

Impacto del aprovechamiento forestal en la estructura y diversidad de la selva pedemontana.

CECILIA BLUNDO

Fundación ProYungas, C.C. 34, 4107 Yerba Buena,
Tucumán, Argentina.

*Enviar correspondencia a: Fundación ProYungas, C.C. 34
4107 Yerba Buena, Tucumán, Argentina.
ccblundo@yahoo.com.ar*

LUCIO R. MALIZIA

Fundación ProYungas Jujuy.

RESUMEN

La agricultura ha transformado una vasta superficie de Selva Pedemontana en las Yungas Argentinas. Los bosques remanentes son usados principalmente para el aprovechamiento forestal, pues estas selvas tienen alto valor forestal. Estudios previos han mostrado que la extracción selectiva de especies maderables modifica la composición y estructura del bosque. Buscamos determinar características del bosque que permitan evaluar su estado de conservación/degradación y su capacidad de recuperación natural luego del aprovechamiento forestal. Analizamos 23 sitios que difieren en el tiempo transcurrido desde su último aprovechamiento forestal, es decir, bosques secundarios en distintas etapas sucesionales. Se censaron 8.982 árboles mayores de 10 cm de dap pertenecientes a 105 especies, 85 géneros y 38 familias. La riqueza de especies es baja en sitios donde recientemente ocurrió aprovechamiento. El número de tocones (árboles aserrados) tiende a disminuir en los sitios con más años sin aprovechamiento forestal. El área basal total y la relación entre área basal de las especies maderables y de las otras especies (ABM/ABO) es variable entre sitios. El ABM aumenta a medida que se consideran bosques con más años sin intervención. Consideramos que se debe tener en cuenta la relación ABM/ABO, porque independientemente del área basal total es importante considerar qué especies la representan. El interés en el manejo de bosques secundarios para la obtención de productos maderables ha aumentado en los últimos años. Es por eso que, estudios que permitan conocer más sobre la ecología de estos bosques deberían contribuir a mejorar su estado de conservación y aumentar su productividad.

ABSTRACT

A large area of Premontane Forest has been transformed by agriculture. The areas that remain as forest are mostly used for selective logging. Studies have shown that selective logging of timber species modifies the composition and structure of forest. We determine characteristics to assess the forest conservation status and its natural regeneration ability after logging. We analyzed data from 23 sites logged in different periods of time. We recorded 8.982 trees representing 105 species, 85 genera, and 38 families with a DBH greater than 10 cm. Species richness was low in forests where the disturbance occurred recently. The number of stumps decreased in forests that have not been logged for a longer period of time. The total basal area and the relationship between the basal area of timber species and non-timber species (AMB/ABO) are variable among sites. The ABM increases in forests that have not been logged for a longer period of time. To determine forest conservation status, the relationship ABM/ABO must be considered because it is important to identify which species represent the total basal area. In recent years, the interest of secondary forests management for forestry production has increased. Therefore, further studies to enable a better understanding of forests ecology will contribute to improve their conservation status and productivity.

INTRODUCCIÓN

La Selva Pedemontana es el piso altitudinal inferior de las Yungas, distribuida en el noroeste de Argentina y el sur de Bolivia. Es una selva estacional, con un alto dominio de especies caducifolias (>70%), compuesta por unas 100 especies de árboles, que pueden formar un dosel continuo de unos 25 m de altura. Por su temperatura cálida, relieve plano, suelos fértiles y disponibilidad de agua, desde hace más de un siglo la agricultura ha transformado una vasta superficie (430.000 ha aproximadamente) de la Selva Pedemontana en Argentina (Brown y Malizia 2004). Las selvas remanentes (aproximadamente 908.000 ha) son usadas en casi toda su extensión para el aprovechamiento forestal, principalmente para extracción selectiva de especies maderables, y en muchos casos, como áreas de pastoreo extensivo para ganado vacuno, principalmente en las áreas próximas a los asentamientos humanos (Brown et al. 2001). La importancia forestal de la Selva Pedemontana radica en la presencia de un gran número de especies de alto valor forestal, como cedro Orán (*Cedrela balansae*), roble (*Amburana cearensis*), lapacho rosado (*Tabebuia impetiginosa*) y quina colorada (*Myroxylon peruiferum*), y otras de valor más reducido como palo blanco (*Calycophyllum multiflorum*), palo amarillo (*Phyllostylon rhamnoides*), urundel (*Astronium urundeuva*), afata (*Cordia trichotoma*), cebil colorado (*Anadenanthera colubrina*), entre otras (Brown 1995).

Estudios previos han mostrado que luego de la extracción selectiva de especies maderables se modifican las condiciones ambientales en el bosque (e.g. aumento de la disponibilidad de luz), por lo que ocurren cambios en la composición de especies (Fredericksen et al. 1999, Fredericksen y Mostacedo 2000, Peltzer et al. 2000), cambios en la diversidad de especies y en la regeneración de las especies leñosas (Chapman y Chapman 1997, Magnusson et al. 1999, Pinard et al. 2000) y cambios en la cobertura del dosel (Wilkie et al. 1992). En bosques secos de Bolivia y Argentina se encontró que la composición de especies y la fisonomía del bosque cambian según la intensidad de uso del mismo (Fredericksen y Mostacedo 2000, Tálamo y Caziani 2003).

La sucesión secundaria se lleva a cabo en áreas donde la vegetación ha sido removida total o parcialmente (Ricklefs 1993). Según esta definición, los bosques de donde se extrae madera de forma selectiva serían bosques secundarios en distintas etapas sucesionales, dependiendo de la intensidad y frecuencia de uso que han sufrido y del tiempo transcurrido desde su última intervención forestal. Los bosques secundarios tienen dos características importantes que hacen que el manejo forestal sea más factible que en los bosques primarios: alta productividad de biomasa y alta densidad de especies (Finegan 1992). Sin embargo, estas

características pueden verse afectadas negativamente cuando el uso del bosque llega al extremo donde se altera la capacidad de su recuperación natural (e.g. disponibilidad de semillas) y cambia significativamente la estructura del bosque y la composición de especies (e.g. remoción de todos los individuos por arriba de un diámetro mínimo). Según Grau et al. (1997), las características estructurales y la composición florística de la vegetación al inicio de la sucesión secundaria en Selva Montana, juegan un papel importante en la recuperación natural del bosque en las décadas siguientes.

Determinar las características del bosque que permitan evaluar su estado de conservación y su capacidad de recuperación natural son claves para comprender el proceso de sucesión secundaria del bosque. Además, esto permitirá evaluar cuándo es necesario aplicar técnicas de manejo para contribuir con la recuperación natural de un bosque. Esto tiene connotaciones prácticas importantes, ya que una serie de leyes forestales nacionales (como la Ley N° 25080) promocionan la recuperación de los bosques degradados mediante la implantación de especies de uso forestal. Sin embargo, aún falta definir que se entiende por un bosque degradado, lo cual permitirá la aplicación de la ley, y que técnicas son las apropiadas para su restauración.

Para responder estos interrogantes, los objetivos de este trabajo son: 1) determinar los parámetros estructurales y de composición de especies que permitan caracterizar el estado de conservación/degradación de un bosque y su capacidad de recuperación natural, y 2) diagnosticar cuando es necesario aplicar técnicas de manejo que contribuyan a la recuperación del bosque degradado y que favorezcan su capacidad para ser aprovechados forestalmente.

MÉTODOS

Área de estudio

Se analizaron datos provenientes de 23 sitios ubicados en Selva Pedemontana en la Alta y Baja Cuenca del Río Bermejo, en las Provincias de Salta y Jujuy (Figura 1), cuyo principal tipo de uso fue la extracción selectiva de especies maderables. Estos bosques se encuentran entre los 400 y 900 m s.n.m., ubicados sobre tierras planas y las primeras estribaciones de la montaña. Las precipitaciones rondan los 1000 mm anuales, con una marcada estacionalidad determinada por la concentración de las lluvias en el verano. En esta estación del año las temperaturas son máximas, pudiendo superar los 40° C (Brown et al. 2001). La vegetación corresponde a la unidad fitogeográfica de la Selva Tucumano-Boliviana (Yungas Australes), perte-

neciente a la Provincia Fitogeográfica de las Yungas (Cabrera 1976). Las especies de árboles de este sector de selvas son relativamente bien conocidas (Digilio y Legname 1966, Legname 1982, Killen et al. 1993, Brown y Malizia 2007).

Recolección de datos

Los datos de campo provienen de 23 sitios relevados con diferentes métodos de muestreo: 17 sitios corresponden a parcelas de la Red Subtropical de Parcelas Permanentes (RedSPP) de la Fundación ProYungas, cuatro sitios corresponden a inventarios forestales realizados por la Fundación ProYungas en fincas privadas dentro del marco del Programa de Manejo Forestal Responsable (ProFor), y dos sitios corresponden a un relevamiento forestal realizado por la empresa Pan American Energy (PAE).

Las 17 parcelas de la RedSPP son de 1 ha cada una (20 m x 500 m), corregidas por pendiente para cubrir 1 ha (Condit 1998). Los cuatro inventarios forestales consisten en un número variable de parcelas de 0,1 ha, circulares (17,84 m de radio) o rectangulares (20 m x 50 m) distribuidas sistemáticamente dentro de los lotes inventariados. El número de parcelas que se realizaron en cada inventario varió dependiendo del tamaño de la finca, siendo la superficie total relevada equivalente al 1% de la superficie de la propiedad. El relevamiento forestal realizado por PAE corresponde a una faja extensa de bosque con una superficie de 19,6 ha (10 m x 19.600 m) que corresponde a la traza del camino de acceso a Tuyunti. Se trabajó con los datos de dos sectores de 1 ha cada uno (10 m x 1.000 m) distantes 6 km entre sí, que corresponden a bosques secundarios sujetos a aprovechamiento forestal en el pasado. En todas las parcelas se identificaron a nivel de especie y midieron todos los árboles ≥ 10 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP), medido a 1,30 m del suelo. Además, se consideró el tiempo transcurrido desde la última intervención forestal (información proporcionada por propietarios y personas del lugar) como una medida de la etapa sucesional que atraviesa cada sitio. Por último, en las 17 parcelas de la RedSPP se contabilizaron el número de árboles aserrados (tocones).

Análisis de datos

Para analizar los parámetros de estructura del bosque se consideraron dos grupos de especies: especies maderables y especies no maderables (el resto de las especies). Las 8 especies maderables seleccionadas fueron: cedro Orán, roble, quina colorada, palo blanco, palo amarillo, urundel, afata y lapacho rosado.

Para cada sitio se determinó riqueza de especies, área basal y densidad de individuos por hectárea. Para los dos últimos parámetros se realizó el cálculo sobre los individuos totales por sitio, los individuos de las especies maderables y los in-

individuos de las especies no maderables. Para cada sitio se calculó la proporción de individuos de especies maderables y no maderables en 3 clases de tamaños diamétricos: individuos de 10 a 20 cm de DAP, individuos de 20 a 40 cm de DAP e individuos de más de 40 cm de DAP.

Para evaluar la variación en la composición de especies entre sitios se emplearon datos de abundancia de individuos por especie en un ordenamiento no-métrico de escalamiento multidimensional (NMDS) basado en el índice de similitud de Sørensen, utilizando el programa PC-ORD (McCune y Mefford 1999). Se utilizaron correlaciones no paramétricas de Spearman entre los ejes del ordenamiento y las variables de estructura del bosque y abundancia de las especies en cada sitio. Estos análisis se realizaron con el programa STATISTICA 6.0 (Statsoft 2001).

RESULTADOS

En los 23 sitios analizados se censaron un total de 8982 árboles mayores de 10 cm de DAP pertenecientes a 105 especies, 85 géneros y 38 familias. Las especies más abundantes son cebil colorado (11,2% del total de individuos censados), palo amarillo (7,1%), laurel blanco (*Ocotea puberula*, 6%), palo blanco y mato (*Myrcianthes pungens*, 4,2% cada una). Un total de 76 especies tienen una abundancia relativa inferior al 1%. La riqueza de especies por hectárea es variable, registrándose en general los valores más bajos en los sitios que fueron aprovechados recientemente (Tabla 1). El número de árboles aserrados encontrados tiende a disminuir en los sitios con más años sin aprovechamiento forestal ($r = -0,46$; $P < 0,07$).

El área basal total y la relación entre el área basal de las especies maderables y el área basal de las otras especies (ABM/ABO) es variable entre sitios (Tabla 2). El ABM aumenta a medida que disminuye el ABO ($r = -0,59$; $P < 0,001$; Figura 2). Algunos sitios tienen ABM menor que ABO (e.g. Plaza, Km 34, Candado Chico, Río Seco I, Bajo Macueta II, San Antonio), otros tienen ABM similar al ABO (e.g. Sauzalito, Las Moras, Río Seco II, Aibal, San Martín) y dos sitios tienen ABM hasta dos veces mayor que ABO (El Carmen y Yuchan). La relación ABM/ABO se asoció positivamente con los años transcurridos desde la última intervención ($r = 0,75$; $P < 0,001$); es decir, a medida que transcurren más años desde el último aprovechamiento forestal aumenta el ABM.

Los sitios estudiados tendieron a dispersarse a lo largo de tres dimensiones del ordenamiento espacial (NMDS) según la abundancia de individuos por especie. Este ordenamiento explicó el 89% de la variabilidad de los datos. Los análisis de correlación de Spearman identificaron que algunas variables de estructura se aso-

Figura 1. Distribución de los 23 sitios de muestreo en la Alta y Baja Cuenca del Río Bermejo, Provincias de Salta y Jujuy, Argentina.

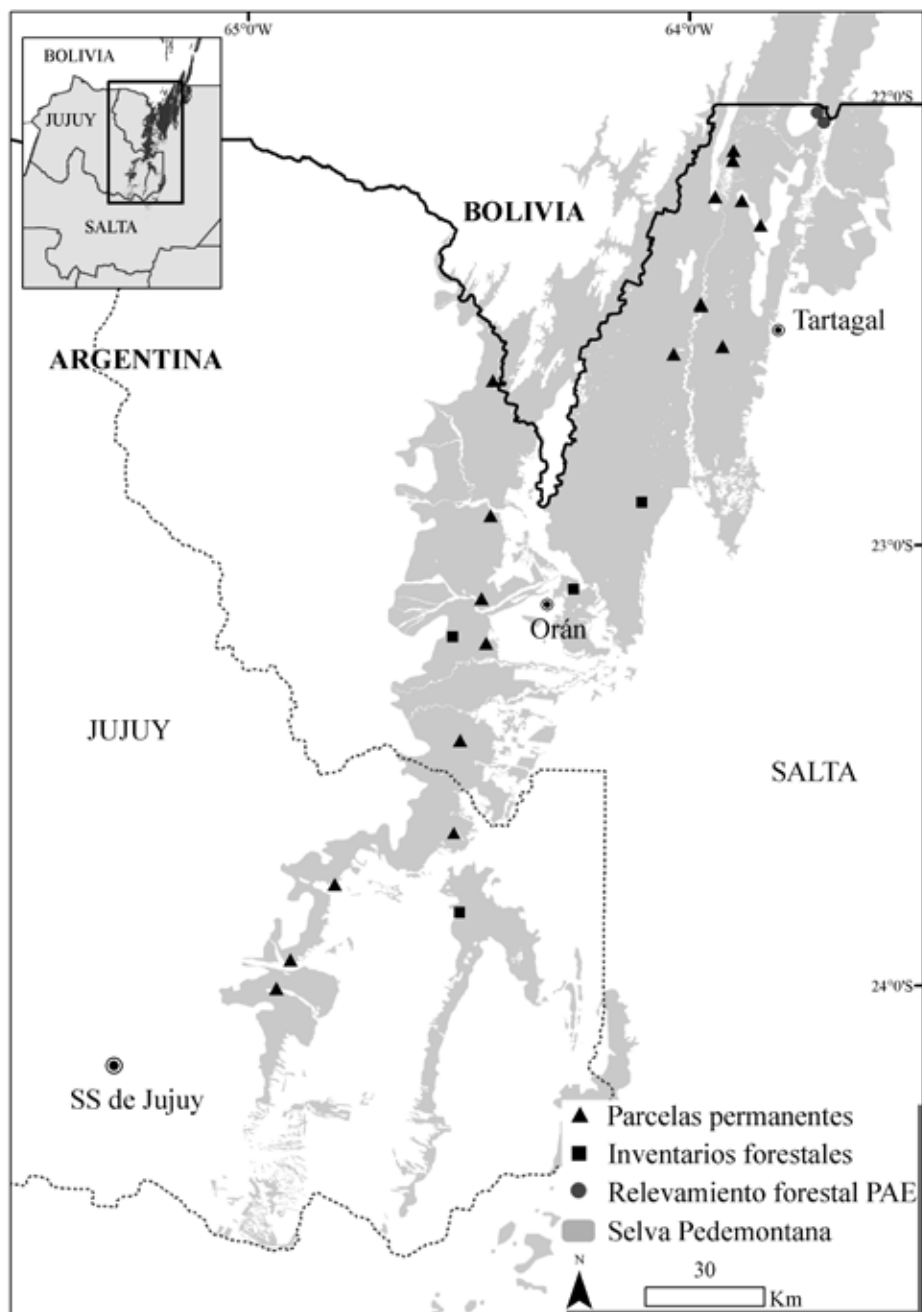


Tabla 1. Número de especies, árboles muertos en pie y árboles aserrados por hectárea. Se detallan los años transcurridos desde la última intervención forestal, el código de los sitios y el origen de los datos. S/d: sin dato. RedSPP: Red Subtropical de Parcelas Permanentes. ProFor: Programa de Manejo Forestal Responsable. PAE: Pan American Energy.

Sitios	Código	Riqueza de especies			Años sin intervención	Origen de los datos
		Árboles muertos	Árboles aserrados			
Tuyunti II	tull	14	2	s/d	?	PAE
El Carmen	ec	16	s/d	s/d	*	ProFor
Tuyunti I	tul	19	2	s/d	?	PAE
Las Moras	lm	22	24	s/d	*	ProFor
Sauzalito	sau	22	40	9	*	RPP
San Martín	sm	28	15	0	25	RedSPP
Finca Río Seco	frs	30	s/d	s/d	*	ProFor
Yuchan	yu	30	32	0	25	RedSPP
Plaza	pl	31	11	s/d	15	ProFor
Candado Chico	cc	33	35	0	15	RedSPP
Río Seco I	rsl	33	26	7	5	RedSPP
Aibal	ai	36	32	2	15	RedSPP
San Antonio	sa	36	27	12	3	RedSPP
Bajo Macueta II	bmlII	38	14	2	10	RedSPP
Macueta Sur	ms	39	15	2	12	RedSPP
Río Seco II	rsII	41	17	1	30	RedSPP
Tecpetrol	te	42	64	10	20	RedSPP
Bajo Macueta I	bml	42	27	3	10	RedSPP
Km34	k34	42	11	2	12	RedSPP
Tabacal	ta	43	33	4	20	RedSPP
Km25	k25	45	17	6	20	RedSPP
Abra Grande	ag	48	78	3	20	RedSPP
Valle Morado	vm	50	38	11	25	RedSPP

Tabla 2. Área basal y número de individuos por hectárea (individuos totales, individuos maderables e individuos de otras especies) en los 23 sitios muestreados.

Sitios	Área basal (m ² ha ⁻¹)			Número de individuos (ha ⁻¹)		
	Total	Maderables	Otras	Total	Maderables	Otras
Plaza	10,2	0,8	9,4	156	8	148
Sauzalito	14,3	5,7	8,6	300	118	182
Las Moras	15,5	6,6	8,9	210	89	121
Río Seco II	17,7	8,8	9,0	377	109	268
Km34	18,1	3,2	14,9	473	32	441
El Carmen	18,9	14,1	4,7	228	166	62
Finca Río Seco	19,2	5,3	14,0	284	43	241
Aibal	19,9	9,0	10,9	396	173	223
Candado Chico	20,6	1,0	19,6	438	17	421
Río Seco I	21,6	0,8	20,8	360	13	347
Bajo Macueta II	21,8	2,8	19,0	473	42	431
Km25	21,9	3,0	18,9	414	38	376
Bajo Macueta I	22,1	4,0	18,0	472	50	422
San Martín	22,1	11,5	10,6	460	203	257
San Antonio	23,4	1,5	21,9	430	30	400
Yuchan	23,7	16,6	7,1	434	210	224
Tabacal	25,4	13,3	12,1	420	116	304
Tuyunti II	25,7	5,5	20,2	344	60	284
Macueta Sur	25,7	3,9	21,8	416	37	379
Abra Grande	25,9	5,2	20,7	468	58	410
Tuyunti I	27,2	15,5	11,7	261	112	149
Tecpetrol	29,5	12,8	16,6	533	157	376
Valle Morado	29,8	7,1	22,7	638	115	523

(*) Aprovechamientos periódicos de mediana intensidad realizados en los últimos 10 años en distintos sectores de la propiedad.

Figura 2. Relación entre área basal maderables (ABM) y área basal de las otras especies (ABO) en los 23 sitios analizados.

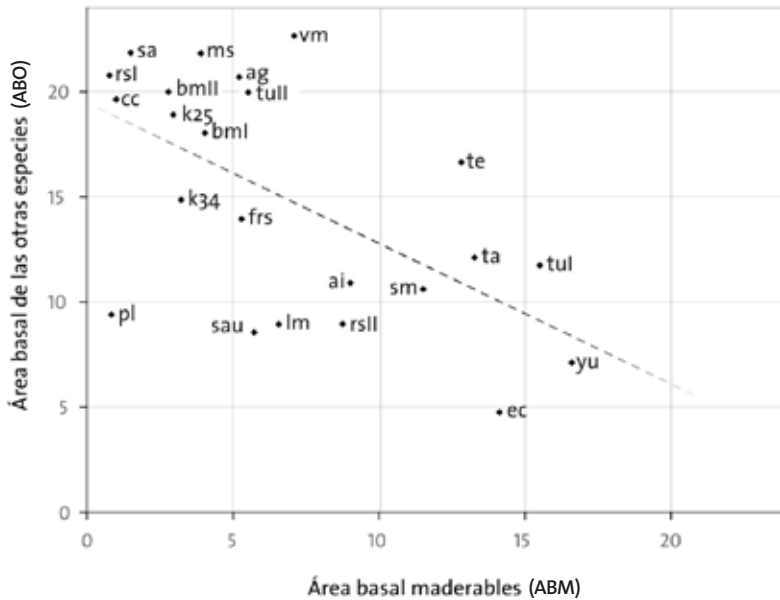


Tabla 3. Promedio y desvío estándar del número de individuos por hectárea de especies maderables y de otras especies en tres categorías de clases diamétricas en los grupos definidos según el ordenamiento espacial. Se indica con la n el número de sitios considerado en cada grupo.

Clases diamétricas	Grupo I (n = 13)		Grupo II (n = 7)	
	Maderables	Otras	Maderables	Otras
10 a 20 cm de diámetro	48 ± 9	164 ± 27	14 ± 2	238 ± 16
20 a 40 cm de diámetro	56 ± 7	84 ± 11	14 ± 2	128 ± 6
más de 40 cm de diámetro	21 ± 3	21 ± 3	7 ± 2	33 ± 4
Total	124 ± 14 (31%)	270 ± 31 (69%)	35 ± 4 (8%)	399 ± 13 (92%)

cian significativamente con los ejes del ordenamiento. El eje 1 explica el 43% de la variabilidad de los datos, el eje 2 el 13% y el eje 3 explica el 33% de la variabilidad de los datos. El eje 1 se asoció negativamente con el ABM ($r = -0,52$, $P < 0,01$) y los años transcurridos desde el último aprovechamiento forestal ($r = -0,69$, $P < 0,002$) y positivamente con la riqueza de especie ($r = 0,60$, $P < 0,002$) (Figura 3). En el ordenamiento se pueden distinguir 2 grupos, uno hacia el extremo izquierdo del gráfico (Grupo I), donde, en general, se encuentran los sitios con altos valores de ABM y más años desde la última intervención, y el otro hacia el extremo derecho del gráfico (Grupo II), donde se ubican los sitios con valores bajos de ABM y menos años desde la última intervención (Figura 3).

Al analizar la composición de especies en el ordenamiento espacial, 30 especies (38% del total de especies utilizadas en el ordenamiento) se asociaron significativamente con el eje 1 (Anexo 1). Por un lado, cebil colorado, urundel, cedro Orán, yuchan (*Ceiba insignis*), mora amarilla (*Chlorophora tinctoria*) y lapacho rosado se asociaron negativamente con el eje 1, es decir, estas especies son más abundantes o exclusivas en los sitios que se ubican hacia el extremo izquierdo del gráfico del ordenamiento espacial (Grupo I). Por otro lado, 24 especies se asociaron positivamente con el eje 1, es decir, son más abundantes o exclusivas en los sitios que se ubican hacia el extremo derecho del gráfico del ordenamiento espacial (Grupo II). De estas especies (especies del Grupo II), algunas son árboles de pequeño porte que no superan los 4 metros de altura (e.g. *Achatocarpus praecox*, *Eugenia uniflora*, *Piper tucumanum*, *Urera baccifera*) y otras son árboles que alcanzan el dosel del bosque (e.g. *Cupania vernalis*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Patagonula americana*).

Por último, analizamos la estructura por tamaños diamétricos en los dos grupos que definió el ordenamiento espacial y encontramos que en el Grupo I aproximadamente un tercio de los individuos censados pertenecen a especies maderables, mientras que en el Grupo II menos del 10% de los individuos censados pertenecen a especies maderables (Tabla 3). Al considerar las especies maderables, la proporción de individuos dentro de cada tamaño diamétrico es mayor en el Grupo I (Figura 4). En el Grupo I, el 5% de los individuos maderables corresponde a árboles aptos para corta (más de 40 cm de DAP), mientras que en el Grupo II sólo el 1% de los individuos maderables son aptos para corta de acuerdo con su tamaño. Si consideramos a los individuos de 10 a 20 cm de DAP como individuos que están reclutando en el bosque, en el Grupo I esta clase de tamaño representa el 12% de los individuos maderables censados, mientras que en el Grupo II los individuos maderables que están reclutando representan sólo el 3% de los individuos maderables censados (Tabla 3).

Figura 3. Ordenamiento no métrico de escalamiento multidimensional (NMDS) de los 23 sitios con datos de abundancia de individuos por especie. Se representan los ejes 1 y 3 que son los que explican el mayor porcentaje de variación de los datos. Cruces de mayor tamaño indican mayor ABM. Ver los códigos de los sitios en la Tabla 1.

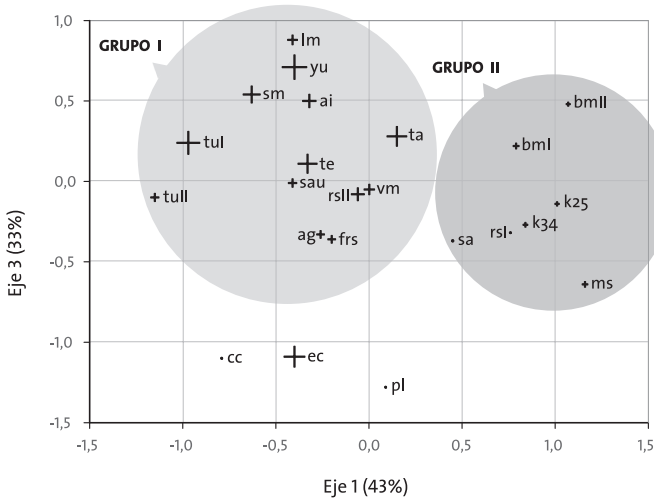
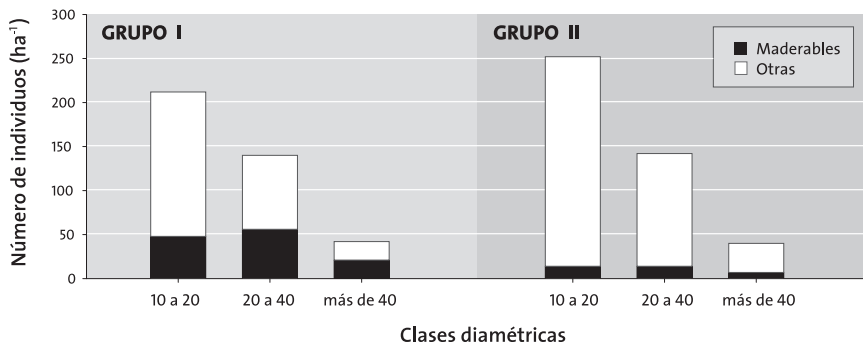


Figura 4. Número promedio de individuos por hectárea considerando tres clases diamétricas para las especies maderables y no maderables en los Grupos I y II.



DISCUSIÓN

La estructura de la vegetación y la composición de especies cambian luego de que un bosque es intervenido para extraer madera. Esto se manifiesta a través de cambios en la riqueza de especies, el área basal total, la relación ABM/ABO, la abundancia relativa de las especies y la estructura por clases diamétricas de los árboles.

En este estudio encontramos que el área basal total y la relación ABM/ABO es variable entre los sitios estudiados. En algunos sitios, el ABM es varias veces menor que el ABO. Sitios como Río Seco I, San Antonio, Candado Chico y Plaza tienen menos del 10% del área basal total correspondiente a individuos maderables. En los dos primeros sitios, aunque han sido intervenidos recientemente (3-5 años), el área basal total supera los 21 m²/ha y es el doble que en el sitio Plaza, donde han pasado alrededor de 15 años desde su última intervención. En otro extremo, encontramos al sitio Río Seco II que es un bosque donde hace más de 30 años que no se extrae madera y posee un 50% de ABM, sin embargo, el área basal total (17,7 m²/ha) es inferior respecto a sitios recientemente intervenidos (ver Tabla 2) e incluso inferior respecto a los valores promedio de área basal encontrados en Selva Pedemontana, que oscilan entre 25 y 30 m²/ha (Ayarde 1995, Malizia et al. 2006).

Es intuitivo pensar que el aprovechamiento forestal genera una disminución del área basal total. Sin embargo, nosotros no encontramos asociación entre área basal total y parámetros indicadores del uso del bosque (e.g. tiempo sin intervención, número de tocones). Tálamo y Caziani (2003) no encontraron diferencias entre el área basal y la densidad de individuos en bosques chaqueños con y sin aprovechamiento forestal selectivo. En nuestro estudio, encontramos una asociación positiva entre el tiempo sin intervención y la relación ABM/ABO. Por esto, consideramos que se debe tener en cuenta tanto el área basal total como la relación ABM/ABO, porque aunque un sitio presente valores bajos de área basal, es importante considerar qué especies la representan.

La riqueza promedio de especies de árboles ≥ 10 cm DAP en Selva Pedemontana en la Alta Cuenca del Río Bermejo es de 40 especies por hectárea (Malizia et al. 2006). Nosotros encontramos sitios con riqueza bastante más baja, que en general son sitios donde recientemente ha ocurrido aprovechamiento forestal. Los sitios de El Carmen, Las Moras y Sauzalito tienen baja riqueza de especies; sin embargo, la relación ABM/ABO es similar a sitios con alta riqueza de especies como Abra Grande, Tabacal y Tecpetrol. Los sitios que tienen alrededor de 10-12 años sin aprovechamiento presentan una elevada riqueza de especies (e.g. Bajo Macueta I y II, Macueta Sur, Km 34). Podríamos considerar que estos últimos sitios atravie-

san etapas intermedias de la sucesión luego del aprovechamiento y donde está ocurriendo un reemplazo paulatino de especies. Por un lado, encontramos especies que aumentan significativamente su abundancia a medida que aumentan el tiempo sin intervención. De éstas (Anexo I), cebil colorado, mora amarilla, urundel, cedro Orán y lapacho rosado son especies maderables y yuchan es una especie típica del bosque maduro. Por otro lado, encontramos que algunas especies disminuyen su abundancia a medida que aumenta el tiempo sin intervención. Esto se debe a que luego de ocurrida la actividad forestal, quedan grandes claros dentro del bosque (e.g. lugares de acopio de madera, caminos para sacar la madera) que favorecen el establecimiento de especies que necesitan luz. Una vez que estos claros se van cerrando con el transcurso del tiempo, estas especies ya no reclutan tan fácilmente o directamente no lo hacen, y sus abundancias van disminuyendo paulatinamente porque envejecen por sus altas tasas de crecimiento o porque van muriendo a medida que son sombreadas por otras especies (Richards 1996, Kyereh et al. 1999). Especies como *Cupania vernalis*, *Chrysophyllum gonocarpum* y *Patagonula americana* que tienen alta abundancia en el Grupo II (baja proporción de especies maderables) tienden a disminuir su abundancia en el Grupo I (alta proporción de especies maderables). Estas especies se comportan como las pioneras de vida larga descritas para otros bosques neotropicales (Popma y Bongers 1988, Finegan 1993, 1996). Generalmente están caracterizadas como especies capaces de cerrar el dosel del bosque rápidamente, permitiendo así la regeneración de especies tardías que reclutan bajo sombra.

La disminución en el área basal de las especies no maderables (ABO) a medida que aumentan los años sin intervención, puede corresponder a que las pioneras van siendo reemplazadas por especies maderables más tardías de la sucesión secundaria, como por ejemplo palo blanco, quina colorada y lapacho rosado que aumentan su abundancia en los bosques del Grupo I (ver Anexo I). En este punto sería importante saber cuáles son los requerimientos para la regeneración de las distintas especies, especialmente aquellas que representen un recurso forestal relevante. Nosotros observamos que la quina, el palo blanco y el palo amarillo reclutan bajo el dosel del bosque (observación personal). Por otro lado, se sabe que el cedro necesita luz en etapas tempranas de su establecimiento (Baldivieso 1993, Grau y Pacheco 1996). En el sitio Sauzalito, el 40% de los individuos maderables son cedros, y el 60% de estos cedros no superan los 20 cm de DAP. Esta alta regeneración de cedros en Sauzalito podría explicarse por dos razones. En primer lugar, en este sitio hay una actividad forestal ilegal selectiva, orientada al cedro principalmente, dada por su fácil acceso y por su cercanía a poblados como Yuto y particularmente Caimancito, donde esta actividad es impulsada por una gran

cantidad de aserraderos que facilitan el mercado de la madera. En segundo lugar, el fuego es otro disturbio frecuente que afectó a este bosque en los últimos 20 años, vinculado probablemente al manejo del cultivo vecino de caña de azúcar y al mantenimiento de líneas de gasoductos y electroductos (EIA Sauzalito, ProYungas 2006). Con este régimen de disturbios se crean repetidamente grandes claros dentro del bosque, que facilitan el establecimiento de esta especie.

La composición de especies y la fisonomía del bosque cambian según la intensidad de uso del mismo (Fredericksen et al. 1999, Fredericksen y Mostacedo 2000, Tálamo y Caziani 2003). Nosotros encontramos sitios recientemente intervenidos con altos valores de riqueza de especies y de área basal (e.g. San Antonio, Rio Seco I, Km 34), y sitios que presentan valores bajos de riqueza y área basal y pueden tener >10 años sin intervención (e.g. Plaza) o haber sido intervenidos recientemente (e.g. Sauzalito y Las Moras). La intensidad de los aprovechamientos forestales y la frecuencia de los mismos en el pasado serían factores determinantes de los tiempos de recuperación del bosque luego de los aprovechamientos forestales selectivos. Por nuestra experiencia, podemos decir que el número de tocones, como medida de intensidad del aprovechamiento, y los años sin intervención forestal caracterizan parcialmente la historia de uso del bosque.

Considerar el área basal total y la riqueza de especies puede contribuir, en parte, al momento de determinar el estado de degradación de un bosque. Sin embargo, parámetros adicionales como la relación ABM/ABO, la abundancia relativa de las especies y la historia de uso deben ser considerados para lograr una mejor caracterización de un bosque. En este estudio, observamos un recambio de especies a medida que aumentan los años sin aprovechamiento forestal. Las especies de la sucesión secundaria tardía, que en Selva Pedemontana coinciden en general con las especies de uso forestal, aumentan su abundancia en bosques con mayor tiempo sin intervención forestal. En forma paralela, las especies típicas de los bosques con aprovechamiento reciente disminuyen su abundancia conforme las tardías van recolonizando el sitio.

En bosques tropicales se ha observado que la regeneración de especies arbóreas en áreas aprovechadas de forma intensiva generalmente es excelente (Budowski 1988, Finegan 1992). En la Selva Pedemontana, también observamos una muy buena capacidad de reclutamiento de las especies aprovechadas luego de las tareas de intervención. El desafío es maximizar esta capacidad natural de recuperación implementando prácticas de uso sustentable del bosque, que contemplen los múltiples procesos que ocurren, desde el mantenimiento o mejoramiento de la calidad de fustes hasta el resguardo de sitios de anidación para aves. Para ello es crucial, por ejemplo, mantener árboles semilleros de calidad que provean propágulos de

las especies de interés comercial. Conocer acerca de la dinámica y las condiciones que favorecen el recambio de especies debería contribuir en la elección de técnicas apropiadas para restaurar bosques degradados.

Análisis de la capacidad de recuperación natural de la Selva Pedemontana

Cuando analizamos la estructura por tamaños, encontramos que la densidad total de individuos en las tres clases diamétricas no varía entre los Grupos I y II, excepto para los individuos de la clase inferior (10 a 20 cm de diámetro), que tiende a ser mayor en los sitios con aprovechamiento forestal reciente (Grupo II). Este resultado ha sido reportado para bosques secos de Bolivia y Argentina (Fredericksen y Mostacedo 2000, Talamo y Caziani 2003). La distribución por tamaños diamétricos tiene la forma de “J” invertida típica de bosques disetáneos, donde la densidad de individuos por clase diamétrica disminuye conforme aumentan los diámetros (edad de los árboles). Louman (2001) considera esta distribución como típica, pues los bosques primarios intervenidos y no intervenidos, así como los bosques secundarios maduros, presentan estructuras disetáneas.

Cuando pasamos de un análisis global a uno más detallado, sin embargo, observamos una importante variabilidad en las proporciones entre especies maderables y no maderables (relación ABM/ABO). La proporción de individuos maderables aptos para corta (> 40 cm DAP) y de los individuos que están reclutando (10-20 cm DAP) es menor en los sitios del Grupo II (baja proporción de especies maderables) debido al reciente aprovechamiento. Además, las condiciones ambientales del bosque luego del aprovechamiento (e.g. dosel abierto, disminución de árboles semilleros) impiden o retrasan la regeneración de las especies tardías, de importancia forestal.

En Yungas, algunos experimentos de enriquecimiento han obtenido buenos resultados, siendo la “plantación en fajas” el método más comúnmente utilizado para aumentar la densidad de especies deseables (Mármol 1995, González Morengui 2006). Las plantaciones de especies nativas es otra forma de conducir la restauración de bosques (Lugo 1988, Kageyama et al. 1990, Lamb et al. 1997). La Fundación ProYungas cuenta con un ensayo de restauración en una plantación experimental de 50 ha en Valle Morado, Provincia de Salta. El mismo constituye una mezcla de 16 especies nativas distribuidas al azar con el objetivo de analizar el efecto de una colonización masiva en etapas tempranas de la sucesión. Las especies con mejor crecimiento son tipa blanca (*Tipuana tipu*), cedro Orán, pacará (*Enterolobium conortisiliquum*) y urundel, que luego de 4 años alcanzan diámetros promedio de 12 a 20 cm (Informe técnico, ProYungas 2005).

Para considerar cuáles pueden ser las técnicas más apropiadas de restauración y enriquecimiento de la Selva Pedemontana, es necesario reunir más información al respecto, pues estas prácticas son poco comunes en las Yungas del noroeste de Argentina. La elección de especies apropiadas para tales actividades es crucial a la hora de garantizar buenos resultados. Por ejemplo, enriquecer el bosque poco después de los aprovechamientos forestales con especies que responden a la luz (heliófilas de rápido crecimiento), puede ser una buena técnica de manejo para contribuir con la recuperación del bosque. En este estudio, observamos que el cedro responde a la luz generada por los disturbios antrópicos aumentando en poco tiempo su abundancia (Sauzalito).

En Argentina, el interés en el manejo de bosques secundarios para la obtención de productos maderables ha aumentado en los últimos años, existiendo leyes que amparan y subvencionan el manejo, como la Ley de Inversiones para Bosques Cultivados (N° 25.080), que promueve el enriquecimiento de los bosques degradados. Adicionalmente, el desarrollo e implementación de Planes de Ordenamiento Territorial (Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos N° 26.331) en grandes extensiones de áreas boscosas pone en relieve la importancia de los bosques nativos y la necesidad de mantener en el tiempo sus valores productivos, en este caso el forestal. Es por eso que, estudios que permitan conocer más sobre la ecología de los árboles, y experimentos que evalúen diferentes técnicas de manejo de la Selva Pedemontana, deberían contribuir a mejorar el estado de los bosques degradados para aumentar su productividad y su valor frente a otras alternativas de uso del suelo, como la transformación para la agricultura extensiva.

Anexo 1.

Especie	Spearman R	P	Especie	Spearman R	P
Acanthosyris falcata	0,14	0,53	Ficus maroma	0,13	0,55
Achatocarpus praecox	0,62	0,00	Gleditsia amorphoides	0,67	0,00
Agonandra excelsa	0,11	0,63	Heliocarpus popayanensis	0,04	0,85
Allophylus edulis	0,85	0,00	Inga edulis	-0,11	0,63
Amburana cearensis	-0,27	0,21	Inga marginata	-0,06	0,78
Anadenanthera colubrina	-0,85	0,00	Inga saltensis	-0,29	0,18
Astronium urundeuva	-0,59	0,00	Jacaranda cuspidifolia	-0,10	0,66
Athya weinmannifolia	0,03	0,90	Lonchocarpus lilloi	0,34	0,12
Blepharocalyx salicifolius	0,68	0,00	Loxopterygium grisebachii	-0,03	0,90
Bougainvillea stipitata	0,15	0,49	Myrcianthes pungens	0,87	0,00
Caesalpinia paraguariensis	-0,20	0,36	Myriocarpa stipitata	-0,14	0,52
Caesalpinia pluviosa	-0,35	0,10	Myroxylon peruiferum	0,24	0,28
Calycophyllum multiflorum	-0,15	0,49	Myrsine laetevirens	0,15	0,48
Capparis sp.	0,58	0,00	Nectandra pichurim	-0,29	0,18
Cascaronia astragalina	-0,11	0,62	Ocotea puberula	0,21	0,34
Casearia sylvestris	0,06	0,80	Parapiptadenia excelsa	-0,10	0,63
Cassia carnaval	0,17	0,44	Patagonula americana	0,76	0,00
Cedrela balansae	-0,43	0,04	Pentapanax angelicifolius	0,11	0,63
Ceiba insignis	-0,45	0,03	Phyllostylon rhamnoides	-0,31	0,15
Celtis sp.	0,59	0,00	Piper tucumanum	0,42	0,05
Cinnamomum porphyrium	0,62	0,00	Pisonia zapallo	0,45	0,03
Cnidioscolus vitifolius	0,16	0,47	Pogonopus tubulosus	0,47	0,02
Coccoloba tiliacea	0,55	0,01	Pseudobombax argentinum	-0,28	0,20
Cordia trichotoma	0,31	0,16	Ruprechtia apetala	0,08	0,71
Coutarea hexandra	-0,15	0,50	Ruprechtia laxiflora	0,59	0,00
Croton densiflorus	0,16	0,48	Saccellium lanceolatum	0,25	0,25
Cupania vernalis	0,58	0,00	Salix humboldtiana	0,00	1,00
Chlorophora tinctoria	-0,61	0,00	Schinopsis haenkeana	-0,26	0,24
Chrysophyllum gonocarpum	0,69	0,00	Sebastiania brasiliensis	0,30	0,16
Chrysophyllum marginatum	0,62	0,00	Solanum umbelatum	0,21	0,34
Diatenopteryx sorbifolia	0,78	0,00	Tabebuia impetiginosa	-0,66	0,00
Dunalia lorentzii	0,43	0,04	Tabebuia lapacho	0,35	0,10
Enterolobium contortisiliquum	0,14	0,52	Tabebuia ochracea	0,25	0,25
Erythroxylum argentinum	0,14	0,53	Terminalia triflora	0,74	0,00
Eugenia moraviana	-0,24	0,27	Tipuana tipu	-0,14	0,52
Eugenia uniflora	0,82	0,00	Trichilia hieronymi	0,19	0,40
Fagara naranjillo	-0,11	0,62	Urera baccifera	0,48	0,02
Fagara nigrescens	0,35	0,10	Urera caracasana	-0,09	0,70
Fagara rhoifolia	0,46	0,03	Xylosma pubescens	0,51	0,01

AGRADECIMIENTOS

El apoyo financiero para realizar este estudio estuvo provisto por National Science Foundation, Gasoducto NorAndino, Pan American Energy, Fondo Francés para el Medio Ambiente Mundial, Proyecto ReForLan de la Comisión Europea (INCO–CT2006-032132) y Ledesma SAAI. Agradecemos los datos de inventarios forestales cedidos por Ezequiel Balducci y Capucine Badinier, y los datos del relevamiento forestal realizado por Pan American Energy. Agradecemos a los colaboradores en el establecimiento de las parcelas de la RedSPP: Claudio Aguirre, Eneas Toranzo, María José Tulli, Erica Cuyckens, Gabriela Quintana, Uriel Colina y Walter Villafañe. Agradecemos los comentarios de Natalia Politi para mejorar la calidad de este manuscrito.

LITERATURA CITADA

- Ayarde, R. H. 1995.** Estructura de un sector de Selva Pedemontana. Reserva Fiscal Parque La Florida. En: Investigación, conservación y desarrollo en Selva Subtropicales de Montaña. Brown, D. A. y Grau, H. R. (eds.). LIEY–UNT, Horco Molle, Tucumán, Argentina, pp 69-78.
- Baldivieso, J. P. 1993.** Estudio de la regeneración de *Cedrela balansae*. Tesis de grado, Universidad Juan Misael Saracho, Tarija.
- Budowski, G. 1988.** Is Sustainable Harvest Possible in The Tropics? *Am. For.* 94: 34-37.
- Brown, A. D. 1995.** Fitogeografía y conservación de las selvas de montaña del noroeste de Argentina. Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests. En: Churchill, S. et al. (eds.). The New York Botanical Garden, pp. 663-672.
- Brown, A. D., Grau, H. R., Malizia, L. R. y Grau, A. 2001.** Argentina. En: Bosques nublados del Neotrópico. Kappelle, M. and Brown, A. D. (eds.). Instituto Nacional de Biodiversidad, San José, Costa Rica, pp. 623-659.
- Brown, A. D. y Malizia, L. R. 2004.** Las Selvas Pedemontanas de las Yungas: En el umbral de la extinción. *Ciencia Hoy*, Vol. 14, 83: 52-63.
- Brown, A. D. y Malizia, L. R. 2007.** Lista comentada de árboles de las Yungas de Argentina. En Finca San Andrés. Un espacio de cambios ambientales y sociales en el Alto Bermejo. Ediciones del Subtrópico. Fundación ProYungas, 2007.
- Cabrera, A. 1976.** Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Editorial Acme, Buenos Aires, Argentina.
- Condit, R. 1998.** Field guide for tropical forest census plots: methods and results from Barro Colorado Island, Panama and a comparison with other plots. R. G. Landes Co.
- Chapman, C. A. y Chapman, L. J. 1997.** Forest regeneration in logged and unlogged forest of Kibale National Park. *Uganda Biotropica* 29 (4): 396-412.
- Digilio, A. y Legname, P. 1966.** Los árboles indígenas de la Provincia de Tucumán. *Opera Lilloana* 15: 1-107.
- Fundación ProYungas. 2005.** Informe de estado de la plantación experimental de Valle Morado.
- Fundación ProYungas. 2006.** Estudio de impacto ambiental y social: Empresa Ledesma SAAI.

- Finegan, B. 1992.** El potencial de manejo de los bosques húmedos secundarios neotropicales de tierras bajas. Centro Agronómico de Investigación y Enseñanza, CATIE, Turrialba, Costa Rica. 27 p.
- Finegan, B. 1993.** Procesos dinámicos en bosques naturales tropicales. Curso de bases ecológicas para la producción sostenible. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 25 p.
- Finegan, B. 1996.** Pattern and process in neotropical secondary rain forests: The first 100 years of succession. *Tree* 11(3): 119-124.
- Fredericksen, T. S. y Mostacedo, B. 2000.** Regeneration of timber species following selective logging in a Bolivian tropical dry forest. *For. Ecol. Manage.* 131: 47-55.
- Fredericksen, T. S., Ross, B. D., Hoffman, W., Morrison, M. L., Beyea, J., Johnson, B. N., Lester, M. B. y Ross, E. 1999.** Short-term understory plant community responses to timber harvesting intensity on non-industrial private forestlands in Pennsylvania. *For. Ecol. Manage.* 116: 129-139.
- Grau, H. R. y Pacheco, S. E. 1996.** Demografía y crecimiento de renovales de *Cedrela lilloi* durante dos años, en un bosque subtropical de montaña de Tucumán, Argentina. *Vyryretá* 7: 7-11.
- Grau, H. R., Arturi, M. F., Brown, D. A. y Aceñolaza, P. G. 1997.** Floristic and structural patterns along a chronosequence of secondary forest succession in Argentinian subtropical montane forest. *Forest Ecology and Management* 95: 161-171.
- González Morengui, J. M. 2006.** Enriquecimiento con cedro rosado y cedro misionero en Tucumán, Argentina. En: *Ecología y producción de cedro (género Cedrela) en las Yungas australes*. Pacheco, S. y Brown, A. (eds.). pp. 193-198.
- Kageyama, P. Y., Biella, L. C. y A. Palemo. 1990.** Plantações mistas com espécies nativas com fins de proteção a reservatório. En: *Congreso Florestal Brasileiro 6, Campos do Jordão. Anais, São Paulo, Soc. Brasileira de Silvicultura. Vol 1: 12-109.*
- Killen, T. J., García, E. y Beck, S. G. 1993.** Guía de árboles de Bolivia. Herbario Nacional de Bolivia. Missouri Botanical Garden. La Paz.
- Kyereh, B., Swaine, M. D. y Thompson, J. 1999.** Effect of light on the germination of forest trees in Ghana. *J. Ecol.* 87: 772-783.
- Lamb, D., Parrota, J., Keenan, R. y N. Tucker. 1997.** Rejoining Habitat Remnants: Restoring Degraded Rainforest Lands. En: *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. Laurance, W. y R. Bierregaard (eds). University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Legname, P. 1982.** Árboles indígenas del noroeste argentino. *Opera Lilloana* 34: 1-226.
- Louman, B. 2001.** Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central. Serie técnica, Manual técnico, N° 46. Cartago, Costa Rica, CATIE. 265p.
- Lugo, A. E. 1988.** The future of the forest: Ecosystem rehabilitation in the tropics. *Environment*. 30: 17-45.
- Magnusson, W. E., de Lima, O. P., Reis, F. Q., Higuchi, N. y Ferreira Ramos, J. F. 1999.** Logging activity and tree regeneration in an Amazonian forest. *For. Ecol. Manage.* 113: 67-74.

- Malizia, L.R., Blundo, C. y Pacheco, S. 2006.** Diversidad, estructura y distribución de bosques con cedro en el noroeste de Argentina y sur de Bolivia. En: *Ecología y producción de cedro (género Cedrela) en las Yungas australes*. Pacheco, S. y Brown, A. (eds.). pp. 83-103.
- Mármol, L. A. 1995.** Enriquecimiento forestal de selva degradada en las Yungas de Yuto (Prov. de Jujuy). En: *Investigación, conservación y desarrollo en Selvas Subtropicales de Montaña*. Brown, D. A. y Grau, H. R. (eds). LIEY-UNT. pp. 85-92.
- McCune, B. y Mefford, M. 1999.** PC-ORD: multivariate analysis of ecological data, ver. 4.01. MjM Software Design.
- Peltzer, D. P., Bast, M. L., Wilson, S. D. y Gerry, A. K. 2000.** Plant diversity and tree responses following contrasting disturbances in boreal forest. *For. Ecol. Manage.* 127: 191-203.
- Pinard, M. A., Barker, M. G. y Tay, J. 2000.** Soil disturbance and post-logging forest recovery on bulldozer paths in Sabah, Malaysia. *For. Ecol. Manage.* 130: 213-225.
- Popma, J. y Bongers, F. 1988.** The effects of canopy gaps on growth and morphology of seedlings of rain forest species. *Oecologia* 75: 625-632.
- Richards, P. W. 1996.** *The tropical rain forest, an ecological study*. Cambridge University Press. New York. 575 p.
- Ricklefs, R. E. 1993.** *Ecology*. The University of Chicago Press.
- StatSoft, Inc. 2001. STATISTICA (data analysis software system). StatSoft, Inc. Tulsa.
- Tálamo, A. y Caziani, S. 2003.** Variation in woody vegetation among sites with different disturbance histories in the Argentine Chaco. *Forest ecology and management* 184: 79-92.
- Wilkie, D. S., Sidle, J. G. y Boundzanga, G. C. 1992.** Mechanized logging, market hunting and a bank loan in Congo. *Conserv. Biol.* 6: 50-58.

