.71)	8.33 (8.33)	16.67 (11.24)
15	Cap twe	58.33 (49.94)	166.67 (89.89)	58.33 (35.80)	8.33 (8.33)
16	Cas coc	158.33 (45.16)	141.67 (63.32)	125.00 (39.17)	125.00 (41.06)
17	Cel pal	791.67 (192.46)	1408.33 (197.89)	350.00 (75.38)	166.67 (28.43)
18	Geo dec	0	0	0	0
19	Jod rho	16.67 (11.24)	16.67 (11.24)	41.67 (25.99)	33.33 (18.80)
20	Lycium	33.33 (18.80)	25.00 (17.94)	0	0
21	May spi	116.67 (51.98)	100.00 (32.57)	116.67 (20.72)	141.67 (37.86)
22	Mim car	0	0	0	0
23	Mim det	8.33 (8.33)	41.67 (25.99)	8.33 (8.33)	16.67 (11.24)
24	NN1	0	0	8.33 (8.33)	0
25	Por mic	0	50.00 (41.74)	16.67 (16.67)	0
26	Pro nig	0	0	0	0
27	Prosopis sp	0	0	0	0
28	Rup tri	0	0	25.00 (13.06)	0
29	Sch pol	33.33 (14.21)	0	16.67 (16.67)	8.33 (8.33)
30	Sch lor	25.00 (13.06)	25.00 (13.06)	116.67 (48.98)	41.67 (14.86)
31	Ziz mis	25.00 (13.06)	8.33 (8.33)	41.67 (14.86)	33.33 (14.21)

**Apéndice 5.** Continuación. Densidad (individuos/ha) de renovales (< 5 mm de diámetro).

n°	Sigla	Se1 (n=12)	Se2 (n=12)	Se4 (n=12)	Se3 (n=12)
1	Aca aro	0	0	0	0
2	Aca fur	0	16.67 (16.67)	0	158.33 (70.13)
3	Aca pra	1716.67 (312.09)	383.33 (84.24)	158.33 (37.86)	5883.33 (1831.99)
4	Ach pra	100.00 (57.74)	366.67 (138.90)	183.33 (32.18)	658.33 (249.08)
5	Aloysia 1	0	0	0	0
6	Aloysia 2	0	0	0	0
7	Asp que	166.67 (48.20)	283.33 (57.52)	133.33 (22.47)	233.33 (48.20)
8	Bou pra	0	108.33 (69.04)	0	33.33 (25.62)
9	Bum obt	0	0	0	0
10	Cae par	0	8.33 (8.33)	16.67 (11.24)	75.00 (41.06)
11	Cap ata	25.00 (17.94)	75.00 (27.87)	58.33 (14.86)	50.00 (23.03)
12	Cap ret	41.67 (14.86)	225.00 (60.46)	225.00 (65.28)	783.33 (194.56)
13	Cap sal	8.33 (8.33)	16.67 (11.24)	16.67 (11.24)	8.33 (8.33)
14	Cap spe	0	16.67 (16.67)	33.33 (25.62)	66.67 (49.75)
15	Cap twe	0	0	8.33 (8.33)	16.67 (16.67)
16	Cas coc	116.67 (40.51)	150.00 (54.36)	108.33 (25.99)	266.67 (63.17)
17	Cel pal	1308.33 (260.67)	450.00 (105.53)	175.00 (25.00)	1391.67 (221.38)
18	Geo dec	0	0	0	0
19	Jod rho	66.67 (18.80)	41.67 (22.89)	16.67 (11.24)	16.67 (11.24)
20	Lycium	8.33 (8.33)	116.67 (38.60)	0	25.00 (17.94)
21	May spi	58.33 (19.30)	308.33 (70.13)	183.33 (45.78)	325.00 (90.56)
22	Mim car	0	0	0	8.33 (8.33)
23	Mim det	0	8.33 (8.33)	83.33 (20.72)	141.67 (70.13)
24	NN1	0	0	0	0
25	Por mic	283.33 (75.71)	0	0	0
26	Pro nig	0	0	0	0
27	Prosopis sp	0	0	8.33 (8.33)	0
28	Rup tri	0	8.33 (8.33)	0	150.00 (101.13)
29	Sch pol	91.67 (46.80)	0	91.67 (31.28)	0
30	Sch lor	16.67 (16.67)	50.00 (19.46)	116.67 (24.10)	25.00 (13.06)
31	Ziz mis	0	16.67 (11.24)	108.33 (33.62)	33.33 (18.80)

**Apéndice 5.** Continuación. Densidad (individuos/ha) de renovales (< 5 mm de diámetro).

n°	Sigla	In1 (n=12)	In3 (n=12)	In2 (n=10)	In4 (n=12)	In5 (n=12)
1	Aca aro	0	0	0	0	0
2	Aca fur	0	0	80.00 (41.63)	8.33 (8.33)	66.67 (35.53)
3	Aca pra	4208.33 (1094.16)	183.33 (27.06)	360.00 (73.33)	283.33 (34.45)	483.33 (109.29)
4	Ach pra	1158.33 (561.45)	8.33 (8.33)	290.00 (69.04)	116.67 (53.42)	0
5	Aloysia 1	0	0	0	0	0
6	Aloysia 2	0	0	0	0	0
7	Asp que	250.00 (90.03)	308.33 (51.43)	270.00 (49.55)	275.00 (44.59)	333.33 (100.25)
8	Bou pra	50.00 (26.11)	0	210.00 (48.19)	50.00 (15.08)	0
9	Bum obt	0	0	0	8.33 (8.33)	0
10	Cae par	0	0	0	16.67 (11.24)	0
11	Cap ata	8.33 (8.33)	175.00 (55.22)	90.00 (40.69)	108.33 (37.86)	75.00 (25.00)
12	Cap ret	375.00 (133.21)	183.33 (57.52)	570.00 (152.06)	266.67 (63.17)	375.00 (77.97)
13	Cap sal	8.33 (8.33)	83.33 (24.10)	20.00 (13.33)	75.00 (27.87)	8.33 (8.33)
14	Cap spe	0	8.33 (8.33)	0	0	25.00 (13.06)
15	Cap twe	100.00 (63.96)	0	110.00 (52.60)	0	308.33 (72.26)
16	Cas coc	383.33 (90.31)	150.00 (33.71)	120.00 (29.06)	200.00 (38.92)	141.67 (37.86)
17	Cel pal	1583.33 (321.65)	208.33 (33.62)	300.00 (68.31)	333.33 (41.44)	358.33 (63.32)
18	Geo dec	0	0	0	0	16.67 (16.67)
19	Jod rho	0	8.33 (8.33)	10.00 (10.00)	50.00 (28.87)	8.33 (8.33)
20	Lycium	166.67 (52.70)	141.67 (43.45)	10.00 (10.00)	91.67 (22.89)	8.33 (8.33)
21	May spi	100.00 (49.24)	200.00 (46.06)	140.00 (40.00)	216.67 (44.10)	166.67 (33.33)
22	Mim car	0	0	10.00 (10.00)	0	0
23	Mim det	225.00 (70.84)	41.67 (22.89)	90.00 (45.83)	58.33 (28.76)	41.67 (19.30)
24	NN1	0	0	0	0	0
25	Por mic	0	0	0	0	0
26	Pro nig	0	0	0	0	8.33 (8.33)
27	Prosopis sp	0	0	0	0	0
28	Rup tri	0	0	0	158.33 (41.67)	0
29	Sch pol	50.00 (33.71)	100.00 (46.06)	30.00 (15.28)	175.00 (78.94)	41.67 (25.99)
30	Sch lor	125.00 (39.17)	200.00 (55.05)	50.00 (26.87)	175.00 (42.86)	66.67 (18.80)
31	Ziz mis	25.00 (13.06)	25.00 (17.94)	20.00 (20.00)	41.67 (14.86)	41.67 (14.86)

## Apéndice 6.

### ANÁLISIS DE SUELO DE SEIS BOSQUES CON DISTINTA HISTORIA DE USO FORESTAL: Bp2, Bp3, Bp4, Se2 Se3 y Se4.

En octubre de 2005 se realizó una campaña para caracterizar los suelos de cada uno de los 13 bosques con diferente historia forestal. En el área de influencia de las parcelas de cada sitio, se cavó una calicata donde se obtuvieron muestras de suelo de cada horizonte identificado y una fotografía de la misma. La descripción de las calicatas estuvo a cargo de un Teodoro Chafatinos, especialista en suelos de la Universidad Nacional de Salta.

#### **Bp2, calicata similar a Se1**

##### *Características Generales*

El relieve es plano, estabilizado, observándose una ligera erosión hídrica. Se trata de un suelo desarrollado con perfil A-B<sub>2</sub>-B<sub>3</sub>-C-C<sub>k</sub>, estructurado, de textura media, bien drenado, permeabilidad moderada, alto contenido de materia orgánica, bien provisto de nitrógeno, fósforo y potasio, ligeramente ácido a moderadamente alcalino en profundidad, abundantes carbonatos en profundidad, capacidad de intercambio catiónico moderadamente alta a media.

##### *Descripción del Perfil*

- A - 0 a 16 cm.** Pardo rojizo (5YR 5/3) en seco y pardo rojizo (5YR 4/3) en húmedo. Franco arenoso. Bloques subangulares finos y débiles. Blando, no plástico y no adhesivo. pH 6. Abundante presencia de raíces. Límite claro y suave.
- B<sub>2</sub> - 16 a 28 cm.** Pardo rojizo (5YR 4/4) en seco y pardo rojizo (5YR 4/3) en húmedo. Franco. Sin estructura. Bloques subangulares medios moderados. Ligeramente duro y firme; ligeramente plástico y ligeramente adhesivo. pH 5,7. Moderada presencia de raíces. Límite claro y suave.
- B<sub>3</sub> - 28 a 48 cm.** Rojo amarillento (5YR 5/6) en seco y rojo amarillento (5YR 4/6) en húmedo. Franco. Bloques subangulares medios a finos, moderados a débiles. Ligamente duro, friable, ligeramente plástico, no adhesivo. pH 6,2. Escasa presencia de raíces. Límite claro y suave.
- C - 48 a 72 cm.** Amarillo rojizo (5YR 6/6) en seco y rojo amarillento (5YR 5/6) en húmedo. Franco arenoso. Bloques subangulares, finos, débiles a masivo. Blando, muy friable, no plástico, no adhesivo. pH 6,6. Límite abrupto y suave.

**C<sub>k</sub> - 72 a 120 cm.** Pardo rojizo claro (5YR 6/4) en seco y pardo rojizo (5YR 5/4) en húmedo. Franco arenoso. Masivo, suelto, no plástico y no adhesivo. pH 8,0. Abundante Carbonato de Ca en forma de nódulos duros.

---

## **Bp3**

### *Características Generales*

Se trata de un suelo desarrollado, con perfil A-B<sub>2T</sub>-C-C<sub>k</sub>, moderadamente profundo, estructurado, texturas medianamente finas, moderadamente bien drenado, permeabilidad moderada, altos contenidos de materia orgánica, bien provisto de nitrógeno, fósforo y potasio. Ligeramente ácido en superficie y moderadamente alcalino en profundidad, abundantes carbonatos en profundidad, capacidad de intercambio catiónico de moderada a alta. A partir de los 50 cm de profundidad, altos niveles de salinidad caracterizada por cloruros. Zona de áreas con suelo pesado, con ligero encharcamiento y presencia de 2 individuos de palo cruz (*Tabebuia nodosa*) en las inmediaciones de la calicata.

### *Descripción del Perfil*

**A - 0 a 10 cm.** Pardo rojizo (5YR 5/4) en seco y pardo rojizo (5YR 4/4) en húmedo. Franco. Bloques subangulares, medios, moderados. Ligamente duro, friable, ligeramente plástico, no adhesivo. pH 6,0. Moderada presencia de raíces. Límite claro y suave.

**B<sub>2T</sub> - 10 a 50 cm.** Pardo rojizo (5YR 4/3) en seco y pardo rojizo oscuro (5YR 4/4) en húmedo. Franco. Bloques subangulares, medios moderados a fuerte, ligeramente duro, friable, ligeramente plástico, ligeramente adhesivo. pH 6,2. Límite abrupto y suave.

**C - 50 a 80 cm.** Pardo rojizo (5YR 5/4) en seco y rojo amarillento (5YR 5/6) en húmedo. Arena franco. Bloques finos a masivos. Blando, muy friable, no plástico, no adhesivo. pH 6,7. Límite claro y suave.

**C<sub>k</sub> - 80 - 120 cm.** Pardo rojizo claro (5YR 6/4) en seco y pardo rojizo (5YR 5/4) en húmedo. Arena franco. Masivo, suelto, no plástico y no adhesivo. pH 7,6. Abundante Carbonato de Ca en la masa y en forma de nódulos duros.

---

## **Bp4, calicata similar a Bp1, In3 e In5**

### *Características Generales*

Se trata de un suelo moderadamente desarrollado, con perfil A-B<sub>2</sub>-B<sub>3</sub>-C<sub>k</sub>, moderadamente profundo, estructurado, texturas medias, bien drenado, permeabilidad moderada, materia orgánica contenido medio, bien provisto de nitrógeno, medianament provsto de fósforo y bien provisto de potasio. Neutro en superficie y moderadamente alcalino en profundidad, abundantes carbonatos en profundidad, capacidad de intercambio catiónico media.

### *Descripción del Perfil*

**A - 0 a 20 cm.** Pardo rojizo (5YR 5/3) en seco y pardo rojizo (5YR 4/4) en húmedo. Franco arenoso.

Bloques subangulares finos y débiles. Blando, no plástico y no adhesivo. pH 6.6. Abundante presencia de raíces. Límite claro y suave.

**B<sub>2</sub> - 20 a 40 cm.** Pardo rojizo (5YR 4/4) en seco y pardo rojizo oscuro (5YR 3/4) en húmedo. Franco arenoso. Bloques subangulares medios, moderados. Ligerametne duro, friable, ligeramente plástico y no adhesivo. pH 6,8. Moderda presencia de raices. Límite claro y suave.

**B<sub>3</sub> - 40 a 70 cm.** Rojo amarillento (5YR 5/6) en seco y rojo amarillento (5YR 4/6) en húmedo. Franco arenoso. Bloques subangulares finos, moderados a débiles. Blando, friable, ligeramente plástico, no adhesivo. pH 7,3. Escasa presencia de raíces. Límite claro y suave.

**C<sub>k</sub> - 70 a 130 cm.** Pardo rojizo claro (5YR 6/4) en seco y amarillo rojizo (5YR 6/6) en húmedo. Franco arenoso. Masivo, suelto, no plástico y no adhesivo. pH 8,2. Abundante Carbonato de Ca.

## **Se2**

### *Características generales*

Se trata de un suelo moderadamente desarrollado, con perfil A-B-C-C<sub>k</sub>, bien estructurado, texturas medianamente finas, drenaje imperfecto, permeabilidad moderadamente lenta, moderadamente alto contenido de materia orgánica, bien provisto de nitrógeno y fósforo y medianamente provisto de potasio. Fuertemente ácido en superficie y moderadamente alcalino en profundidad, abundantes carbonatos en profundidad, capacidad de intercambio catiónico moderadamente alta. A partir de los

45 cm de profundidad, altos niveles de salinidad caracterizada por cloruros. Presencia de itín (*Prosopis kuntzei*) en altas densidades.

#### *Descripción del Perfil*

**A - 0 a 23 cm.** Pardo rojizo (5YR 5/4) en seco y pardo rojizo (5YR 4/4) en húmedo. Franco limoso. Bloques subangulares, medios, moderados. Ligeramente duro, firme, plástico y adhesivo. pH 5,0. Moderada presencia de raíces. Límite claro y suave.

**B - 23 a 45 cm.** Rojo amarillento (5YR 5/6) en seco y pardo rojo amarillento (5YR 4/6) en húmedo. Franco limoso. Bloques subangulares, medios moderados a fuerte, ligeramente duro, firme, plástico, ligeramente adhesivo. pH 6,0. Límite abrupto y suave.

**C - 45 a 100 cm.** Rojo amarillento (5YR 5/8) en seco y rojo amarillento (5YR 4/8) en húmedo. Franco arenoso. Bloques subangulares, finos a msivos. Blando y suelto, no plástico, no adhesivo. pH 7,3. Media conductividad eléctrica. Límite claro y suave.

**C<sub>k</sub> - 100 a 130 cm.** Pardo rojizo claro (5YR 6/4) en seco y amarillo rojizo (5YR 6/6) en húmedo. Franco arenoso. Masivo, suelto, no plástico y no adhesivo. pH 7,7. Alta conductividad eléctrica. Abundante Carbonato de Ca.

---

### **Se3, calicata similar a In2 e In4**

#### *Características Generales*

Se trata de un suelo moderadamente desarrollado, con perfil A-B-C-C<sub>k</sub>, textura media, moderadamente bien drenado, permeabilidad moderada, alto contenido de materia orgánica, bien provisto de nitrógeno, medianamene provisto de fósforo y bien provisto de potasio. Neutro en superficie y moderadamente alcalino en profundidad, capacidad de intercambio catiónico mderadamente alta.

#### *Descripción del Perfil*

**A - 0 a 15 cm.** Pardo rojizo (5YR 5/3) en seco y pardo rojizo (5YR 4/4) en húmedo. Franco arenoso. Bloques subangulares, medios, moderados. Ligeramete duro, friable, ligeramente plástico, no adhesivo. pH 6,8. Moderada presencia de raíces. Límite claro y suave.

- B - 15 a 41 cm.** Pardo rojizo (5YR 4/4) en seco y pardo rojizo oscuro (5YR 3/4) en húmedo. Franco. Bloques subangulares, medios moderados, ligeramente duro, friable, ligeramente plástico, ligeramente adhesivo. pH 6,9. Límite gradual y suave.
- C - 41 a 70 cm.** Rojo amarillento (5YR 5/8) en seco y rojo amarillento (5YR 4/8) en húmedo. Franco arenoso. Bloques subangulares, finos, débiles a masivos. Blando, muy friable, ligeramente plástico, no adhesivo. pH 7,6. Límite gradual y suave.
- C<sub>k</sub> - 70 - 120 cm.** Pardo rojizo claro (5YR 6/4) en seco y amarillo rojizo (5YR 6/6) en húmedo. Arena franco. Masivo, suelto, no plástico y no adhesivo.
- 

## Se4

### *Características Generales*

Suelo sin desarrollo; con perfil A-C<sub>1</sub>-C<sub>2</sub>-C<sub>3</sub>, texturas medias, bien drenado, permeabilidad moderada, bajo contenido de materia orgánica, poco provisto de nitrógeno, medianamente provisto de fósforo y bien provisto de potasio. Levemente ácido en superficie y moderadamente alcalino en profundidad, capacidad de intercambio catiónico media. Se observa el horizonte A muy compactado, material de deposición caótica, relieve con micro-ondulaciones.

### *Descripción del Perfil*

- A - 0 a 20 cm.** Rojo amarillento (5YR 5/6) en seco y pardo rojo amarillento (5YR 4/8) en húmedo. Franco arenoso. Bloques subangulares medios a finos, moderados a débiles. Ligeramente duro, friable, ligeramente plástico y no adhesivo. pH 6,5. Límite claro y suave.
- C<sub>1</sub> - 20 a 50 cm.** Amarillo rojizo (5YR 6/6) en seco y rojo amarillento (5YR 5/6) en húmedo. Franco arenoso. Masivo con tendencia a bloques subangulares, finos. Blando, muy friables, ligeramente plástico y no adhesivo. pH 6,1. Límite claro y suave.
- C<sub>2</sub> - 50 a 100 cm.** Pardo rojizo claro (5YR 6/4) en seco y pardo rojizo (5YR 5/4) en húmedo. Franco arenoso. Masivo, suelto, muy friable. No plástico y no adhesivo. pH 7,1. Límite abrupto y suave.
- C<sub>3</sub> - 100 a 130 cm.** Amarillo rojizo (5YR 6/6) en seco y pardo rojizo claro (5YR 6/4) en húmedo. Franco arenoso. Masivo, suelto no plástico, no adhesivo. pH 7,9.

## Interpretación de los resultados de las planillas de análisis de suelos

Se analizaron 24 muestras de 6 sitios que presentaron las siguientes características generales:

La textura investigada analíticamente corresponde fundamentalmente a suelos livianos (Textura arenosa) con moderado desarrollo, quedando los materiales intermedios, con presencia de limo, en los suelos más desarrollados. Los bajos valores de arcilla, quedan reducidos a los horizontes “B”. La textura arenosa en el sustrato del perfil es la que domina en el área de estudio.

El pH se presenta en un rango de variación entre 5,0 a 8,2. En general son suelos levemente ácidos a levemente alcalinos.

La conductividad eléctrica (Ce) en general fue baja en casi todos los suelos analizados, variando desde 0.2 a 2.2 mmhos/cm (suelo no salino 0,0 a 2,0 mmhos/cm), salvo en Bp3 y Se2 registraron conductividades altas que variaron desde 9.07 a 19.6 en los horizontes C y C<sub>k</sub> (45 a 130 cm), caracterizando a los mismos como horizontes salinos. Bp2 presentó valores de 2.2 mmhos/cm en el horizonte C<sub>k</sub> superando levemente el límite de un suelo no salino.

El nivel de carbonatos de Ca + Mg, es medio a alto en los Htes subsuperficiales cálcicos.

Con respecto a los cloruros, se encuentran localizados en Bp3 y Se2. La presencia temporaria de agua sobre los suelos, marca el origen de estas sales y la profundidad en que se encuentran se relaciona directamente al mayor o menor drenaje que permite la textura.

La materia orgánica se presentó en contenidos algo variables. Valores muy altos (> 4,0 %) se observan en los horizontes superficiales de Bp3, Bp2 y Se3;. En los horizontes del subsuelo y del sustrato se produce una disminución razonable en todos los casos. Los valores mínimos se encontraron en Se4 y Bp4 (1.72 %).

En el caso del nitrógeno, los valores mantienen la misma relación que la MO, es decir bien provisto en el horizonte A (> 0.20%), medianamente provisto en el horizonte B (de 0.12 a 0.20 %) y poco provisto en el horizonte C (< 0.12 %).

El fósforo se presentó en general con valores medios (de 10 a 30 ppm). El sitio Se4, suelo incipiente de textura gruesa presentó valores bajos (< 10 ppm). El sitio Bp2, suelo desarrollado presentó valores altos (> 30 ppm).

El calcio y el magnesio presentan en general un valor alto en todas muestras. La relación Ca/Mg brinda valores entre 2,3 y 4.4 en el horizonte superficial. En el horizonte sub-superficial la relación varía entre 2.4 y 4.9. El valor ideal de esta relación, para que no existan problemas con el magnesio, es que sea superior a 2, puesto que es un catión que posee propiedades dispersantes (un poco menos que la del sodio). La relación óptima entre ambos cationes está entre 2 y 6, puesto que si fuese elevada se observarían problemas por la falta de absorción del magnesio.

El potasio intercambiable presenta valores altos en todas las muestras (> 0.34 ppm). En general, no existirían problemas con dicho catión dado que tanto su disponibilidad en la solución como su cantidad potencial, son buenas.

El sodio intercambiable es muy bajo, menos de 1 meq/100 gr. de suelo en casi todas las muestras, lo que brinda un PSI (porcentaje de sodio intercambiable) muy bajo, por lo que no existiría ningún problema con este catión. Las excepciones fueron los sitios que mostraron salinidades superiores a 2 mmhos/cm. (Se2 y Bp3 a partir de los 45 cm de profundidad).

La CIC que domina en los horizontes superficiales es moderadamente alta (12-20 meq/100gr) con excepción de Se4 con valores medios (9.1 meq/100gr) y Bp3 con valores altos (22.2 meq/100gr) en todo el perfil. Los horizontes subsuperficiales presentaron en general una CIC moderadamente alta, mientras que, en términos generales, a mayor profundidad la misma tiende a disminuir hasta valores medios-bajos, con excepción de Bp3.