

A large tree with a dense cluster of green palm-like leaves growing from its trunk in a forest setting. The tree has a thick, dark trunk and many smaller branches with green leaves. The background is filled with more trees and foliage, creating a lush forest environment.

7

Yungas

Autores

Natalia Politi¹; Luis Rivera¹; Ezequiel Balducci²; Lucio R. Malizia¹; Cecilia Blundo³; Luis Fornes⁴; Martín Galarza⁵; A. Sofia Alcalde⁶; Roxana Aragón³; Sofia Bardavid¹; Pablo Eliano⁶; Daniela Gómez¹; Pablo Jayat¹; Liliana Lupo¹; Agustina Malizia³; Giselle Mangini³; Eduardo Mayol¹; Flavia Mazzini¹; Carlos Molineri⁸; M. Gabriela Núñez Montellano³; Silvia Pacheco⁹; Edgardo Pero⁸; Román Ruggera¹; Estefanía Sánchez Cuartielles¹⁰; Alejandro Schaaf¹; Flavio Speranza²; Ever Tallei¹; Constanza Vivanco¹; Noga Zelener¹¹; Alejandro D. Brown⁹

Instituto de Ecorregiones Andinas (INECOA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Jujuy, Argentina. ²Estación Experimental de Cultivos Tropicales - Yuto, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina. ³Instituto de Ecología Regional (IER), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Tucumán, Argentina. ⁴Estación Experimental Agropecuaria – Famaillá, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina. ⁵Agencia De Extensión Rural – Tartagal, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina. ⁶Asociación Foresto-Industrial de Jujuy, Universidad Nacional de Jujuy, Argentina. ⁷Unidad Ejecutora Lillo, Centro Científico Tecnológico Tucumán, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. ⁸Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Tucumán, Argentina. ⁹Fundación ProYungas, Argentina. ¹⁰Secretaría de Desarrollo Sostenible, Ministerio de Ambiente de Jujuy, Argentina. ¹¹Instituto de Recursos Biológicos – Castelar, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina.

Resumen

Las Yungas proveen múltiples recursos forestales madereros y no madereros de importancia regional, tienen un rol clave como proveedor de servicios ecosistémicos y albergan una extraordinaria biodiversidad. Con más de 3 millones de hectáreas en la actualidad, el 30% de las Yungas ha sido transformado a otros usos de la tierra y los bosques remanentes han sido degradados por aprovechamientos forestales no sostenibles y por una ganadería extensiva no manejada adecuadamente. El tratamiento silvícola tradicionalmente utilizado en las Yungas ha sido de tipo selectivo de especies arbóreas de mayor valor económico, basado en diámetros mínimos de corta y extrayendo los mejores individuos (denominado floreo). El floreo intensivo aplicado en las Yungas disminuyó el valor económico de los rodales dejando bosques empobrecidos económica y ecológicamente. Para revertir esta degradación se han

propuesto mejoras en técnicas de bajo impacto, incluyendo selección de árboles semilleros y protección de árboles futuro. Sin embargo, dado que la regeneración de especies arbóreas está severamente comprometida es necesario avanzar hacia una nueva silvicultura. Esta nueva silvicultura se basa en aplicar técnicas de retención variable, donde se realizan aprovechamientos intensos que generan claros para promover la regeneración de especies arbóreas heliófilas y mantener áreas de reserva para promover la regeneración de esciófitas. Este esquema requiere la intervención del rodal con tratamientos intermedios, ciclos de reentradas de al menos 40 años y una planificación cuidadosa de las vías de saca. En el caso que los rodales presenten ganadería, el ganado debería manejarse para no afectar la regeneración, disminuyendo la carga ganadera y excluyendo espacial o temporalmente la actividad silvopastoril en ciertas áreas. La nueva silvicultura debe estar enmarcada en una planificación más amplia a escala eco-regional, donde el manejo del bosque sea acorde a su aptitud para proveer determinados bienes y servicios. Para implementar la nueva silvicultura será necesario generar esquemas de pago por servicios ecosistémicos y nuevos mercados para productos madereros no convencionales y productos no madereros. Esta nueva silvicultura debe ser acompañada de lineamientos de manejo forestal que deben validarse en el marco de un programa de monitoreo regional y con la implementación de mecanismos que eviten prácticas ilegales.

7.1 Descripción general

Las Yungas o Selva Tucumana Boliviana son selvas de montaña que se desarrollan sobre la cordillera oriental de los Andes desde el sur de Bolivia (23°LS), en los departamentos de Chuquisaca y Tarija, hasta el noroeste de Argentina (29°LS), en las provincias de Salta, Jujuy, Tucumán y norte de Catamarca (Brown y Kappelle, 2001, ver capítulo 2) (figura 7.1). La superficie original ocupada por las Yungas en Argentina se estima en aproximadamente 4.500.000 ha, lo que representa alrededor del 2% del territorio nacional (Inventario de Bosques Nativos, 2005, ver capítulo 2). Esta ecorregión presenta un marcado gradiente latitudinal y un rango altitudinal entre los 400 y 3000 m.s.n.m. (Brown y Kappelle, 2001, ver capítulo 2).

Las Yungas proveen una diversidad de recursos forestales madereros y no madereros de gran importancia para las comunidades locales. Entre los recursos forestales madereros podemos destacar el uso de una docena de especies arbóreas maderables comercializadas principalmente en los mercados regional y nacional (Malizia *et al.*, 2009). La selva pedemontana, que se distribuye en el gradiente altitudinal entre los 400 y 700 m.s.n.m., representa el bosque con mayor aptitud forestal de las Yungas y tiene un rol ecológico clave en el contexto regional, ya que sirve de refugio para muchas especies de fauna que realizan movimientos estacionales a otros pisos altitudinales de las Yungas y otras ecorregiones. La selva pedemontana está escasamente representada en el sistema de áreas protegidas (fig. 7.1). La selva montana (entre los 700 y 1600 m.s.n.m.) y el bosque montano (entre los 1600 y 2100 m.s.n.m., aunque puede extenderse hasta los 3000 m.s.n.m. dependiendo del sector

latitudinal) tienen un valor ecosistémico clave para la protección de cuencas que regulan flujos hídricos. Este servicio ecosistémico asegura la provisión de agua para riego de aproximadamente 400.000 ha de cultivos y para consumo para más de 2 millones de personas (Pacheco *et al.*, 2010; Balvanera, 2012). La selva montana y el bosque montano son los pisos altitudinales donde se ha puesto el mayor esfuerzo de conservación a través de la creación de parques nacionales (p. ej. Calilegua, Baritú, Los Alisos; (fig. 7.1) y numerosas reservas provinciales (Brown *et al.*, 2007; Lomáscolo *et al.*, 2014).

La principal amenaza de las Yungas es probablemente la transformación del bosque a otros usos de la tierra, principalmente en áreas bajas planas y de suelos profundos de la selva pedemontana. Adicionalmente, se puede listar la degradación del bosque y la pérdida de la biodiversidad que alberga, por efectos directos e indirectos del aprovechamiento no sostenible de productos forestales madereros, de la ganadería extensiva no manejada, de incendios forestales y de proyectos de infraestructura y expansión urbana inadecuados, entre otros (Malizia *et al.*, 2012).

Las Yungas se apoyan sobre el basamento antiguo del Paleozoico inferior relacionada con la formación de los Andes (Pereyra, 2012). Los materiales son principalmente sedimentos fluviales gruesos, finos en las planicies aluviales y terrazas, y regolito con coluvio en la zona serrana (Pereyra, 2012). Los suelos tienen moderado desarrollo y gran variabilidad espacial en función de las variaciones litológicas, geomorfológicas y climáticas (Pereyra, 2012).

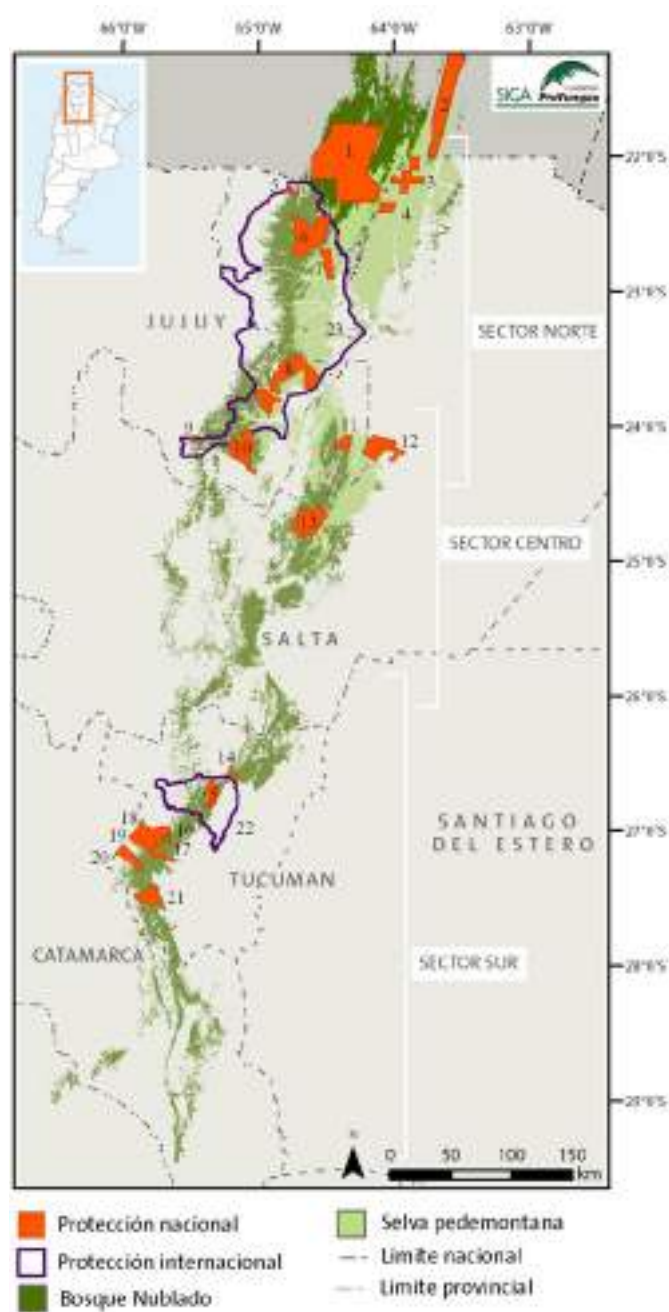


Figura 7.1. Distribución de las Yungas en Argentina según los pisos de vegetación altitudinales: la selva pedemontana (verde claro), la selva montana y el bosque montano (verde oscuro) y ubicación del sistema de áreas protegidas (naranja). El reborde violeta indica áreas protegidas de categoría internacional (Fuente Malizia *et al.*, 2012).

Referencia de las áreas protegidas mostradas:

1. Tariquía;
2. Aguara Güe;
3. Reserva Provincial de Acambuco;
4. Reserva Natural de Uso Múltiple Lote 50 y 51;
5. Reserva Nacional El Nogalar de los Toldos;
6. Parque Nacional Baritú;
7. Parque Provincial Laguna Pintascayo;
8. Parque Nacional Calilegua;
9. Parque Provincial Potrero de Yala;
10. Reserva Municipal de Uso Múltiple Serranías de Zapla;
11. Reserva Natural Provincial Las Lancitas;
12. Parque Nacional y Reserva Nacional Campo Pizarro;
13. Parque Nacional El Rey;
14. Reserva Natural Aguas Chiquitas;
15. Parque Sierra de San Javier y Parque Provincial Aconquija;
16. Parque Provincial Los Ñuñorcos;
17. Reserva Provincial Los Sosa;
18. Reserva Provincial Quebrada del Portugués;
19. Reserva Forestal La Florida;
20. Parque Nacional Campo de los Alisos;
21. Reserva Provincial Santa Ana;
22. Bosque Modelo Tucumán;
23. Reserva de Biósfera Las Yungas.

Las sierras Subandinas son una serie de cordones montañosos que se desarrollan al este de la cordillera oriental de los Andes. Las sierras Subandinas están alineadas en sentido de sur a norte (Sistema del Aconquija, Sierra Calchaquí y Sierra de Santa Victoria) separados por estrechos valles que influyen en la formación boscosa de las Yungas. En Argentina, se reconocen tres sectores geográficos a lo largo del gradiente latitudinal de las Yungas (Brown y Kappelle, 2001): el sector norte que comprende a la Alta Cuenca del Río Bermejo; el sector centro que incluye a las serranías de Santa Bárbara, Centinela y Maíz Gordo, las Sierras de González y de Lumbrera y quebradas húmedas aledañas; y el sector sur en las Sierras de Metán, Medina y Aconquija (fig. 7 1).

La cordillera oriental de los Andes y las sierras Subandinas actúan como una barrera orográfica al paso de los vientos húmedos, en un

fenómeno llamado lluvia orográfica (fig. 7 2). La humedad de estos vientos proviene de dos fuentes principales: del anticiclón del Atlántico Sur (es decir, del océano Atlántico) y de la Corriente de Chorro (es decir, de la selva amazónica) (Vera *et al.*, 2006). El principal forzante del balance hidrológico en la región de las Yungas está dado por la actividad del Sistema Monzónico Sudamericano (Minetti, 2005). El mecanismo de advección de humedad hacia las Yungas durante el verano ocurre por la interacción que existe entre la baja presión del noroeste argentino (conocido como depresión del noroeste argentino), con los bordes anticiclónicos subtropicales ubicados en los litorales de Sudamérica sobre los océanos Pacífico y Atlántico. Las precipitaciones presentan una distribución de régimen estacional con el 75 y 80% de las lluvias concentradas durante la época estival, es decir de noviembre a marzo (Minetti, 2005).



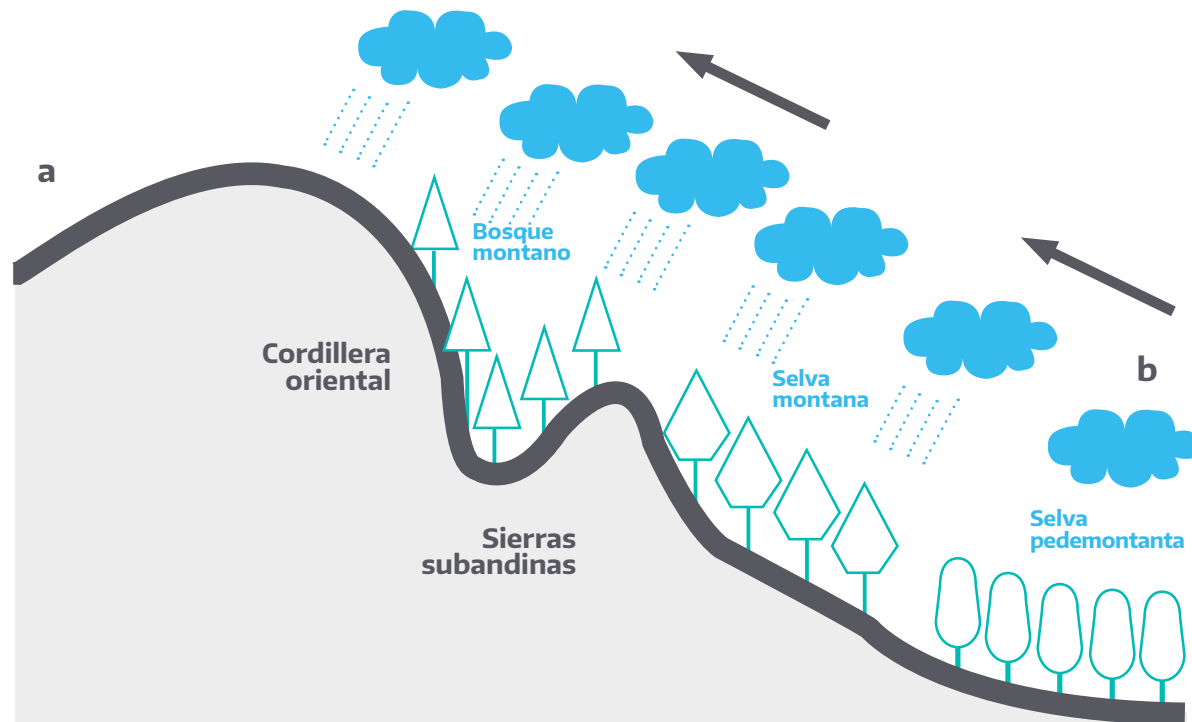


Figura 7.2. (a) Barreras orográficas, es decir, las sierras Subandinas y la cordillera oriental, al paso de los vientos húmedos (indicado con flechas) en las Yungas. (b) Nubosidad baja y constante de las Yungas permiten la captación del agua de las neblinas por estos bosques. (Fuente: Luis Rivera).

La precipitación anual de las Yungas tiene una variación en los valores pluviales entre 900 y 2000 mm/año (Bianchi *et al.*, 2005). Esta variación se debe a que las lluvias están influenciadas por la topografía y dependen de la altitud de las cadenas montañosas que se interponen a la condensación de la humedad. Este comportamiento de la precipitación en función de la altitud es un determinante en la composición de las asociaciones vegetales de las Yungas: selva pedemontana, selva montana y bosque montano. Adicionalmente a las precipitaciones en forma de lluvia, se deben considerar las precipitaciones horizontales u ocultas generadas por la nubosidad baja, que en contacto con los bosques provocan la captación del agua de las neblinas (fig. 7.2). En los sectores de mayor altitud (>1000 m.s.n.m.), la condensación y captación del agua de las neblinas producen valores que varían entre 300 a 900 mm/año

según el sitio (Hunzinger, 1997; Brown *et al.*, 2009). Las neblinas compensan la ausencia de lluvias en la estación seca que ocurre desde mayo a agosto y, es por esta razón, que se suele denominar a las Yungas como bosques nublados (Brown y Kappelle, 2001). Relacionado a la nubosidad, la heliofanía relativa de las Yungas es de 40% al año, sin existir cambios significativos estacionales, registrando entre 140 y 160 días cubiertos por nubes, mientras que la cantidad de días despejados es de 60 días concentrados alrededor del mes de agosto.

El régimen estacional de las lluvias en las Yungas determina que los caudales de los ríos sean altamente variables. Los tres grandes ríos colectores que reciben aguas de lluvias en las Yungas septentrionales son el Pilcomayo, el Bermejo y el Juramento (Alonso, 2010). En el sector austral de las Yungas, el río Salí es el

principal colector de los numerosos ríos (p. ej. Gastona, Chico y Marapa) que descienden desde las sierras del Aconquija (Tineo *et al.*, 1998).

La temperatura media anual varía entre los 20,2°C en los sectores septentrionales a 14,8°C en los sectores australes y en el sector de transición con la región chaqueña es de 23,8°C. En sitios de las Yungas la mayor amplitud térmica anual es de 8°C en el mes de agosto. Las

primaveras presentan temperaturas mayores que las temperaturas de los otoños. Las temperaturas mínimas absolutas presentan valores de -3 o -4°C. Las primeras heladas se registran en junio o julio y a mediados de septiembre ya no se registran heladas. Además, las temperaturas tienen una directa asociación inversa con la altitud. Complementariamente, el efecto de exposición de las laderas tiene una influencia local sobre la irradiación y la humedad del sitio.

7.2 Descripción de la composición de árboles y otros componentes de la biodiversidad

En términos de riqueza de árboles, se han registrado 158 especies en las Yungas de Argentina (Malizia *et al.*, 2012). Las familias de árboles con mayor riqueza de especies en las Yungas son Leguminosae (19 especies), Mirtaceae (12), Asteraceae (6), Anacardiaceae (5), Euphorbiaceae (5) y Rutaceae (5) (Malizia *et al.*, 2012). En la selva pedemontana y la selva montana, la familia Leguminosae presenta el mayor índice de valor de importancia, seguida por las familias Sapindaceae, Lauraceae, EuphorbiaWceae, Bignoneaceae y Boraginaceae (Malizia *et al.*, 2012). Por encima de los 1600 m.s.n.m., la familia Mirtaceae cobra mayor importancia, seguidas por las familias Podocarpaceae, Adoxaceae y Asteraceae (Malizia *et al.*, 2012). Las especies *Allophylus edulis* (chal chal), *Parapiptadenia excelsa* (horco cebil), *Blepharocalyx salicifolius* (horco molle) y *Ocotea porphyria* (laurel) están presentes a lo largo de todo el gradiente altitudinal, aunque presentan mayor valor de importancia entre los 1300 y 1600 m.s.n.m (Malizia *et al.*, 2012).

Las Yungas muestran un marcado recambio florístico a lo largo del gradiente latitudinal y altitudinal, debido a la variación de las condiciones climáticas y topográficas (Blundo *et al.*, 2012).

En la selva pedemontana y selva montana predominan las especies de árboles de origen tropical, mientras que en el bosque montano la mayoría de las especies de árboles son de origen holártico (p. ej. *Viburnum seemenii*, *Ilex argentina* [palo yerba], *Juglans australis* [nogal]) y gondwánico (p. ej. *Podocarpus parlatorei* [pino del cerro]) (Brown y Kappelle, 2001). En base a la composición florística se ha sugerido que la selva pedemontana está emparentada con otros bosques secos estacionales de Sudamérica, particularmente de la Chiquitanía de Bolivia y Paraguay siguiendo el arco pleistocénico (Prado y Gibbs, 1993).

La fenología foliar de los árboles en las Yungas muestra una distribución bimodal, con los mayores números de especies caducifolias en los extremos del gradiente, siendo máximo en la selva pedemontana (fig. 7.3) y en menor medida en el bosque montano (Malizia *et al.*, 2012). En la selva montana y en el bosque montano se registran mayormente especies semicaducifolias y siempreverdes de las familias Mirtaceae y Lauraceae (Malizia *et al.*, 2012). En cuanto a los tipos de dispersión de semillas de las especies de árboles, en la selva pedemontana las semillas son dispersadas principalmente por

el viento, (es decir, anemocoria), mientras que en la selva montana y el bosque montano, la dispersión es principalmente por animales (es decir, zoocoria) (Malizia, 2001). Los frutos o semillas dispersados por animales están principalmente disponibles durante la estación húmeda, mientras que la dispersión mediada por viento ocurre durante la estación seca, cuando la mayoría de los árboles carecen de follaje (Blendinger *et al.*, 2012). También es marcadamente estacional la floración de los árboles, que mayormente ocurre en primavera antes de que comiencen las lluvias (Malizia, 2001).

Otro tipo de vegetación de las Yungas son los bosques de ribera (fig. 7.4). Entre las funciones principales de los bosques de ribera se destacan el mantenimiento de la temperatura del agua, la retención de contaminantes y nutrientes provenientes de zonas aledañas y la estabilización de los bancos de los ríos. En las Yungas, los bosques de ribera pueden ser importantes para la conectividad a escala de paisaje ya que suelen ser los bosques que quedan como remanentes en las matrices de cultivo (Gómez *et al.*, 2016). La composición arbórea del bosque de ribera de las Yungas en el sector sur se compone de especies de etapas sucesionales tempranas, como *Allophylus edulis*, *Urera caracasana*, *Parapiptadenia excelsa*, *Terminalia triflora* y *Alnus acuminata*, mientras que en los bosques adyacentes a los bosques de ribera abundan especies de etapas tardías como *Jacaranda mimosifolia* (tarco), *Enterolobium contortisiliquum*, *Blepharocalyx salicifolius* y *Ocotea porphyria* (Pero y Quiroga, 2018). En cambio, en el sector norte de las Yungas, la composición de especies arbóreas de los bosques de ribera presenta una alta similitud con la vegetación de la selva pedemontana adyacente, caracterizada por la presencia de especies arbóreas como *Erythrina falcata*, *Cedrela balansae*, *Salix*

humboldtiana (sauce), *Tessaria integrifolia*, *Tipuana tipu* (tipa blanca), *Anadenanthera colubrina*, *Acacia aroma*, *Calycophyllum multiflorum* y *Enterolobium contortisiliquum*, alternando con algunos parches compuestos por bosques monoespecíficos de *A. aroma* o *T. integrifolia*.

Las Yungas han desarrollado una extraordinaria diversidad de ambientes que sostienen un alto número de especies. Factores biogeográficos posiblemente han jugado un rol importante en la distribución actual de las especies y en el patrón geográfico de las especies endémicas (Hazzi *et al.*, 2018). El patrón de riqueza de especies de numerosos grupos taxonómicos muestra una notable reducción en sentido de norte a sur y en aumento de la altitud (Cabrera, 1976).

En las Yungas se han registrado 97 especies de lianas (es decir, plantas trepadoras leñosas que se desarrollan en el dosel y necesitan de un soporte para su crecimiento), de las cuales 35% no se comparten con la ecorregión Chaco ni con la Selva Misionera (Malizia y Grau, 2006; Malizia *et al.*, 2015). Con respecto a la riqueza de mamíferos, se han registrado 121 especies de las cuales 37 se encuentran exclusivamente en, o están principalmente restringidas a las Yungas. Además, se registran ocho de las diez especies de félidos neotropicales (Di Bitetti *et al.*, 2011). Las Yungas son consideradas un centro importante de endemismos para pequeños mamíferos debido a que el 18% de los marsupiales y el 55% de los quirópteros de esta ecorregión son endémicos (Sandoval *et al.*, 2010; Sandoval y Ferro, 2014). En las Yungas se han registrado 294 especies de aves, de las cuales 214 están asociadas al interior de bosques, mientras que 60 están asociadas a ambientes abiertos o de bordes y 20 a arroyos dentro del bosque (Blendinger y Álvarez, 2009). Se mencionan siete especies de aves endémicas exclusivas de las Yungas (i.e. *Amazona tucumana*, *Penelope*



Figura 7.3. Vista de la selva pedemontana donde la mayor parte de las especies son caducifolias, como este ejemplar de *Calycophyllum multiflorum* (palo blanco). (Foto: Natalia Politi).

Las especies arbóreas (con un diámetro a una altura de 1,3 m [DAP] >10 cm) en sectores de selva pedemontana en buen estado de conservación presentan un área basal de 25,7 m².ha, una densidad de 473,5 individuos.ha y una altura de 24,8 m (Malizia *et al.*, 2006). La selva pedemontana constituye el piso altitudinal con mayor presión de aprovechamiento forestal dada la facilidad de acceso para extraer árboles, la cercanía a centros poblados y la riqueza de especies maderables (*Phyllostylon rhamnoides* [palo amarillo], *Calycophyllum multiflorum* [palo blanco], *Cordia americana* [lanza blanca], *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* [cebil colorado], *Parapiptadenia excelsa* [horcocebil], *Pterogyne nitens* [tipa colorada], *Myroxylon peruiferum* [quina colorada], *Cedrela balansae* [cedro orán], *Myracrodruon urundeuva* [urundel], *Handroanthus impetiginosus* [lapacho rosado], *Amburana cearensis* [roble criollo] y *Maclura tinctoria* [mora amarilla]) (Brown *et al.*, 2007; del Castillo *et al.*, 2005). La selva montana presenta una densidad de árboles mayores a 10 cm de DAP de 458,3 ind.ha, un área basal de 27,5 m².ha, una altura de 20,1 m y las especies arbóreas que caracterizan a este piso altitudinal son: *Miconia molybdea*, *Croton densiflorus*, *Siphoneugenia occidentalis*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Inga marginata*, *Parapiptadenia excelsa* y *Nectandra pichurin* (Malizia *et al.*, 2006). El bosque montano presenta una menor riqueza de especies arbóreas que los otros pisos altitudinales, y las especies características son *Allophylus edulis*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Parapiptadenia excelsa*, *Myrcianthes pseudomato*, *Juglans australis*, *Podocarpus parlatorei*, *Prunus tucumanensis*, *Viburnum seemenii*, *Ilex argentina*, *Crinodendron tucumanum*, *Cedrela angustifolia* y *Alnus acuminata* (Malizia *et al.*, 2006). Los rodales del bosque montano tienen árboles >10 cm de DAP con un área basal de 36,0 m².ha, una densidad de 508,3 individuos.ha y una altura 14,8 m (Malizia *et al.*, 2006).

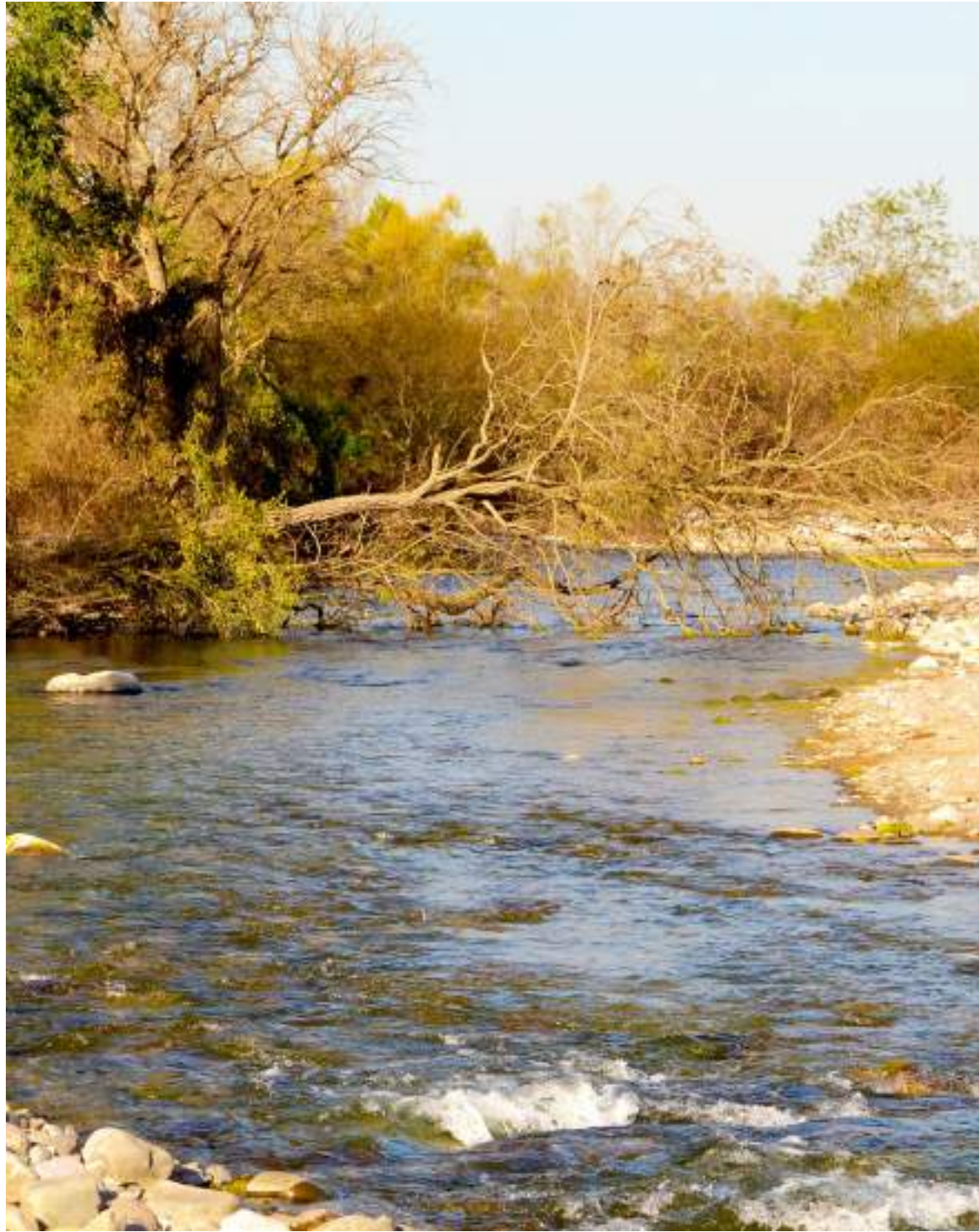


Figura 7.4. Vista panorámica del bosque de ribera de las Yungas. (Foto: M. Daniela Gómez).

dabbenei, *Megascopshoyi*, *Cincluschulzi*, *Atlapetes citrinellus*, *Scytalopus zimмери*, *S. superciliaris*). Considerando a los anuros, en las Yungas se han descrito 41 especies, correspondientes a 10 familias, y 30% de las especies son endémicas de esta ecorregión (p. ej., *Melanophryniscus rubriventris*, tres especies de desarrollo directo del género *Oreobates* y tres especies marsupiales del género *Gastrotheca*) (Akmentins *et al.*, 2012; Vaira *et al.*, 2017). Se mencionan 130 especies de peces para las Yungas, principalmente en las cuencas de los ríos Bermejo y Juramento y un menor número de especies en la cuenca del río Salí-Dulce. Seis especies son endémicas de la cuenca del río Bermejo, tres de la cuenca del río Salí, una de la cuenca río Juramento, y una de la cuenca del río Caraparí. Algunas especies de peces de importancia comercial (p. ej. *Prochilodus lineatus* y *Pimelodus albicans*) utilizan los ríos de las Yungas como zonas reproductivas (Mirande y Aguilera, 2009). Para las Yungas de Argentina, se han reportado 143 taxones (especies o géneros correspondientes a 55 familias) de invertebrados acuáticos, es decir aquellos invertebrados que mantienen una relación directa con el ambiente acuático al menos durante una parte de su ciclo de vida (Von Ellenrieder, 2007; Molineri *et al.*, 2009). Sin embargo, es muy probable que el número de especies de invertebrados acuáticos sea mucho mayor dado que, por ejemplo, se conocen aproximadamente 110 especies de libélulas para las Yungas de Argentina (Von Ellenrieder y Garrison, 2007; fig. 7.5). En cuanto a los invertebrados terrestres, los insectos presentan una gran abundancia y diversidad, particularmente, se conoce bastante bien la taxonomía de las hormigas (Hymenoptera: Formicidae), donde se han registrado 133 especies (Cuezzo y González Campero, 2009). Las arañas son otro grupo de invertebrados terrestres cuya taxonomía está bastante bien estudiada en las Yungas donde se han descrito 200 especies agrupadas en 46

familias (Avalos *et al.*, 2007; Rubio y Ramírez, 2015; Torres *et al.*, 2017; fig. 7.5).

Aunque no existen datos históricos que permitan evaluar el impacto de las actividades humanas sobre los tamaños poblacionales de las especies de las Yungas, información anecdótica y de otras áreas hace suponer una drástica reducción de muchas de sus poblaciones (Brown *et al.*, 2007; Akmentins *et al.*, 2012; Rivera *et al.*, 2012). Muchas de las especies de las Yungas ya han sido categorizadas con una alta probabilidad de extinguirse en el corto plazo si no se toman acciones adecuadas de conservación (p. ej. *Amazona tucumana*, *Panthera onca*, *Tapirus terrestris*) (López-Lanús *et al.*, 2008; Ojeda *et al.*, 2012; Vaira *et al.*, 2017). Es prioritario asegurar la conservación de las especies que alberga esta región, debido a su valor intrínseco, es decir, independiente de cualquier valor que pueda tener en el ecosistema o para el ser humano (Hunter y Schmiegelow, 2011). Además, estas especies cumplen innumerables roles en el mantenimiento de la integridad y funcionamiento ecosistémico de estos bosques.

Al igual que para otros bosques, el número de especies de animales que se encuentran en una hectárea de bosque subtropical probablemente asciende a miles, dominado principalmente por insectos, arañas y ácaros (Basset *et al.*, 2012). Estas especies cumplen innumerables funciones en los bosques, por ejemplo, la polinización (es decir, la transferencia de granos de polen de una planta a otra) es fundamental para la producción de semillas y muchos árboles tropicales son polinizados por animales. De todas las angiospermas, solo el 12,5% es polinizada por el viento y se estima que este valor es mucho menor en bosques tropicales debido a la reducida capacidad que tiene el viento de transportar polen en el dosel (Ollerton *et al.*, 2011). Muchas especies de árboles y cultivos (p. ej. *Citrus* spp)



Figura 7.5. (Izquierda) *Erythrodiplax umbrata* es una libélula indicadora de la condición de los bosques de ribera y de los cuerpos de agua. (Derecha) *Grammostola* sp. es una araña que se resguarda en madrigueras que construye en la base de grandes árboles y entre la hojarasca. (Fotos: Izquierda, M. Daniela Gómez; Derecha, A. Sofía Alcalde).



en la región de las Yungas dependen de polinizadores nativos (p. ej. *Bombus* spp, *Xilocopa* spp, *Plebeia* spp) que se encuentran en los bosques circundantes (Chacoff *et al.*, 2010). Otra función importante que juegan los animales es la dispersión de semillas lejos del árbol semillero. En general, cuando las semillas de las especies arbóreas son pequeñas, aladas o sin pulpa (p. ej. *Heliocarpus popayanensis*, *Tecoma stans*, *Parapiptadenia excelsa* y *Tipuana tipu*), la dispersión se realiza por viento (Grau *et al.*, 1997). Sin embargo, en general, las semillas de especies de árboles con frutos carnosos (p. ej. *Chrysophyllum gonocarpum*, *Eugenia uniflora*), son dispersadas por animales (p. ej. *Turdus rufiventris*, *Sturnira* spp) (Blendinger y Villegas, 2011). La dispersión es esencial para colonizar nuevas áreas y asegurar el flujo genético dentro y entre poblaciones. En general, la dispersión de genes de

árboles tropicales varía entre 20 y 1000 m (Hardy *et al.*, 2006). En otros casos, algunos animales (p. ej. ardillas, loros o insectos) pueden reducir la densidad de conoespecíficos al depredar semillas cerca del árbol semillero (Corlett, 2009). Aunque algunos animales pueden jugar ambos roles (dispersión o depredación). Además, las heces y exuvias de los animales constituyen una fuente de nutrientes que contribuyen a cumplimentar los requerimientos de muchas especies de árboles. Los ciclos de nutrientes en los bosques tropicales y subtropicales están muy influenciados por la alta descomposición de material muerto debido a la presencia de termitas, milpiés y lombrices (Metcalf *et al.*, 2014). Finalmente, los carnívoros, al limitar los tamaños poblaciones de sus presas (es decir, de los herbívoros), influyen indirectamente sobre la regeneración arbórea (Fimbel *et al.*, 2001).

7.3 Estado de conservación

Es evidente que en el noroeste argentino la tradición productiva está orientada más a la producción agropecuaria, desde la instalación de los ingenios azucareros hace más de 100 años, que al manejo del bosque, siendo probablemente causante del poco desarrollo del sector forestal (Balducci *et al.*, 2009). Desde la época de la colonia, pero principalmente desde la década del 50 del siglo XX, se realizan desmontes (es decir, la transformación o pérdida de superficie de bosque nativo) en las Yungas para la agricultura, en particular para los cultivos de caña de azúcar, citrus, hortalizas, frutas tropicales y granos que, en los últimos años, se intensificaron con el cultivo de soja (ver capítulo 4). Además, se estima que una superficie aproximada de 35.000 ha de las Yungas ha sido reemplazada por plantaciones de especies exóticas forestales, como *Eucalyptus* spp (eucalipto), *Pinus* spp (pino) y *Toona ciliata* var. *australis* (cedro

australiano). La transformación de las Yungas de Argentina para cultivos y para la urbanización alcanzó el 18% de su superficie original en el año 1970, mientras que el 30% se reportaba como transformado en el año 2010 (Malizia *et al.*, 2012). En la década 2001-2010 se registraron en el sector de contacto entre el bosque chaqueño y la selva pedemontana las mayores tasas de transformación en Sudamérica (Volante *et al.*, 2012, Aide *et al.*, 2013).

Se estima que la superficie remanente de las Yungas es de 3.726.835 ha (Malizia *et al.*, 2012). El piso altitudinal más afectado por la transformación es la selva pedemontana, principalmente en tierras planas por debajo del 5% de pendiente, donde se estima que más del 80% del área original que cubría este piso altitudinal ya fue transformado (Gutiérrez Angonese y Grau, 2014). En la actualidad el gran porcentaje de

selva pedemontana remanente se encuentra en el sector norte de las Yungas, mientras que el sector sur ha sido casi completamente transformado en áreas de agricultura hacia fines del siglo XIX y principios del XX (Brown y Malizia, 2004). Uno de los últimos relictos de selva pedemontana en el sector sur se mantiene en el Parque Provincial y Reserva de Flora y Fauna La Florida, esta área protegida fue creada en el año 1936 y es la primera área protegida de jurisdicción provincial en todo el territorio de la República Argentina (Lomáscolo *et al.*, 2014).

Actualmente, las Yungas no tienen una buena representatividad en las áreas protegidas y la protección actual es insuficiente para garantizar la conservación de la biodiversidad, especialmente la selva pedemontana (Brown y Malizia, 2004; Pidgeon *et al.*, 2015). Aproximadamente el 11% de las Yungas de Argentina están designadas legalmente como áreas protegidas (Malizia *et al.*, 2012) (fig. 7.1). Sin embargo, muchas de estas áreas protegidas no están o están poco implementadas. Las áreas protegidas no deben conceptualizarse como una restricción al uso, más bien deben visualizarse como un seguro de resguardo para la provisión de una multitud de servicios y beneficios para los usos de la tierra fuera de estas áreas (Pancel, 2015). Las áreas protegidas en general están ubicadas en sectores donde las pérdidas por los costos de oportunidad son bajos (Pancel, 2015). Es decir, han sido designadas en sectores remotos con muy baja posibilidad de ser transformadas a otros usos (p. ej. con suelos pobres, pendientes abruptas, condiciones climáticas extremas), pero también por razones paisajísticas (p. ej. bellezas escénicas destacadas) o geopolíticas (p. ej. áreas de frontera). Si bien la protección legal de áreas importantes para la conservación de la biodiversidad no siempre es factible de incorporar al sistema de áreas protegidas, existe la posibilidad de que estas

áreas pueden ser manejadas reconociendo la conservación de la biodiversidad como un objetivo (Blendinger *et al.*, 2009).

Si bien en las Yungas de Argentina se han registrado procesos de recuperación del bosque en algunos campos agrícolas y ganaderos abandonados por su baja productividad, estos sectores son muy localizados en superficie (Grau *et al.*, 2008). Por ejemplo, en la Sierra de San Javier en la provincia de Tucumán se registró un aumento de 1000 ha en la zona de selva montana y bosque montano entre los años 1970 y 2001 (Grau *et al.*, 2008, Gutiérrez-Angonese y Grau, 2014). Este proceso de recuperación de áreas boscosas involucra el establecimiento de bosques secundarios con especies tolerantes a la sombra como *Blepharocalyx salicifolius* u *Ocotea porphyria* (Malizia *et al.*, 2017). Asimismo, en Tafí del Valle en la provincia de Tucumán, y en el Parque Provincial Potrero de Yala en la provincia de Jujuy, los bosques de aliso (*Alnus acuminata*) aumentaron cientos de hectáreas desde principios del siglo XX hasta el presente (Aráoz y Grau, 2010). Los patrones de esta expansión muestran alguna coincidencia con las curvas de aumento de las precipitaciones a nivel regional. Sin embargo, en áreas cercanas a núcleos urbanos, en el proceso de recuperación del bosque se ha registrado la expansión de especies exóticas invasoras, como el *Ligustrum lucidum*, un árbol originario del sudeste asiático (Montti *et al.*, 2017; Malizia *et al.*, 2017; Powell y Aráoz, 2018). El *Ligustrum lucidum* puede ejercer importantes efectos sobre el ecosistema, sobre todo cuando forma bosques mono-dominantes en tierras abandonadas. Se ha reportado que estos bosques modifican la dinámica hídrica del sistema, la productividad de la vegetación, reducen el reclutamiento de renovales de especies nativas, modifican la composición de especies de aves, disminuyen la diversidad de especies asociadas, y afectan

los procesos de descomposición de la hojarasca y el ciclado de nutrientes (Lichstein *et al.*,

7.4 Silvicultura tradicional

Los rodales de los bosques que constituyen las Yungas son pluriespecíficos por la composición de especies y disetáneos por la edad. El tratamiento silvícola tradicionalmente utilizado en las Yungas ha sido el de aprovechamientos de tipo selectivo de especies de mayor valor económico y extrayendo los mejores individuos, este tratamiento también se denomina floreo (ver capítulo 4). Los criterios de selección se basan en las características del diámetro, la rectitud, altura comercial y sanidad de los árboles (del Castillo *et al.*, 2005). La extracción de los árboles con las mejores características produjo a lo largo del tiempo una erosión genética con una selección fenotípica negativa sobre la población de árboles remanentes. El modo típico de operar en las Yungas comienza con una recorrida llamada monte, durante la cual se realiza una primera exploración y evaluación de los recursos forestales maderables existentes en el rodal. En este monte se identifican los árboles de especies de valor comercial y se seleccionan según el rendimiento en volumen que pueda obtenerse de cada árbol. La decisión de aprovechar o no un rodal depende de la presencia de especies guías, que son las especies arbóreas de alto valor económico, como *Cedrela balansae*, *Cedrela angustifolia*, *Myroxylon peruiferum*, *Handroanthus impetiginosus* y *Maclura tinctoria*, que pueden hacer viable la economía de la operación. La presencia de especies de segundo orden, como *Calycophyllum multiflorum*, *Phyllostylon rhamnoides*, *Anadenanthera colubrina*, *Juglans australis*, *Parapiptadenia excelsa* o *Myracrodruon urundeuva*, no es decisiva, ya que si bien pueden complementar la operación, resulta difícil que por sí solas paguen los costos operativos de la

2004; Ayup *et al.*, 2014; Fernández y Aragón, 2014; Zamora Nasca *et al.*, 2014).

extracción, salvo en sectores con alta accesibilidad. El método de corta de selección o floreo en los rodales de las Yungas comienza con la extracción de ejemplares de mayores diámetros (>50 cm de DAP) de las especies guías, es decir, las de mayor valor económico. Una vez agotados los ejemplares de los diámetros mayores, con caminos y huellas ya construidas, se continúa la extracción de estas especies guías de mayor valor económico con diámetros inferiores, incluyendo árboles de 20 cm de diámetro que son aprovechados como trocillos. Al cabo de 20-30 años, el stock de las especies de guías de mayor valor económico en el rodal en general se agota y posteriormente, se extraen especies arbóreas de segundo orden, es decir, de menor valor económico. El floreo aplicado en las Yungas disminuye el valor económico de los rodales dejando bosques empobrecidos económica y ecológicamente (fig.7.6).

Además de las características fenotípicas, el método de corta de selección aplicado en las Yungas está basado en diámetros mínimos de corta donde se fija un límite mínimo al tamaño de las especies arbóreas a ser aprovechadas con ciclos de corta de 20 - 25 años (Eliano *et al.*, 2009; Balducci *et al.*, 2012) (tabla 7.1). En general, se utilizan unos pocos diámetros mínimos de corta para la mayoría de las especies basado en la exigencia de las reglamentaciones provinciales que fueron establecidos con la Ley n° 13.273 en el año 1949 para realizar aprovechamientos forestales (Brassiolo, 2004). La aplicación de los diámetros mínimos de corta sólo es recomendable cuando hay una cantidad suficiente de árboles grandes para que el aprovechamiento

sea rentable, cuando el límite de diámetro de corta impuesto es suficientemente alto, y cuando las especies aprovechadas tienen una distribución diamétrica de J invertida (Eliano *et al.*, 2009).

En las Yungas, los diámetros mínimos de corta no han sido efectivos para asegurar el manejo sostenible del recurso maderable, empobreciendo los rodales aprovechados (del Castillo *et al.*, 2005).

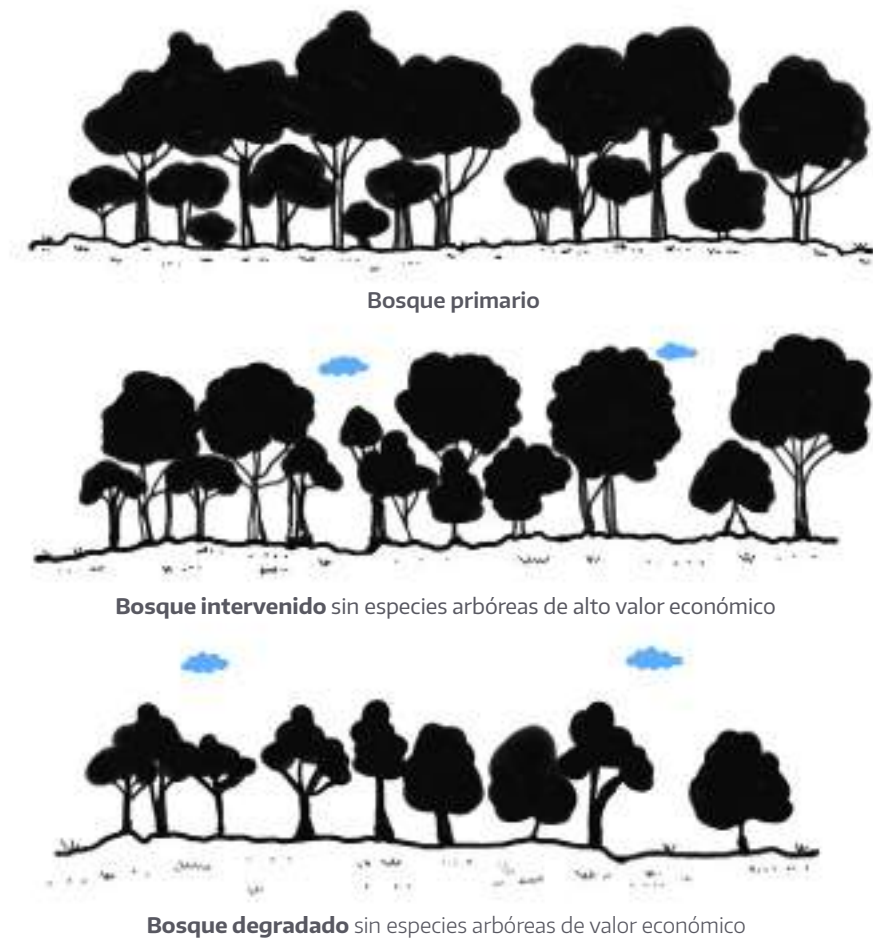


Figura 7.6. Trayectoria del aprovechamiento de especies arbóreas maderables de valor económico en rodales bajo manejo convencional en las Yungas.

Tabla 7.1. Diámetros mínimos de corta (DMC), según la legislación vigente en la provincia de Jujuy, valor económico (MV: muy valiosa, V: valiosa, PV: poco valiosa) y años (\pm 95% intervalo de confianza superior e inferior; I.C.) para que las especies arbóreas de valor forestal de las Yungas alcancen el DMC (Humano, 2013). NP: corte no permitido por legislación de la provincia de Jujuy.

| Especie arbórea | Nombre común | DMC (cm) | Valor | Años (\pm I.C.) |
|--------------------------------------|----------------|----------|-------|--------------------|
| <i>Cedrela balansae</i> | Cedro orán | 35 | MV | 50 (25; 90) |
| <i>Cedrela angustifolia</i> | Cedro coya | 40 | MV | |
| <i>Handroanthus impetiginosus</i> | Lapacho | 35 | MV | 115 (60; 170) |
| <i>Myroxylon peruiferum</i> | Quina colorada | 35 | MV | 80 (40;120) |
| <i>Amburana cearensis</i> | Roble criollo | NP | MV | |
| <i>Maclura tinctoria</i> | Mora | 30 | MV | |
| <i>Junglans australis</i> | Nogal | 40 | V | |
| <i>Podocarpus parlatorei</i> | Pino del cerro | 40 | V | |
| <i>Enterolobium contortisiliquum</i> | Pacará | 40 | V | |
| <i>Pterogyne nitens</i> | Tipa colorada | 35 | V | |
| <i>Cordia trichotoma</i> | Afata | 30 | V | |
| <i>Anadenanthera colubrina</i> | Cebil colorado | 30 | V | 35 (15; 55) |
| <i>Phyllostylon rhamnoides</i> | Palo amarillo | 30 | V | 85 (40; 130) |
| <i>Calycophyllum multiflorum</i> | Palo blanco | 30 | V | 135 (60; 200) |
| <i>Myracrodruon urundeuva</i> | Urundel | 30 | V | 55 (20; 100) |
| <i>Cordia americana</i> | Lanza Blanca | 25 | PV | |
| <i>Tipuana tipu</i> | Tipa blanca | 30 | PV | |
| <i>Blepharocalyx salicifolius</i> | Palo barroso | 40 | PV | |

Las operaciones de aprovechamiento forestal en las Yungas son más intensas en áreas de mejor acceso, dado que los costos logísticos para las operaciones son más altos en zonas más complejas. Consecuentemente, existe una mala ordenación de las unidades de manejo

forestal en esta ecorregión dejando parches sin aprovechar. Las operaciones de extracción de madera en las Yungas están condicionadas por el clima. En general, la duración media de las operaciones es de seis meses (aunque puede variar entre cuatro y diez meses)

y se realizan desde mayo o junio hasta el comienzo de las lluvias estivales (en general diciembre), luego de lo cual disminuyen las oportunidades de acceso a los rodales bajo aprovechamiento. El apeo se realiza con corte plano hasta el mes de julio, debido a la creencia

popular que hasta esa época disminuye la posibilidad de rajaduras por la menor circulación de sabia. Además, generalmente se corta según la fase de la luna. En general, la altura del corte no selecciona ni direcciona la caída del árbol (Balducci *et al.*, 2012; fig.7. 7).



Figura 7.7. Altura de corte alta, lo cual produce una pérdida en la madera aprovechada y sin dirección de volteo, lo cual aumenta los daños y riesgos de accidentes. (Fotos: Ezequiel Balducci).

Un tercio del total de los individuos arbóreos >10 cm de DAP en la selva pedemontana, corresponden a especies de alto valor comercial (tabla 7.2). Este alto porcentaje indica el enorme

potencial de la selva pedemontana como fuente de recursos maderables. En la selva montana y bosque montano, el porcentaje de individuos de alto valor comercial es menor que en la

selva pedemontana (tabla 7.2). En promedio, se aprovecha 4 m³.ha, oscilando entre un mínimo de 1 m³.ha y un máximo de 13 m³.ha. El mayor volumen extraído de madera en las Yungas se da en la selva pedemontana, principalmente de *Myroxylon peruiferum* una especie muy valiosa económicamente, seguida de *Anadenanthera colubrina*, *Calycophyllum multiflorum*, *Phyllostylon rhamnoides*, *Cedrela balansae* y *Handroanthus impetiginosus* (Eliano *et al.*, 2009;

Balducci *et al.*, 2012; tabla 7.1). Si bien en la selva montana y en el bosque montano se registra un bajo volumen de especies maderables algunas de estas especies son muy valiosas, como *Cedrela angustifolia* con un precio de US\$ 250.m³ (tablas 7.1 y 7.2). Esto indica la importancia de los pisos altitudinales superiores como proveedores de recursos maderables de alto valor económico (Eliano *et al.*, 2009; Balducci *et al.*, 2012).

Tabla 7.2. Valores de densidad, área basal y volumen maderable de 12 especies arbóreas¹ de valor económico (VE) >10 cm de diámetro a la altura del pecho según la altitud (Malizia *et al.*, 2009).

| Parámetro | Altitud (m.s.n.m) | | | |
|--|-------------------|------|------|------|
| | 600 | 1100 | 1600 | 2100 |
| Densidad VE (ind.ha) | 200 | 31 | 39 | 25 |
| Densidad total de especies arbóreas (ind.ha) | 518 | 495 | 606 | 544 |
| Área basal VE (m ² .ha) | 14 | 3 | 4 | 1 |
| Volumen maderable VE (m ³ .ha) | 86 | 15 | 30 | 6 |
| Riqueza VE | 12 | 10 | 4 | 2 |

1 Especies arbóreas consideradas: *Cordia trichotoma*, *Anadenanthera colubrina*, *Cedrela angustifolia*, *Cedrela balansae*, *Cordia americana*, *Handroanthus impetiginosus*, *Juglans australis*, *Phyllostylon rhamnoides*, *Calycophyllum multiflorum*, *Myroxylon peruiferum*, *Amburana cearensis* y *Myracrodruon urundeuva*.

El aprovechamiento forestal de los bosques nativos genera una red compleja de relaciones socioeconómicas y constituye la base de distintos grupos sociales para los cuales la actividad tiene diversos significados (Cafferata, 1988). Se identifican a los obrajeros, los dueños de las tierras forestales y los propietarios de aserraderos. Los dueños del bosque, por lo general, son actores ajenos al sector y se involucran poco en los aprovechamientos. Los propietarios de los aserraderos y los obrajeros aparecen como los actores clave del sector.

La mayor parte de los aprovechamientos son efectuados a través de arriendos temporales de las propiedades con bosques (Minetti *et al.*, 2009). Considerando que la mayor parte de los obrajes son operaciones tercerizadas, casi sin intervención de los dueños del bosque, existe un reducido estímulo para implementar esquemas de manejo forestal de bajo impacto. La transformación de la materia prima extraída del bosque se realiza por los mismos obrajeros o a través de una tercerización. Los productos maderables que actualmente se comercializan de las Yungas

son leña, rollizos y trocillos (Balducci *et al.*, 2012; fig. 7.8). En algunos casos, los aserraderos solo venden madera en rollo, mientras que en otros cuentan con industrias de transformación de primer y segundo grado. El obrajero presta el servicio para el corte y el transporte de la madera al aserradero, algunos presentan un grado de calificación en sus trabajos, como los motosierristas y operadores de maquinaria pesada y de camiones. En la mayoría de las operaciones la maquinaria es obsoleta, aunque en operaciones de alta escala se usan herramientas y equipamiento más moderno, específicos y adecuados (fig. 7.8). Existe un grupo importante de obrajeros que prácticamente no tienen calificación ni instrucción, tales como cargadores y atadores que actúan como ayudantes. Más del 60% de los operarios del sector son contratados bajo condiciones irregulares y estacionalmente durante los meses que duren las campañas forestales. En general, los operarios no cuentan con los elementos de protección personal, y los campamentos no tienen condiciones de higiene, servicios ni seguridad adecuadas (fig. 7.8). Las operaciones de arrastre con cable y la carga de los rollos de la madera son prácticas peligrosas, ya que son principalmente manuales, ayudadas por tractores simples y cadenas (fig. 7.8). Además, la salida y entrada de los operarios de algunos obrajes más remotos se hace en las cajas de los camiones de transporte de los rollos, lo que incrementa los riesgos de accidentes laborales. Los operarios son remunerados en función de su productividad de madera obtenida (por m³ producido). Esta medida, además de ir en contra de los derechos laborales creando condiciones sociales y económicas no deseadas, muestra una alta prioridad del trabajo según el volumen de madera extraída, restando importancia a la forma de ejecutar las tareas, descuidando los impactos y daños sobre la masa remanente. Las cuadrillas de trabajo son reducidas a 3 o 4 personas en operaciones de

hasta 600 m³ aunque pueden ser cuadrillas más grandes (hasta 8 personas) en operaciones que alcanzan los 2000 m³. Otros actores del sistema forestal a nivel institucional son las reparticiones específicas de los gobiernos provinciales, como autoridades de aplicación de la normativa regulatoria del uso de los bosques. Las cámaras y asociaciones que nuclean al sector forestal también tienen un rol preponderante.

La superficie promedio por productor anualmente aprovechada es de alrededor de 300 ha, con un rango que varía entre 60 ha y 1200 ha (Balducci *et al.*, 2012). El volumen promedio por productor es de aproximadamente 900 m³.año, con un intervalo de variación entre 190 m³.año y 4000 m³.año (Balducci *et al.*, 2012). La madera aprovechada debe estar formalmente amparada por guías forestales. Las guías forestales permiten asegurar la trazabilidad de los productos madereros a través del control de permisos y cupos establecidos, y significan aportes de tasas e impuestos para las provincias. Los controles se focalizan en el obraje sobre los inventarios forestales antes de iniciar las operaciones y al terminar la operación, con el control del cumplimiento de los diámetros mínimos de corta. Luego se realizan controles en las rutas y en los aserraderos destinatarios. Sin embargo, distintas jurisdicciones, con formatos de guías forestales diferentes y con información disímil, no logran ser efectivas para disuadir la obtención ilegal de madera. Por ejemplo, para la provincia de Jujuy, se estima que la madera obtenida ilegalmente podría llegar a un volumen de aproximadamente 50.000 m³.año igualando o incluso superando al volumen legal circulante (Ortiz *et al.*, 2015). El aprovechamiento forestal ilegal provoca una serie de consecuencias negativas, como disminuir el precio de la madera, amenazar la biodiversidad o disminuir los beneficios sociales. Esto provoca que el aprovechamiento forestal parezca menos atractivo o

rentable comparado con otras actividades del uso de la tierra. Por lo tanto, es necesario lograr mecanismos que aseguren la legalidad del aprovechamiento forestal, por ejemplo, fortalecer la estructura de los departamentos de fiscalización forestal de los estados provinciales, generando o aumentando la capacidad técnica de los controles de los aprovechamientos forestales y desmontes ilegales (Blundell y Gullison, 2003; Schulze, 2008).

Existe una percepción social de que el aprovechamiento forestal es una actividad marginal. Si bien hay actores del sector que aceptaron el cumplimiento de muchas normas que mejoran la eficiencia de los aprovechamientos forestales, en general, muchas otras normas no son aplicadas debido a que existe una fuerte resistencia al cambio. Sin embargo, el sector forestal no parece percibir la necesidad de trabajar de forma ordenada y planificada y, por lo tanto, no se perciben a los planes de manejo sostenible como una herramienta de organización y gestión del proceso productivo (Balducci *et al.*, 2012).

El aprovechamiento forestal en las Yungas fue importante entre los años 1930 y 1980, cuando una importante parte del capital maderero acumulado en las formaciones boscosas de mayor acceso fue extraída. La falta de planificación del aprovechamiento se agudizó en la

medida que la productividad del bosque bajó de 20 o 30 m³.ha a menos de 3 m³.ha en bosques intervenidos muy degradados. En general, las decisiones sobre las intervenciones a realizar en el bosque se toman día a día y sin técnicas de trabajo forestal. Por ejemplo, la construcción de caminos primarios, secundarios (de salida y troncales) y huellas de saca se realizan de forma no planificada en la zona seleccionada para el aprovechamiento forestal (Balducci *et al.*, 2012). La construcción o habilitación de los caminos es una operación de gran inversión que puede malograr el aprovechamiento forestal si la dificultad del acceso (piedra o laja, pendientes) fue mal planificada. En la actualidad, el sector forestal en las Yungas presenta una etapa de aguda crisis económica (cuadro 1). Por ejemplo, la producción legal de madera en el año 2009 en las Yungas alcanzó las 43.016 toneladas, un 19% menos que en el año 2008 (FAO, 2010). La menor disponibilidad de madera, en cuanto a calidad y cantidad y mayores costos logísticos, hizo que su aprovechamiento dejara de ser rentable salvo para un grupo reducido de especies, como *Cedrela angustifolia* y *C. balansae* y otras maderas duras de calidad. Esto generó que la mayor parte de los grandes aserraderos de localidades como San Pedro, Yuto, Ledesma, Orán y Tartagal cerraran o cambiaran radicalmente sus formas de trabajo.



Figura 7.8. Arriba izquierda: Aserradero. Arriba derecha: trocillos. Centro izquierda: campamentos precarios. Centro derecha: arrastre con cadena. Abajo izquierda: puentes realizados en los caminos primarios para no afectar los cursos de agua y abajo derecha: caminos construidos en pendientes abruptas. (Fotos: arriba y centro, Ezequiel Balducci; abajo izquierda, Ever Talle; abajo derecha: Luis Rivera).

7.5 Impactos del aprovechamiento forestal tradicional

En general, el aprovechamiento forestal en las Yungas está guiado por maximización de la tasa de extracción dentro de las restricciones impuestas por el diámetro mínimo de corta y un periodo de rotación mínimo entre sectores del bosque. El aprovechamiento forestal tradicional, como se realiza actualmente en las Yungas, logra cumplir algunas de las demandas económicas y sociales, pero tiene efectos negativos sobre los recursos maderables y no maderables, y sobre algunos componentes de la biodiversidad y servicios ecosistémicos. En general, a medida que los disturbios aumentan en intensidad y frecuencia, las especies de interior de bosque disminuyen (Sekercioglu, 2002; Edwards *et al.*, 2012), mientras que las especies tolerantes a los disturbios aumentan, al menos así se ha puesto en evidencia en otros ecosistemas forestales del mundo (Vasconcelos *et al.*, 2000; Hamer *et al.*, 2003).

Los bosques tropicales y subtropicales son susceptibles a la extinción comercial o biológica de especies maderables de alto valor comercial cuando el aprovechamiento no se realiza bajo esquemas de manejo forestal sostenible debido a que estos bosques no producen madera valiosa en cantidad suficiente, ni suficientemente rápido para proveer un beneficio económico en el largo plazo. La falta o la escasa legislación basada en información científica ha llevado o llevará a la extinción comercial o biológica a muchas de las especies de alto valor comercial dentro de los próximos tres ciclos de corta (de Freitas y Pinard, 2008; Forshed *et al.*, 2008; Grogan *et al.*, 2008; Peña-Claros *et al.*, 2008; Schulze *et al.*, 2008; Kukkonen y Hohnwald, 2009). En las Yungas, *Amburana cearensis*, *Pterogyne nitens*, o *Jacaranda mimosifolia* pueden ser susceptibles a la extinción local comercial o biológica (Politi *et al.*, 2015; IUCN, 2018).

Los bosques remanentes de las Yungas han empezado a homogeneizarse tanto en estructura como en composición, lo cual puede llevar a la pérdida de las características particulares de la ecorregión. Además, en muchos remanentes de las Yungas se ha producido la extinción local o la disminución en los tamaños poblacionales de numerosas especies de distintos grupos taxonómicos (aves, plantas, etc.), sobre todo aquellas especies con requerimientos específicos (Miranda *et al.*, 2010). Estas especies con requerimientos específicos son reemplazadas por especies de amplia distribución o por especies exóticas (Miranda *et al.*, 2010). En general, la riqueza de especies (es decir, el número de especies) no se modifica significativamente en sitios bajo aprovechamiento forestal selectivo con intensidades de extracción intermedias. Sin embargo, se observan cambios en la composición de especies y en la abundancia de los gremios presentes (Putz *et al.*, 2012). Para las Yungas la información existente sobre los impactos del aprovechamiento forestal se basa en estudios realizados principalmente en la selva pedemontana, siendo escasa para la selva montana y bosque montano.

Casi la totalidad de la selva pedemontana ha estado sujeta al aprovechamiento forestal al no presentar impedimentos topográficos. El aprovechamiento forestal sin lineamientos de manejo sostenible ha producido cambios en la estructura de la selva pedemontana. El estado actual de la selva pedemontana refleja la falta de planificación en el aprovechamiento forestal. El área basal de árboles >10 cm de DAP no difirió significativamente entre sitios bajo aprovechamiento y sitios de referencia ($23,49 \pm 10,73 \text{ m}^2.\text{ha}$ vs. $26,23 \pm 10,40 \text{ m}^2.\text{ha}$; $p > 0,05$), pero el área basal de especies arbóreas de valor comercial >10 cm de DAP ($11,67 \pm 9,92 \text{ m}^2.\text{ha}$

vs. $17,83 \pm 8,17 \text{ m}^2.\text{ha}$; $p < 0,05$) y el área basal de árboles muertos ($1,72 \pm 1,75 \text{ m}^2.\text{ha}$ vs. $2,67 \pm 2,42 \text{ m}^2.\text{ha}$; $p < 0,05$) fue significativamente menor en sitios bajo aprovechamiento que en sitios de referencia (Politi *et al.*, en prep.). Se registró significativamente menor área basal de especies arbóreas de mayor valor comercial, como *Cedrela balansae*, *Myroxylon peruiferum* y *Amburana cearensis*, y significativamente mayor área basal de especies de menor valor comercial, como *Anadenanthera colubrina*, en sitios con aprovechamiento forestal convencional que en sitios de referencia (Politi *et al.*, en prep.). En sitios con aprovechamiento, del total de individuos por hectárea, aproximadamente 20% corresponde a especies arbóreas de valor comercial en las clases diamétricas >30 cm, mientras que el restante 80% corresponde a individuos de especies arbóreas de valor comercial en clases diamétricas <30 cm y la gran mayoría son especies sin valor comercial (del Castillo *et al.*, 2005). En la década del 50, el Instituto Forestal

Nacional realizó un inventario forestal en la serranía de Tartagal, provincia de Salta, en un sector de selva pedemontana (del Castillo *et al.*, 2005). En este inventario, se registró un volumen cinco veces más alto de especies de alto valor económico que el registrado en los muestreos realizados en la misma serranía en el año 2015 (fig. 7.9). La regeneración (es decir, individuos que aún no han pasado a la categoría de establecidos) de especies arbóreas de alto valor comercial está severamente comprometida en los sitios con aprovechamiento forestal en la selva pedemontana. Se registró la ocurrencia de renovales de solo cinco de las 12 especies de alto valor comercial en menos del 30% de las parcelas en sitios bajo aprovechamiento forestal convencional (Politi *et al.*, en prep.). La regeneración de especies arbóreas es alta, sin embargo, el 10% corresponde a especies de menor valor comercial, como *Anadenanthera colubrina* y *Phyllostylon rhamnoides* (del Castillo *et al.*, 2005)

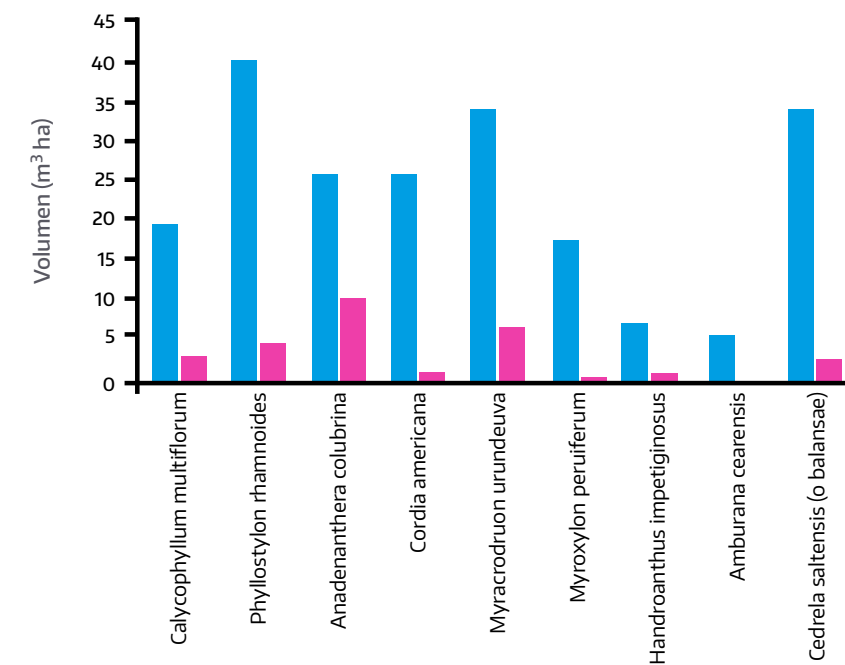


Figura 7.9. Volumen de distintas especies de árbol con diámetros a la altura del pecho >30 cm en inventarios realizados en las serranías de Tartagal, Argentina, en la década de 1950 (del Castillo *et al.*, 2005, barras celestes) y en el año 2015 en sectores con extracción de madera (Politi *et al.*, en prep., barras rosas).

En la selva montana y en el bosque montano, el proceso de explotación forestal comenzó más tarde que en la selva pedemontana y se intensificó cuando comenzaron a usarse topadoras y moto arrastradoras en las operaciones forestales. La explotación en estos pisos altitudinales fue muy selectiva, extrayéndose principalmente *Cedrela angustifolia* (fig. 7.10). Los individuos remanentes de *Cedrela angustifolia* en los rodales aprovechados corresponden a ejemplares afectados por enfermedades o que no han llegado al diámetro mínimo de corta. De la densidad de individuos arbóreos, el 60% corresponden a individuos con diámetros <30 cm y solo el 20% a individuos con valor comercial en clases diamétricas >30 cm. El 30% de la regeneración de especies arbóreas corresponde a especies de valor comercial,

como *Handroanthus ochraceus* (lapacho amarillo), *Cordia americana*, *Juglans australis*, *Cedrela angustifolia* y *Parapiptadenia excelsa*. Ninguna de estas especies registra individuos en la categoría de establecidos (>2 m de altura). El 70% del total de renovales corresponde a especies arbóreas sin valor comercial, de los cuales un 45 % son renovales establecidos. En el bosque montano también fue muy aprovechado localmente y en el pasado el *Podocarpus parlatorei*, pero esta especie presenta un bajo valor comercial actual y su comercio internacional está sometido a estrictas regulaciones debido a que está incluido en el Apéndice I de CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna; CITES, 2005).



Figura 7.10. Los aserraderos utilizan las especies arbóreas de menor valor comercial de la selva pedemontana de las Yungas para fabricar cajones (izquierda), mientras que los grandes ejemplares de especies arbóreas de la selva montana y bosque montano ya han sido cortados (derecha). (Fuente: Natalia Politi).

Los diferentes microambientes en el bosque generan una diversidad de hábitats para distintos componentes de la biodiversidad. La cobertura del dosel, la presencia de árboles

caídos, el espesor de la hojarasca y el microclima en el rodal determina la abundancia y composición de las arañas (Pearce *et al.*, 2004; Rubio y Ramírez, 2015). Al analizar el ensamble

de arañas en la selva pedemontana, se encontró que la familia Linyphiidae, una familia indicadora de sitios bajo disturbio, tuvo una mayor tasa de captura en sitios con aprovechamiento respecto a los sitios sin aprovechamiento (Alcalde *et al.*, 2018). Por otro lado, las familias Theraphosidae y Actinopodidae, arañas cursoriales, asociadas a requerimientos de hábitat específicos, hábitos sedentarios y muy sensibles a las modificaciones del hábitat, tuvieron una mayor tasa de captura en sitios sin aprovechamiento respecto a sitios con aprovechamiento (Alcalde *et al.*, 2018). Otro grupo de invertebrados que ha sido reportado como sensible a cambios en la estructura del bosque son las hormigas. Algunas especies de hormigas están asociadas a bosques disturbados de las Yungas (p. ej. *Camponotus* sp., *Paratrechina* sp., *Pheidole*, *Crematogaster* y *Solenopsis*), mientras que otro grupo de especies se asocia a bosques sin influencia de actividades antrópicas (p. ej. especies de menor tamaño como *Cephalotini* y *Pseudomyrmex*) (Cuezzo y González Campero, 2009).

Los ensambles de aves de sotobosque de la selva pedemontana también han sido reportados como sensibles a los impactos del aprovechamiento forestal. Cinco especies de aves de sotobosque estuvieron asociadas o presentaron mayores abundancias en sitios con aprovechamiento forestal: *Thamnophilus caerulescens*, *Poecilatriccus plumbeiceps*, *Leptotila megalura*, *Synallaxis scutata*, y *Catharus swainsoni*; mientras que cuatro especies estuvieron asociadas o presentaron mayores abundancias en sitios de referencia: *Vireo olivaceus*, *Turdus rufiventris*, *Sittasomus griseicapillus* y *Lepidocolaptes angustirostris*. En los sitios con aprovechamiento, las variables estructurales que explican las diferencias en el ensamble de aves de sotobosque fue una mayor cobertura del sotobosque

y menor densidad de fustes (>10 cm de DAP) de árboles vivos y de árboles muertos. En cuanto a las aves que nidifican en huecos de árboles, de las 22 especies de aves registradas en la selva pedemontana, 14 especies mostraron diferencias significativamente menores en la abundancia en sitios con aprovechamiento (fig. 7.11). La abundancia de aves que nidifican en huecos estuvo correlacionada positivamente con la densidad de árboles con huecos. Por lo tanto, es importante en sitios con aprovechamiento forestal retener árboles con huecos para no afectar este componente de la biodiversidad (Politi *et al.*, 2009). En sitios sin aprovechamiento, las especies arbóreas clave para las aves que nidifican en huecos son *Calycophyllum multiflorum* y *Amburana cearensis*, mientras que en sitios con aprovechamiento, son clave los individuos muertos en pie de *Anadenanthera colubrina* y *Myracrodruon urundeuva* (Politi *et al.*, 2009; Ruggera *et al.*, 2018; Schaaf *et al.*, 2018). La simulación de la extinción de especies arbóreas clave produjo la extinción de 32% de las especies de aves que nidifican en huecos. Una de las principales causas del bajo número de huecos disponibles para aves en sitios con aprovechamiento probablemente sea el alto nivel de extracción de individuos de *C. multiflorum* (Politi *et al.*, 2010; Ruggera *et al.*, 2016).

Algunas especies de mamíferos medianos y grandes mostraron una mayor frecuencia de registro en sitios sin aprovechamiento (p. ej. *Tayassu pecari*) que en sitios con aprovechamiento forestal, donde se obtuvo una frecuencia de registro significativamente mayor de *Sylvilagus brasiliensis*, entre otras especies. Además, es necesario estudiar el efecto de la red de caminos madereros sobre especies cinegéticas, ya que se ha visto que los caminos promueven el ingreso de cazadores (Laurance *et al.*, 2009).



Figura 7.11. Especies de aves que nidifican en huecos de árboles sensibles al aprovechamiento forestal en las Yungas. (Fotos: Luis Rivera).

7.6 La ganadería a monte y su impacto sobre las Yungas

Muchos de los bosques remanentes de las Yungas disminuyeron su potencial productivo por un aprovechamiento forestal no planificado pero además, la ganadería extensiva ha impactado negativamente sobre la regeneración de algunas especies forestales (Lorenzatti, 2014). La ganadería extensiva comparte gran parte de los sectores donde se realiza el aprovechamiento forestal (Lorenzatti, 2014) (fig. 7.12). En las Yungas, la ganadería ha impactado negativamente en los regímenes hidrológicos, ha producido la disminución de los recursos forrajeros, la desestabilización de los suelos, la facilitación de invasión por especies exóticas y la disminución en la regeneración de muchas especies de plantas (Mazzini *et al.*, 2018).

El ganado vacuno ingresó a las Yungas de Argentina con la llegada de los colonizadores europeos (Brown y Grau, 1993; Bergesio y Malizia, 2014). Actualmente, casi toda las Yungas presentan actividad ganadera con distinto grado de intensidad (Grau y Brown, 1995). La mayor

parte del ganado en las Yungas pertenece a campesinos y criollos que en general no poseen o poseen de manera precaria las tierras y esta actividad es económicamente importante para las comunidades locales. Según datos oficiales del año 2016, la provincia de Jujuy contaba con más de 82.000 cabezas de ganado, de las cuales el 60% está en las Yungas, lo que corresponde en promedio a 4 vacas.km². La ganadería de monte se basa principalmente en ganado vacuno criollo, tolerante a las condiciones ambientales predominantes. Típicamente, este ganado se maneja con prácticas de trashumancia, desplazándose según los patrones estacionales de temperatura y de productividad de la vegetación (Brown y Grau, 1995; Reboratti, 1998). Durante el verano, el ganado usa los pastizales de altura (>2000 m.s.n.m), que son zonas de menor temperatura y con mejor calidad de alimentos. Durante el invierno, bajan al Bosque Montano y Selva Montana, para protegerse del frío y para conseguir agua y alimento.



Figura 7.12. La ganadería extensiva comparte gran parte de los sectores donde se realiza el aprovechamiento forestal. (Foto: Laura Pincioli).

Los diferentes pisos de las Yungas tienen respuestas diferenciales a la herbivoría por ganado, en parte dependiente de las especies presentes en cada uno de ellos (Lorenzatti, 2014). En los pisos más altos, especies poco palatables como *Podocarpus parlatorei*, *Juglans australis* y *Cedrela angustifolia* son favorecidas (Arturi *et al.*, 1998; Carilla y Grau, 2010; Lorenzatti, 2014), aunque el pisoteo afecta el reclutamiento de estas especies (Zamora Petri, 2006). En los pisos más bajos, los renovales de *Handroanthus impetiginosus* y *Tipuana tipu* fueron consumidas con mayor frecuencia que los renovales de *Enterolobium contortisiliquum* y *Cordia americana* y la especie menos consumida por el ganado fue *Cedrela balansae*, mientras que *Anadenanthera colubrina* no es palatable para el ganado (Mazzini, 2018). La abundancia y riqueza de plántulas de especies de árboles y la abundancia de plantas de sotobosque se asocia negativamente con la abundancia del ganado y la intensidad de herbivoría (Mazzini, 2018). Se ha observado que la disminución de la carga ganadera produce un incremento en la tasa de recambio de especies, y en menor medida un aumento de la biomasa y del área basal (Grau *et al.*, 2010; Malizia *et al.*,

2013). También hay un aumento en el establecimiento de nuevos renovales en situaciones de exclusión ganadera (Mazzini, 2018). La protección del impacto negativo del sobrepastoreo es esencial para asegurar que la regeneración natural se instale, una vez que los renovales logran establecerse la mortalidad por ganadería disminuye (Mazzini, 2018). En la zona de transición de las Yungas con el Chaco, se encontró que la ganadería favorece un mayor desarrollo de arbustos y el ingreso de especies pertenecientes al ecosistema chaqueño (Chalukian, 1991). La ganadería a monte en las Yungas estaría afectando el reclutamiento de los bosques, modificando la composición y simplificando la estructura del sotobosque (Mazzini, 2018).

Otro efecto negativo del ganado es la competencia con los herbívoros nativos por el alimento (Chalukian *et al.*, 2004). Las Yungas albergan varios herbívoros nativos, por ejemplo, el tapir (*Tapirus terrestris*), que pesa menos de 300 kg, corzuelas, agutíes y pecaríes. Los tapires tienen un consumo de materia vegetal fresca mucho menor que una vaca adulta la cual ingiere aproximadamente 10% de su peso diario, es decir,

aproximadamente 10 toneladas de materia vegetal fresca al año. Aún faltan estudios de base para establecer la carga ganadera compatible con la dinámica del bosque de las Yungas y comprender el efecto del ganado sobre suelo,

cursos de agua, fauna, facilitación de especies invasoras, entre otros. Esta información es fundamental para planificar esquemas de manejo ganadero sostenible.

7.7 Provisión de productos forestales no madereros

Los bosques de las Yungas han sido considerados principalmente como proveedores de productos forestales madereros y también han sido importantes para proveer recursos forestales no madereros para las comunidades locales. Existe una diversidad de recursos no madereros que son de potencial importancia económica, y algunos tienen mayor desarrollo en los mercados formales como las mieles (cuadro 2). Otros recursos no madereros están siendo comercializados recientemente e incorporados en los mercados (Malizia *et al.*, 2009). Por ejemplo, *Solanum betaceum* (chilto o tomate árbol) ha empezado a comercializarse en el mercado central de Buenos Aires como un alimento funcional (fig. 7.13). Incentivar el uso de productos forestales no madereros del bosque nativo puede generar alternativas productivas para la economía de las comunidades locales.

Las Yungas son proveedores de innumerables bienes que pueden comercializarse y, además, los servicios pueden ser incorporados en el sistema monetario. La provisión de agua para riego y consumo humano, que abarca aproximadamente 400.000 ha de cultivos y alcanza a más de 2 millones de personas, es uno de los servicios más importantes que provee las Yungas pero subvaluado (Pacheco *et al.*, 2010; Balvanera, 2012). Las Yungas representan un importante stock de carbono, estimado en 63 toneladas.ha, siendo los bosques de ribera y los bosques de filo los que constituyen importantes sumideros de carbono (Ontiveros *et al.*, 2015).

Sin embargo, la cantidad de carbono acumulado puede verse reducido en un 20% luego del aprovechamiento forestal de intensidad intermedia (<30 m³.ha). En ciclos de corta largos, más de 60 años, el carbono que se pierde puede ser secuestrado nuevamente. El manejo forestal sostenible, combinado con otras alternativas económicas, puede proveer la sostenibilidad económica (Bray *et al.*, 2003).

Se han propuesto esquemas de compensación y pago por servicios ecosistémicos que se dirigen a otorgar una retribución monetaria a los propietarios, a cambio de la conservación de los servicios en estos ecosistemas, o bien de abstenerse de realizar actividades que disminuyen la provisión de los servicios ecosistémicos (Chacón-Cascante y Naranjo, 2011). En la provincia de Jujuy, se realizó un estudio de factibilidad de implementación de un esquema de pagos por servicios ecosistémicos para la protección de dos de los principales servicios ambientales: el hidrológico, destinado a riego, consumo humano y provisión de electricidad; y el paisajístico (Sarmiento y Ríos, 2009). De la información generada, se determinó la factibilidad de generar un flujo de fondos (Sarmiento y Ríos, 2009). Sin embargo, hasta la actualidad no se ha implementado ningún esquema de pago por servicios ecosistémicos en las Yungas, a pesar de la existencia de estos proyectos pilotos. Independientemente de la monetización de los servicios ambientales, ha habido una preocupación y consecuente

acción por asegurar la conservación de las principales fuentes de agua de las Yungas para su

actividad productiva a través de la designación de áreas protegidas.



Figura 7.13. El fruto de *Solanum betaceum* (chilto o tomate árbol) ha empezado a comercializarse como producto no maderero obtenido de las Yungas. (Fuente: Gobierno de Jujuy).

7.8 Alternativas silvícolas a las prácticas forestales tradicionales

La planificación del aprovechamiento forestal constituye la base de la transición hacia un manejo sostenible del bosque, desde un esquema que degrada el bosque y los recursos forestales, hacia uno que mantiene el capital económico y ecológico. Si bien el aprovechamiento forestal planificado tiene un costo adicional, las pérdidas económicas por el uso poco eficiente del equipo y la madera no extraída en las operaciones tradicionales, pueden ser muy superiores al costo de la planificación (Balducci *et al.*, 2012). En las Yungas, dado que el volumen maderable que actualmente se puede aprovechar es generalmente bajo y que existe un aumento de los costos relacionados con el manejo sostenible,

las mejoras en las prácticas forestales se han beneficiado de subsidios económicos (Malizia *et al.*, 2006; Malizia, 2009; Balducci *et al.*, 2012). Los subsidios económicos pueden permitir que los propietarios afronten los costos tendientes a mejorar el manejo y contrarresten los costos de oportunidad perdidos (Pearce *et al.*, 2003; Putz *et al.*, 2008). Esto es particularmente importante, dado que los costos de oportunidad del manejo forestal sostenible son mucho mayores desde una perspectiva económica que aplicar otras alternativas económicamente viables (p. ej. transformar a agricultura o realizar aprovechamientos a intensidades de extracción más altas). La Ley Nacional de Presupuestos Mínimos para

la Conservación de Bosques Nativos n.º 26.331 concede fondos a los propietarios que aseguren en sus predios la conservación y el uso sostenible del bosque nativo. Con estos fondos, los propietarios pueden realizar planes de manejo, enriquecimiento e inventarios forestales, relevamientos de biodiversidad, y mejorar la infraestructura como caminos, alambrados y acciones silvícolas de manejo activo. También estos fondos pueden ser usados para la colecta de datos para una línea de base, parcelas permanentes, parcelas de intervención, relevamiento de caminos realizados, mapas de apeos y otra información que podría aportar en mejorar la comprensión de aspectos dinámicos de esta actividad. Sin embargo, hasta el momento en las Yungas, estos fondos no se han otorgado como una verdadera compensación a los propietarios, principalmente debido a que los fondos son insuficientes, existe un exceso de burocracia administrativa y se otorgan para realizar actividades preestablecidas, por lo que no son fondos de libre disponibilidad para los beneficiarios que asumen un compromiso legal por la conservación y el manejo sostenible del bosque.

Para revertir la degradación económica y ecológica de muchos de los rodales de las Yungas se han propuesto cambios en las técnicas silvícolas que aseguren el manejo forestal sostenible sobre la base de la dinámica natural de las especies (Balducci *et al.*, 2012). Si bien estas mejoras en la silvicultura deben basarse en la historia de vida específica de la especie bajo manejo aún existe poca información autoecológica para la mayoría de las especies arbóreas de las Yungas (Bava y López Bernal, 2006). Estos cambios propuestos en el manejo de las Yungas se basan en un esquema de bajo impacto (en inglés se refiere al Reduced Impact Logging o RIL), en un marco de manejo adaptativo. Implementar un manejo forestal de bajo impacto, incluyendo tratamientos de

selección de árboles semilleros y protección de árboles futuro, es importante porque el aprovechamiento forestal convencional produce, entre otros impactos negativos, daño a aproximadamente 30 árboles por cada árbol extraído (Uhl *et al.*, 1991). Los métodos de aprovechamiento forestal de bajo impacto han sido eficientes en disminuir entre un 20 y un 50% los daños colaterales en parcelas remanentes (Putz *et al.*, 2008). En las Yungas, se han empezado a aplicar los siguientes lineamientos técnicos de bajo impacto (Balducci *et al.*, 2012):

(1) Inventarios forestales eficientes. La presentación de planes de manejo sostenible a las autoridades de aplicación ha permitido especificar en la planificación las cantidades de madera a extraer y el área donde se realizará la operación basada en los resultados de inventarios forestales. Los planes de manejo sostenible son evaluados, se realizan inspecciones previas al apeo, y se procede en el proceso formal de las habilitaciones. La planificación de las operaciones en base a información de inventarios forestales permite conocer la ubicación de los árboles a extraer, su distribución espacial y tener información del volumen presente en el sitio relevado. Con estos datos procesados, se pueden diseñar correctamente los caminos, las vías de saca y los canchones de acopio. Los árboles del inventario forestal se deben marcar y geoposicionar para elaborar mapas que permitan planificar las tareas de aprovechamiento (fig. 7.14). Los inventarios forestales reducen los daños a los árboles para el futuro aprovechamiento, permiten un planeamiento cuidadoso de los movimientos de la maquinaria, lo cual reduce los impactos sobre el bosque, suelo y cursos de agua, y reducen el tiempo de operación de la maquinaria frente a la operación no planificada, ya que se optimizan las distancias.



Figura 7.14. Árboles medidos y marcados durante un inventario forestal (Izquierda arriba): árbol con número indica árbol de aprovechamiento (Derecha arriba), árbol con una X indica árbol de importancia para la fauna (Izquierda abajo) y árbol con tres líneas indica árbol futuro (Derecha abajo). (Fuente: Laura Pincioli).

(2) Métodos de apeo seguros y no destructivos. Es necesario aplicar cortes que permitan al motosierrista dirigir la caída del árbol a aprovechar, es decir aplicar un volteo dirigido. Esto permite no solo disminuir los riesgos de accidentes sino que el árbol cortado no sufra pérdidas por golpes o rajaduras y minimiza el daño a los árboles remanentes y al estrato de regeneración. Además, el corte debe realizarse en la base para disminuir la pérdida de madera (fig. 7.15). Es recomendable que los motosierristas perciban un ingreso mensual base con un adicional basado en premios por productividad y por el cumplimiento de las pautas silvícolas de mejora.

Se sugiere el corte de lianas previo y posterior al aprovechamiento forestal, para reducir los daños sobre el rodal remanente. El corte de lianas en los árboles a voltear debe ser realizado con anterioridad al aprovechamiento, para reducir los daños a los árboles remanentes durante las operaciones de corta y brindar mayor seguridad a los operarios. Las lianas leñosas pueden actuar como tensores en el momento de la caída del árbol, dañando copas de árboles vecinos e interfiriendo en la dirección de caída del árbol. Idealmente, el corte de lianas debe realizarse unos seis meses antes de iniciar el aprovechamiento, de modo de asegurarse que las lianas se encuentren secas al momento del corte. Las lianas están asociadas a claros generados por la caída natural o antrópica de árboles (Putz, 2004). Las lianas presentan mayor abundancia en bosques con alta densidad de árboles y en sectores con mayor disponibilidad de luz (Fredericksen y Mostacedo, 2000). Las lianas son consideradas un problema en bosques bajo aprovechamiento forestal, al reducir el crecimiento de los árboles y causar problemas al fuste, lo cual reduce su valor comercial (Putz y Mooney, 1991). Debido a que claros recientes y adyacentes, generados por la extracción de

árboles influyen en la diversidad y abundancia de lianas, se ha sugerido que es necesario que los claros estén separados en el espacio y tiempo para retardar la dispersión de lianas a claros recientes generados por el aprovechamiento forestal (Malizia y Grau, 2006). Es importante reconocer que, además de producir daños a los fustes, las lianas aportan recursos de hábitat y de forrajeo para la fauna y proveen una continuidad física en el dosel para una diversidad de especies de distintos grupos taxonómicos (Putz, 2004). Por ejemplo, >10% de los sustratos de forrajeo de los pájaros carpinteros en las Yungas son lianas. Pocas empresas forestales aplican un control de lianas, aunque no existen lineamientos que permitan lograr una consistencia en la aplicación; sin embargo aquellas empresas que no aplican control de lianas aumentan los riesgos durante la actividad de volteo y los daños colaterales.

(3) Planificar la red de caminos y prohibir la cacería y permanencia de perros en los obrajes. La planificación, diseño y construcción adecuada de caminos, vías de arrastre y canchones es un punto clave para reducir los impactos sobre el bosque, el suelo, los cursos de agua y los drenajes naturales en las Yungas (fig. 7.16). La red caminera en el bosque, particularmente con la topografía escarpada de las Yungas, es una de las acciones que generan mayor impacto sobre el bosque y que puede provocar erosión de suelos si los caminos no son construidos y mantenidos correctamente (Balducci *et al.*, 2012). Se debe evitar la construcción de caminos en sectores con pendientes >15% o reducirlo al mínimo para evitar deslizamientos. Las vías de saca no deben superar pendientes >30%. Es necesario la utilización de máquinas con cable para la extracción de rollos, minimizando la apertura de vías de saca. El ancho de los caminos debe ser <4 m, manteniendo una cobertura de las copas de los árboles sobre el camino >50%. Para las vías de



Figura 7.15. Corta desde la base y con técnica de volteo dirigido. (Fuente : arriba, Ever Tallej; abajo, Ezequiel Balducci).

saca, se recomiendan anchos <3 m y cobertura de las copas de los árboles >60% (Balducci *et al.*, 2012). El área de los distintos tipos de caminos no debe superar el 5% del área total intervenida (COMPYMEFOR, sin fecha).

Los bosques con historia de uso, en general poseen una red de caminos, que en lo posible debe ser reutilizada como forma de disminuir costos y minimizar impactos. Además, es fundamental la construcción de obras como puentes, alcantarillas, desagües y drenajes transversales, para asegurar el mantenimiento de la red vial y disminuir los impactos de erosión

hídrica. Un planeamiento cuidadoso de la red de caminos permite reducir los movimientos de la maquinaria, lo cual minimiza la superficie del suelo afectado, además de reducir el tiempo de operación de la maquinaria, al optimizar las distancias, en comparación con un aprovechamiento tradicional.

El acceso de los caminos debe estar adecuadamente restringido para impedir el ingreso a cazadores; además, en los obrajes debe prohibirse la caza de animales silvestres y tampoco tener perros sueltos ya que también tienen un impacto negativo sobre la fauna (fig. 7.16).



Figura 7.16. Vista de un canchón mostrando a los perros que generalmente están sueltos en los obrajes. (Fuente: Ezequiel Balducci).

(4) Identificar árboles semilleros. Dado que el sistema silvícola se basa en la regeneración natural, es de suma importancia la selección de individuos que servirán como fuentes de semillas. La decisión sobre la retención de especies de árboles semilleros en el aprovechamiento forestal requiere entender la capacidad de regeneración del bosque, donde se decide qué árboles retener y cuáles aprovechar. Sin embargo, muchas veces los criterios para retener árboles semilleros no están basados en la ecología de las especies arbóreas (Guariguata y Pinard, 1998). En general, los árboles retenidos se basan en el diámetro mínimo de corta y el número de árboles a retener no es especie dependiente. Sin embargo, la selección de árboles semilleros no está aún regulada y no existe consistencia en la forma en la que se realiza esta práctica.

Para mantener la productividad y calidad en la madera aprovechada en el tiempo, las prácticas de manejo forestal deberían mantener poblaciones genéticamente viables de especies forestales, que no estén sujetas a endogamia, que produzcan grandes números de progenie con buena supervivencia y que retengan el potencial evolutivo en el largo plazo (Jalonen *et al.*, 2014). Los criterios e indicadores internacionales para el manejo forestal sostenible requieren que el manejo forestal tenga en cuenta medidas para conservar la diversidad genética (FSC, 2010), pero existen pocas recomendaciones sobre cómo integrar la conservación genética en el manejo de bosques bajo producción (Jennings *et al.*, 2001). Los sistemas que requieren la retención de una proporción de los árboles aprovechables como árboles semilleros deberían tener menos impactos negativos que aquellos que no lo requieren.

A partir de trabajos que analizaron los impactos de la silvicultura en especies de árboles en bosques tropicales, se han sugerido algunas

recomendaciones generales que habría que evaluar para las Yungas antes de ser aplicadas con certeza. De todos modos, pueden ser principios que guíen la investigación aplicada orientada a mejorar el manejo genético de las poblaciones de árboles de valor forestal en las Yungas. Las recomendaciones propuestas fueron realizadas teniendo en cuenta los principales aspectos que influyen en las características genéticas de las poblaciones de árboles bajo aprovechamiento.

Los árboles grandes de clases diamétricas mayores son en general más fecundos que aquellos de clases de tamaño pequeño o intermedio. Por lo tanto, los tamaños mínimos de corta que promueven la extracción sistemática de los árboles más grandes puede afectar negativamente la reproducción (Mack, 1997). Debido a que las densidades poblacionales varían ampliamente dependiendo de las especies y sitios, estas podrían ser manejadas más fácilmente a través de lineamientos basados en densidad poblacional, en lugar de diámetros mínimos de corta (Jalonen *et al.*, 2014). Para especies con densidades muy bajas, como en el caso de especies de árboles raros a escala regional o endémicos, el aprovechamiento no debería realizarse a menos que haya más de 500 árboles maduros reproductivos en la población (Jennings *et al.*, 2001). El aprovechamiento de árboles con poblaciones reproductivas pequeñas puede aumentar el riesgo de endogamia, que junto a la pérdida de diversidad genética, pueden afectar severamente las poblaciones, reduciendo su crecimiento, su producción de descendencia, su habilidad para resistir patógenos y su capacidad de adaptarse a cambios ambientales (Hughes *et al.*, 2008).

Los árboles semilleros deben ser seleccionados por sus características fenotípicas y de sanidad. La retención de algunos árboles grandes que exceden los límites de corta, puede ser importante para mantener la diversidad genética de

poblaciones de árboles de valor forestal, como una protección contra los cambios ambientales (Sebbenn *et al.*, 2008; Wernsdörfer *et al.*, 2011). Estos pueden ser árboles semilleros que mantienen una gran producción de semillas. También debe asegurarse el reclutamiento de árboles de clases más pequeñas a las clases de tamaño más grande (Jalonen *et al.*, 2014). Se pueden seleccionar semilleros en las clases diamétricas menores, ya que no necesariamente deben ser ejemplares que se encuentren por encima del diámetro mínimo de corta, siempre y cuando sean sexualmente maduros, es decir, que fructifiquen y que sus semillas sean viables.

Los árboles semilleros seleccionados deben hallarse en una posición dentro del rodal que garantice una correcta dispersión de sus semillas, sobre todo para especies anemócoras (p. ej. *Handroanthus impetiginosus*, *Cedrela balansae*, *Tipuana tipu*). Por lo general, la rectitud del fuste es un carácter de alta heredabilidad, por lo cual existe una alta probabilidad de que sean transmitidas a sus progenies y futuros bosques. La selección del árbol semillero debe basarse en características forestales deseables, como la rectitud, el tronco cilíndrico y un fuste mínimo de 6 m de longitud, coincidiendo con el inicio de la ramificación. Es importante que el árbol seleccionado sea completamente sano, presente vigorosidad y se encuentre en una posición sociológica de dominancia o co-dominancia. Como regla práctica, se indica que, de cada diez árboles marcados en los inventarios forestales de una especie, se deberá identificar un semillero de la misma. Sin embargo, una tasa general de retención de semilleros de un 10% de árboles mayores al diámetro mínimo de corta puede ser inadecuada, ya que las reglas de retención comercial deben basarse en las diferentes historias de vida de las especies arbóreas (Sist *et al.*, 2003; Dauber *et al.*, 2003; de Freitas y Pinard, 2008; Schulze *et al.*, 2008; Sebbenn *et al.*,

2008; Héroult *et al.*, 2011). En Bolivia, los lineamientos establecen retener 20 % de los árboles como semilleros en cada unidad de manejo (Fredericksen *et al.*, 2001). Las especies dioicas, en general requieren retenciones mayores que especies hermafroditas. Especies dioicas son polinizadas por insectos pequeños y una distancia corta entre árboles puede favorecer el movimiento de los polinizadores (Bawa y Opler, 1975). En general, los lineamientos sugieren retener el doble de los árboles semilleros de las especies dioicas (Fredericksen *et al.*, 2001; Guariguata y Pinard, 1998). Sin embargo, la información sobre la biología reproductiva de las plantas es escasa y sería difícil reconocer las diferencias en la sexualidad (macho/hembra) de las plantas en los inventarios forestales (Bawa y Opler, 1975; Wheelwright, 2000). Una alternativa puede ser aumentar el número de árboles semilleros a retener para especies dioicas.

Los disturbios del aprovechamiento forestal no emulan los regímenes de los disturbios naturales y, por lo tanto, aún se debe entender cómo es el proceso de regeneración en los bosques bajo aprovechamiento. Las poblaciones grandes de plántulas pueden servir como un indicador de bajo riesgo de erosión genética en especies con una distribución de diámetros con forma de J invertida (Jennings *et al.*, 2001). Para especies tolerantes a la sombra, la densidad de árboles jóvenes, juveniles y plántulas debería evaluarse en la Unidad de Manejo Forestal antes del aprovechamiento y, si sus números son muy bajos, el aprovechamiento no debería realizarse. La vulnerabilidad de la reproducción al aprovechamiento forestal puede ser más marcada en especies que carecen de banco de semillas en el suelo, las que alcanzan tardíamente la madurez reproductiva y las que poseen alto riesgo de daño de sus cohortes de individuos juveniles debido a las actividades del aprovechamiento (Jennings *et al.*, 2001). Estos impactos deberían ser manejados

reduciendo la intensidad del aprovechamiento (Jalonen *et al.*, 2014).

(5) Identificar árboles para el futuro aprovechamiento. El sistema silvícola del árbol futuro se basa en la extracción de árboles maduros, observando con atención los individuos en las clases de tamaño menores, sobre los cuales se aplicarán los tratamientos intermedios, con el objetivo de garantizar su adecuado crecimiento hasta llegar al próximo ciclo de aprovechamiento (ver capítulo 4). La importancia del árbol futuro radica en que los mismos constituyen la productividad potencial del bosque a mediano y largo plazo (Balducci *et al.*, 2012). El objetivo de este sistema silvícola es mantener la integridad ecológica de los bosques bajo aprovechamiento, incluyendo la protección de renales establecidos, de brinzales y de latizales de especies arbóreas de alto valor comercial, que serán los árboles aprovechados en el futuro. La aplicación del sistema de árbol futuro debe entenderse dentro de un manejo forestal planificado, basado sobre información obtenida de inventarios forestales y sobre ciertas bases mínimas de conocimiento de la dinámica del bosque y sobre la autoecología de las especies. El sistema silvicultural del árbol futuro es efectivo para asegurar un rendimiento económico si en los rodales a manejar existe regeneración avanzada de las especies de alto valor comercial. Indudablemente, estos protocolos deben proteger la regeneración forestal del ramoneo y pisoteo del ganado. En sitios con ganadería, se puede compatibilizar el manejo del ganado con el manejo forestal si se establece un programa de pastoreo controlado para que los brinzales y el repoblado no sean dañados por acción del ganado, y en donde se haya producido la recuperación de los recursos forrajeros.

En árboles juveniles, la presión que ejercen las trepadoras sobre el tronco puede generar

daños mecánicos y deformaciones, disminuyendo el valor comercial del árbol. Por lo tanto, cuando se registre una presencia excesiva y perjudicial carga de lianas y enredaderas sobre árboles futuro, se deberá realizar su liberación a través del corte con machete, cuidando de no dañar el tronco de árbol. Este tratamiento puede realizarse durante el inventario forestal o durante el aprovechamiento.

Cuando un árbol futuro se encuentre compitiendo de manera desfavorable con otro individuo, puede practicarse un raleo. La competencia fundamentalmente estará dada por la posición de las copas de los árboles. Normalmente, la eliminación del árbol competidor se deberá realizar mediante anillado, para generar un cambio gradual en el medio por la apertura del claro. La decisión de aplicar este tratamiento, debe estar justificada técnicamente y en casos de competencia severa y evidente. El momento ideal de realización del tratamiento de raleo es algunos años después del aprovechamiento forestal. Además, se suelen eliminar árboles muertos, enfermos y sobremaduros (también llamadas cortas intermedias de saneamiento, ver capítulo 4). En este caso también se debería considerar la importancia de estos individuos sin interés maderero, para distintos componentes de la biodiversidad.

Cuando la regeneración natural de especies arbóreas de interés es interferida por otras especies, pueden aplicarse liberaciones para garantizar el establecimiento y favorecer el crecimiento futuro, también denominada corta intermedia de mejora (ver capítulo 4). Muchas veces, luego de grandes disturbios ocurridos en el bosque, sucede un establecimiento masivo de regeneración. Por ejemplo, luego de incendios es común observar abundante regeneración de *Cedrela balansae*, que por su rápido crecimiento logra establecerse generándose

competencia intra e interespecífica. En estos casos, es recomendable eliminar la competencia, seleccionando individuos.

En casos de bosques degradados, cuando la regeneración natural cuenta con menos de 100 individuos de regeneración asegurada de especies comerciales por hectárea y el número de árboles futuro no es suficiente, se debe evaluar la posibilidad de recurrir al enriquecimiento forestal. Las áreas a enriquecer deberán surgir de los inventarios forestales, cuyos resultados indicarán el nivel de degradación. Por otro lado, en la elección del sitio, deben tenerse en cuenta aspectos logísticos como acceso, facilidad de transporte de personal y accesibilidad para mantenimiento y monitoreo de las plantaciones. Además, para enriquecimiento, se debería contar con plántulas de individuos cuyo origen sea adecuado, para asegurar la constitución genética de las poblaciones de árboles de esos sitios a enriquecer (cuadro 3).

(6) Ciclos de corta adecuados. Entender el crecimiento de las especies aprovechadas es un insumo básico para la planificación del aprovechamiento de los bosques. Sin embargo, solo recientemente se ha generado este tipo de información a través de modelos de simulación de crecimiento para la selva pedemontana de las provincias de Salta y Jujuy (Humano, 2013). Estos resultados muestran que el incremento diamétrico medio de las especies maderables es de $2,97 \pm 3,02$ mm.año, aunque individuos de especies maderables con posición sociológica dominante llegan a un incremento de $4,13 \pm 3,73$ mm.año (Humano, 2013). Las especies maderables en la selva pedemontana con mayor incremento diamétrico son *C. balansae* y *A. colubrina* (5,77 mm.año y 4,77 mm.año, respectivamente) y las especies con menor incremento diamétrico son *P. rhamnoides* y *C. multiflorum* (1,23 mm.año y 1,82 mm.año, respectivamente)

(Humano, 2013). Las especies de valor forestal en la selva pedemontana presentan los mayores incrementos diamétricos anuales en las clases diamétricas inferiores y luego en las clases >50 cm de diámetro el incremento diamétrico es menor (Humano, 2013). Esta información permite estimar el turno de corta con respecto a su diámetro mínimo de corta de las especies de alto valor comercial, que indudablemente deberían ser de al menos el doble de tiempo (actualmente en las Yungas el turno de corta es de aproximadamente entre 20 y 25 años) (tabla 7.4; Humano, 2013). Recientemente se ha sugerido que para alcanzar el aprovechamiento forestal sostenible en bosques tropicales para especies con tasas de crecimiento bajas y bajas densidades, se podrían necesitar ciclos de rotación de al menos 60 años, diámetros mínimos de corta de >60 cm, e intensidad de aprovechamiento de menos de cinco árboles.ha (Peña-Claros *et al.*, 2008). A su vez, para especies con altas tasas de crecimiento, altas densidades y reclutamiento, los ciclos de rotación podrían ser menores, al igual que los diámetros mínimos de corta (Peña-Claros *et al.*, 2008). Sin embargo, la remoción de los árboles grandes de la población puede afectar la regeneración futura, debido a la pérdida de fuente de frutos y semillas (Sheil y van Heist, 2000). En todos los casos, la remoción debería ser de menos del 15 % del área basal, realizar la retención de árboles semilleros y mantener los claros de aprovechamiento menores a 500 m² con la aplicación de tratamientos silvícolas posaprovechamiento (Sist *et al.*, 2003; Sist y Ferreira, 2007; Forshed *et al.*, 2008; Kukkonen y Hohnwald, 2009).

(7) Otras mejoras. Hasta hace poco no se recuperaban ramas para leña y trocillos (<2,4 m de largo), lo cual puede representar el 40 al 45% del rendimiento de los productos madereros primarios en algunas operaciones (Dauber *et al.*, 2003). En algunas operaciones se realiza

una disminución del volumen de la copa de los árboles apeados, para facilitar el contacto con el suelo de ramas y hojas, favoreciendo su descomposición. Asimismo, a través de esta operación se busca brindar mejores condiciones para el establecimiento de la regeneración natural. Además, esta operación disminuye la cantidad de material combustible acumulado y minimiza la probabilidad de incendios forestales en el sitio aprovechado. Este tratamiento lo puede realizar el motosierrista después del corte del árbol.

Otra mejora ha sido la flexibilización de los límites en los diámetros mínimos de corta. Si bien la aplicación de diámetros mínimos de corta facilita la fiscalización por parte de

las autoridades de aplicación y control, no garantiza la sostenibilidad del recurso forestal aprovechado. Los diámetros mínimos de corta entre 30 y 50 cm de DAP de la mayoría de las especies arbóreas de valor comercial (tabla 7.4) son demasiado bajos para asegurar poblaciones reproductivas adecuadas en las Yungas. Sin embargo, además de asegurar la regeneración de las poblaciones de árboles después de la operación de aprovechamiento es necesario intervenir en otras clases diamétricas para ajustar la estructura poblacional. La aplicación de los diámetros mínimos de corta restringe la posibilidad de intervenir y es por esta razón, que actualmente se puede solicitar cambios en los límites de corta si es técnicamente beneficioso (Balducci *et al.*, 2012).

7.9 Aspectos genéticos a considerar en las nuevas prácticas silvícolas

Contar con información sobre la variación genética de las especies permite predecir su potencial evolutivo y su capacidad de responder a futuros cambios ambientales (Premoli *et al.*, 2011). Los patrones de distribución de la diversidad genética pueden utilizarse para mejorar los planes de conservación, manejo o para el mejoramiento genético de especies y variedades de interés productivo (Premoli *et al.*, 2011; cuadro 3). En las Yungas, se ha estudiado la diversidad genética de especies del género *Cedrela* y de *Podocarpus parlatorei*. Esta información es particularmente útil para planes de enriquecimiento y también para la domesticación de las especies arbóreas valiosas económicamente. Para *C. balansae* se utilizaron los marcadores moleculares y se encontraron niveles moderados de diversidad genética de esta especie probablemente, relacionados al tamaño limitado del área de distribución, la posición latitudinal, el impacto del aprovechamiento y el patrón de distribución

espacial (Soldati *et al.*, 2014). La diferenciación genética entre las poblaciones de *C. balansae* fue baja y permitió identificar poblaciones prioritarias para conservar la base genética de la especie (Soldati *et al.*, 2014). Para *C. angustifolia*, en base a marcadores moleculares de 14 poblaciones a lo largo de las Yungas se determinó una baja diversidad genética (Inza *et al.*, 2012). Los resultados de este trabajo mostraron una disminución de la diversidad genética de las poblaciones con el incremento de la latitud (Inza *et al.*, 2012). Las poblaciones del norte de la provincia de Salta mostraron mayor diversidad genética ($He=0,181$) que en la provincia de Jujuy ($He=0,104$) y el doble que en el sur de las provincias de Salta y Tucumán ($He=0,093$) (Inza *et al.*, 2012). Una excepción fue la población de la Reserva Provincial La Florida, ubicada sobre el sector sudoeste de la provincia de Tucumán, que mostró niveles de diversidad genética altos y comparables a los del extremo norte de las

Yungas (Inza *et al.*, 2012). La zona donde se encuentra la Reserva Provincial La Florida podría haber actuado como un refugio histórico de la especie durante las glaciaciones ocurridas en el Pleistoceno (Inza *et al.*, 2012). Además, se ha encontrado pérdida de diversidad genética de la especie asociada con una mayor intensidad de aprovechamiento forestal al comparar poblaciones vecinas con distinto disturbio (Inza *et al.*, 2012). Estos resultados sugieren que estas poblaciones disturbadas estuvieron afectadas por cuellos de botella (Inza *et al.*, 2012).

En el caso de *P. parlatorei*, a partir de isoenzimas y ADNc, se encontró que las poblaciones en el sur de la provincia de Tucumán y norte de la provincia de Catamarca (sector sur) son genéticamente distintas a las poblaciones del norte de la provincia de Salta (sector norte) (Quiroga y Premoli, 2007). Las poblaciones de *P. parlatorei* en el sector sur podrían representar relictos antiguos de una distribución más amplia de la especie (Quiroga y Premoli, 2007). Los modelos

de distribución de *P. parlatorei* sugieren que, durante períodos de enfriamiento, la especie habría respondido mediante descensos altitudinales y expansión longitudinal hacia el este en períodos glaciares sin mayores cambios latitudinales (Quiroga *et al.*, 2012). Mientras, que en períodos de calentamiento (o retracción de la glaciación) *P. parlatorei* ha retraído su rango de distribución en fragmentos (Quiroga *et al.*, 2012). Esto podría explicar la elevada diversidad genética para ambos marcadores en el sector centro (es decir, en el Parque Nacional El Rey) de la distribución de la especie. De esta manera, el sector centro podría funcionar como un área fuente de haplotipos, ya que habría mantenido poblaciones grandes y continuas durante los períodos fríos (Quiroga y Premoli, 2013). La información genética permite delinear lineamientos de manejo forestal que contemple la variación genética de las especies, por ejemplo, en los esfuerzos de restauración de *Cedrela* spp y de *Podocarpus parlatorei* se deben usar variantes genéticas locales (Premoli *et al.*, 2011).

7.10 La dinámica de disturbios como ejemplo a emular en las prácticas silvícolas

En la actualidad, la silvicultura propone simular disturbios naturales como una práctica para mantener los legados biológicos (p. ej. árboles muertos en pie, árboles muertos caídos) asegurando el proceso de regeneración y crecimiento de individuos arbóreos (Gustafsson *et al.*, 2012; Lindenmayer *et al.*, 2012). Los disturbios en bosques tropicales y subtropicales implican efectos complejos sobre la composición, estructura y funcionamiento ecosistémico que varían dependiendo de la intensidad y frecuencia a distintas escalas espaciales y temporales (Guariguata y Ostertag, 2001). Esto genera un mosaico de parches de vegetación con

distinta composición y estructura (Arturi *et al.*, 1998). La ocurrencia de disturbios naturales en las Yungas no sería un evento inusual. Por ejemplo, en la selva pedemontana, solo el 13% de una muestra aleatoria de rodales no presentó ocurrencia de disturbios en un período de 12 años (Galarza, 2017). Los disturbios dominantes de las Yungas y sus regímenes espacio-temporales están determinados en buena medida por las características topográficas y climáticas de la ecorregión (Grau, 2004). Los disturbios naturales más frecuentes en las Yungas son la caída de árboles, los incendios forestales y los deslizamientos de ladera (Grau, 2004).

Estos deslizamientos ocurren en áreas con pendientes pronunciadas y se registran con mayor frecuencia en la selva montana y el bosque montano, y representan el 0.31% de la superficie de la selva pedemontana (Cristóbal *et al.*, 2009). En general, los deslizamientos se producen durante la estación lluviosa, cuando aumenta el peso de los horizontes superiores del suelo y la lubricación entre horizontes (Paolini *et al.*, 2005). Las laderas húmedas tienen una tendencia a tener deslizamientos más grandes que las laderas secas y en general en sectores con pendientes mayores a 20% (Cristóbal *et al.*, 2009). Los deslizamientos, por su severidad y escala, involucran en general la muerte de la mayoría de los individuos del rodal y ofrecen condiciones para el establecimiento de rodales de cohorte única. Sin embargo, dado que los deslizamientos incluyen remoción del suelo y eliminación del banco de semillas, la regeneración es lenta y en general ocurre a partir de especies heliófilas dispersadas por viento (como especies del género *Cedrela*, *Tipuana tipu*, *Anadenanthera colubrina*, etc.). En las Yungas, a medida que transcurre el tiempo, el 79% de los deslizamientos aumentan su superficie por adición de deslizamientos contiguos, mientras que el 21% disminuye en superficie debido al aumento de cobertura vegetal. Los deslizamientos pequeños (aproximadamente 1,5 ha) cicatrizan más rápido que deslizamientos de áreas más grandes (>6 ha), principalmente por colonización de especies arbóreas pioneras como *Anadenanthera colubrina* y *Tipuana tipu* (Cristóbal *et al.*, 2009). En la zona de acumulación se deposita material arrastrado desde arriba, que típicamente presenta un suelo orgánico y un banco de semillas que acelera la sucesión forestal, con más diversidad de especies colonizadoras (Grau y Brown, 1995).

Los claros por caídas de árboles son disturbios que presentan una menor intensidad y escala,

que involucran la muerte de algunos individuos del rodal y ofrecen condiciones para el establecimiento de nuevos individuos de una nueva cohorte. Las caídas de árboles no están restringidas a áreas con pendiente, sino que ocurren en cualquier sector del bosque, aunque son más frecuentes en bosques maduros. El viento es el principal agente causal de las caídas de árboles y afecta principalmente a los individuos emergentes, es decir los que sobresalen del dosel y su ocurrencia es mayor durante el período de lluvias (período estival). En las Yungas, los claros suelen estar asociados espacialmente, es decir, la presencia de un claro favorece la caída de otros árboles cercanos (Grau, 2004). El ambiente físico de estos claros, por ejemplo en relación a una mayor insolación, favorece el crecimiento rápido de especies arbóreas pioneras, algunas de valor comercial (por ejemplo, *Cedrela angustifolia*) (Grau, 2004).

Los incendios forestales presentan regímenes muy diferentes a lo largo del gradiente altitudinal de las Yungas, no habiendo prácticamente registros de ocurrencia en la selva montana (Grau, 2004). Se ha propuesto que los incendios forestales de origen natural en las Yungas tienen baja intensidad, escala y frecuencia y la mayoría de los incendios serían de origen antrópico (Lizárraga, 2015) (fig. 7.17). Aunque no existen estudios cuantitativos sobre fuentes de ignición, la mayoría de los fuegos ocurren durante la estación seca (mayo a noviembre), particularmente en el período agosto a octubre, cuando las posibilidades de ocurrencias de caída de rayos que puedan actuar como fuentes de ignición son muy bajas. Entre los principales motivos citados como causantes de incendios se encuentran el uso cultural del fuego para promover rebrote de pasturas, control de malezas (arbustos y enredaderas) y quema de cordones de desmonte y en banquinas de rutas principales. La ocurrencia de incendios forestales severos, como en el

año 2013 donde se quemaron 23.000 ha en la provincia de Jujuy, se dan en general en condiciones de períodos secos prolongados, luego de heladas severas, lo que genera condiciones predisponentes para los incendios forestales, especialmente en aquellos sitios y años donde la productividad de biomasa genera gran cantidad de material combustible (Grau y Veblen, 2000). De la superficie quemada en la selva pedemontana de las provincias de Jujuy y Salta, el 71% fueron áreas menores a 5 ha, el 24% entre 5 y 50 ha y el 5% entre 50 y 1000 ha (Lizárraga, 2015). Los sitios de la selva pedemontana afectados por incendios forestales de origen antrópico registran deposición de ceniza blanca en la superficie del suelo, indicando una combustión total del material vegetal, lo cual sugiere que se alcanzaron en superficie temperaturas entre 500°C y 700°C (Minervini *et al.*, 2018). El aporte de las cenizas puede provocar incrementos del pH y una disminución abrupta en el contenido de carbono orgánico oxidable del suelo. Estos suelos afectados por el fuego pueden estar muy degradados, con una disminución del contenido de materia orgánica y de la actividad microbiana

(Minervini *et al.*, 2018). Los incendios forestales de alta intensidad modifican la estructura de los suelos, lo cual disminuye la tasa de infiltración de agua y la fertilidad del suelo. Los bosques subtropicales, como las Yungas, son ecosistemas sensibles a la introducción de fuego donde se crea un ciclo de retroalimentación negativa, volviéndolos más sensibles al fuego en el futuro y degradando rápidamente estos ecosistemas forestales (Hardesty *et al.*, 2005). En la actualidad, las Yungas tienen una mayor probabilidad de ser afectadas por incendios forestales debido a la introducción de especies herbáceas exóticas de alta productividad de biomasa (por ejemplo, *Pennisetum purpureum* conocido como pasto elefante y *Megathyrsus maximus* conocido como gatton panic), que colonizan el interior del bosque y al secarse generan condiciones de óptima combustibilidad (Brown y Malizia, 2004). Además, a medida que los bosques se fragmentan y aumenta la superficie de bosque bajo efecto de borde, existe un aumento en la frecuencia e intensidad de los incendios forestales.



Figura 7.17. Incendio forestal en las Yungas de la provincia de Jujuy. (Fuente: El Jujeño diario digital y estructura remanente de un rodal afectado por un severo incendio forestal; izquierda). (Fuente: Marisel Morales; derecha).

7.11 Propuestas para el desarrollo de nuevos modelos silvícolas

A lo largo del capítulo se han mencionado las dificultades y deficiencias de los sistemas silvícolas tradicionalmente aplicados para las Yungas. El sistema tradicional de aprovechamiento selectivo y de baja intensidad, si bien mantiene la cobertura forestal, reduce progresivamente la existencia de individuos arbóreos de importancia comercial y no garantiza las condiciones adecuadas para el establecimiento de la regeneración. Este sistema tradicional de aprovechamiento tampoco asegura la provisión de servicios ecosistémicos ni la conservación de biodiversidad (Fimbel *et al.*, 2001). Ante esta situación no deseada, se propone un sistema de innovación silvícola para las Yungas que contemple la capacidad de provisión de múltiples bienes y servicios ecosistémicos. Además, este sistema de innovación silvícola debe contemplar la complejidad del proceso de ordenamiento territorial de bosques nativos en sus distintas escalas. Más aún, la nueva silvicultura debe formar parte de una estrategia más amplia, enfocada en lograr el manejo sostenible de los bosques. Finalmente, es necesario que el nuevo sistema silvícola incorpore la complejidad de las múltiples valoraciones que los distintos sectores de la sociedad tienen sobre las Yungas. En este nuevo esquema es necesario un ordenamiento territorial a escala ecorregional donde se zonifique a las Yungas según su aptitud para conservar la biodiversidad y para proveer bienes y servicios. El aprovechamiento forestal de productos maderables de la selva pedemontana se justifica por el alto número de especies arbóreas de valor comercial, altas tasas de crecimiento de las especies arbóreas, la cercanía a las rutas y centros poblados. Su mayor estacionalidad climática permite el acceso a las áreas boscosas durante prácticamente 10 meses al año, presentando menores costos para la construcción y mantenimiento

de caminos (Brown y Pacheco, 2006). Sin embargo, dada la escasa representación de la selva pedemontana en el Sistema de Áreas Protegidas es necesario ampliar la superficie protegida de este tipo de bosque de las Yungas para asegurar su conservación a largo plazo (fig. 7.1). El bosque montano y la selva montana se consideran principalmente como bosques protectores debido a las abruptas pendientes que presentan, por lo costoso del desarrollo y mantenimiento de infraestructura, los pocos meses que se puede ingresar al bosque (menos de 6 meses al año) y por la ubicación topográfica de estos bosques en las cabeceras de cuenca y en el nivel de máxima frecuencia e intensidad de neblinas (Brown y Pacheco, 2006). El aprovechamiento sostenible de productos no maderables podría incorporarse en todo el gradiente altitudinal de las Yungas.

En muchos casos, los subsidios o compensaciones económicas podrían justificar la conservación de los bosques sin un aprovechamiento, siendo necesario implementar esquemas de pago por servicios ecosistémicos y por su valor de conservación de biodiversidad (Putz *et al.*, 2008; Grainger, 2009; Laurance *et al.*, 2009). Compensar para que no se aproveche un bosque, a veces es la mejor manera de asegurar la provisión de agua y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, sobre todo considerando que la degradación de los bosques puede llevar a justificar ser transformados a otros usos (p. ej. ganadería o plantaciones de especies maderables exóticas) (Asner *et al.*, 2009). Para aquellos bosques bajo aprovechamiento forestal, será necesario realizar múltiples esfuerzos para mejorar el manejo de los bosques de las Yungas, si el objetivo es que puedan seguir proveyendo a largo plazo los diversos bienes y servicios y mantener su enorme biodiversidad.

Para lograr este objetivo, es necesario cambiar hacia un nuevo paradigma de manejo forestal ecológica y económicamente sostenible con estímulos correctos y lineamientos adecuados (Putz *et al.*, 2012).

La nueva silvicultura requiere tener en cuenta la dinámica de disturbios naturales. La base para la aplicación de tratamientos en una nueva silvicultura en las Yungas, requiere imitar la frecuencia e intensidad a escala espacial y temporal de los disturbios naturales (Gustafsson *et al.*, 2012; Lindenmayer *et al.*, 2012). El tratamiento a aplicar dependerá de los resultados de la estructura y composición del inventario forestal en la unidad de manejo forestal. Si no existe una regeneración adecuada será necesario intervenir esta unidad para promover la regeneración. Si existen suficientes árboles comerciales para extraer y una regeneración adecuada, el tratamiento principal que se propone es un aprovechamiento forestal de alta intensidad de extracción pero puntuales en el espacio y en el tiempo con retención variable. En el contexto de imitar los disturbios naturales de la selva pedemontana de las Yungas, la producción de claros entre 0,12 ha y 6 ha brinda mayor disponibilidad de recursos (principalmente nutrientes, agua y luz) y espacio para el crecimiento de la masa remanente y establecimiento de nuevas cohortes con una regeneración adecuada (Cristóbal *et al.*, 2009; Pinto *et al.*, 2011). Algunos resultados reportados para Bolivia sugieren que el crecimiento diamétrico de los fustes de la mayoría de las especies se incrementa en un 20 – 30% al crear claros grandes porque permite un incremento en la disponibilidad de luz (Mostacedo *et al.*, 2009). Además, los claros permiten el establecimiento de nuevas cohortes de regeneración dentro del rodal al inducir mayores niveles de insolación disponible para la regeneración lo que permite la aparición de especies heliófilas (p. ej. especies de *Cedrela*) y de media luz y media sombra. Los

árboles de la cohorte recientemente instalada en los claros no pierden su vigor y se evita la competencia por nutrientes y humedad del suelo de las nuevas cohortes con los árboles maduros. A diferencia de la competencia por luz, la nueva cohorte no necesita competir por el espacio de crecimiento del suelo. En sitios secos, la nueva cohorte puede ocupar tal proporción del espacio de crecimiento del suelo que reduce el crecimiento de los árboles maduros dominantes. Este efecto puede ser despreciable en suelos donde la humedad no es limitante.

En este nuevo sistema, en cada unidad de manejo forestal (aproximadamente 300 a 500 ha) se realizarían aclareos, que pueden realizarse en grupos (o bosquetes) o en fajas de bosque. El aprovechamiento forestal en claros podría causar un menor daño a la masa remanente durante el apeo y extracción de los fustes. Existen algunas propuestas de retención variable en bosques similares de Bolivia, donde se emplea un sistema de selección en grupos donde el tamaño del claro puede ser igual o el doble de la altura de los árboles (Mostacedo *et al.*, 2009). En los claros se debe incrementar la cantidad de especies aprovechables y de individuos arbóreos no considerados en el aprovechamiento tradicional. Principalmente, se debe explorar el aprovechamiento de especies arbóreas alternativas con densidades poblacionales altas que actualmente no son usadas por el eslabón industrial. La falta de conocimiento de los potenciales usos de la mayor parte de las especies arbóreas de las Yungas hace que estas especies no sean requeridas o sean utilizadas deficientemente por la industria de transformación de la madera. La manera de darle un mayor y mejor uso a estas maderas poco utilizadas es generando el conocimiento de sus características tecnológicas y la recomendación de usos con base en estas características.

La dominancia de las distintas especies de árboles en las cohortes y los rodales sigue el gradiente ambiental determinado principalmente por las condiciones del suelo y microclimáticas. Generalmente, las especies de árboles pueden crecer mejor en suelos húmedos, fértiles y bien drenados y cada especie dominará donde puede desarrollar sus ventajas competitivas frente a otras (Oliver y Larson, 1996). La competitividad y el vigor de cada especie dependerá de las condiciones de temperatura y humedad, siguiendo un gradiente de sensibilidad de las especies al sitio, aunque cada especie arbórea tiene requerimientos micro-climáticos específicos. No hay una condición climática óptima para todas las especies y los nichos climáticos de algunas especies no coinciden. El nuevo sistema de aprovechamiento forestal será sostenible si se conocen los requerimientos ecológicos de las diferentes especies de interés maderables para poder manipular, por medio de los tratamientos silviculturales, los procesos de establecimiento de la regeneración y las condiciones en que las especies arbóreas alcanzan su crecimiento óptimo y así lograr el manejo deseado (Sáenz y Finegan, 2000; Guzmán, 1997). Cuanto mayor sea el conocimiento que se tenga sobre la ecología de los bosques, mayor será la eficiencia y rentabilidad de la producción de los mismos y menor el daño derivado de las operaciones de manejo forestal.

La ocurrencia de los disturbios en las Yungas sucede como caída de árboles en época de vientos intensos, incendios en época seca y deslizamientos de laderas en condiciones de sismicidad favorable (Brown *et al.*, 2009). Estos disturbios producen cambios de disponibilidad de recursos y la creación de legados biológicos que varía dependiendo de las características con la que hayan ocurrido estos disturbios, lo cual impacta sobre la regeneración y el crecimiento de individuos sobrevivientes (Oliver y Larson,

1996; Guariguata y Ostertag, 2001; Franklin *et al.*, 2002). Por lo tanto, en los claros es necesario retener legados biológicos (árboles sobremaduros, árboles con huecos, árboles muertos en pie y caídos, etc.) y árboles semilleros que además de ser clave para la conservación de la biodiversidad (diversas especies, funciones y procesos), crean condiciones micro-ambientales de viento, humedad y temperatura que impactan positivamente en el proceso de regeneración (Franklin *et al.*, 2002; Gustafsson *et al.*, 2012). En estos claros, se debería asegurar una retención mínima de 5 m² de área basal, como en situaciones posincendios forestales (Galarza, 2017). La aplicación de esta práctica requiere un manejo de la distribución espacial de las cohortes. Mientras las cohortes recién instaladas guardan un diseño agrupado, los árboles de cohortes progresivamente más viejas están uniformemente espaciados a lo largo del rodal. Si es necesario, en áreas afectadas por disturbios antrópicos o naturales se debería incluir la aplicación de prácticas complementarias para mejorar el rodal, por ejemplo, enriquecimiento, liberación, quemas prescriptas, labores sobre el suelo, entre otras.

En la unidad de manejo forestal los claros grandes deben tener una distribución espacial dispersa para abarcar en total un área del 15%. Aproximadamente un 45% del total del área de la unidad de manejo forestal podría destinarse a áreas de reserva donde se podrían realizar intervenciones intermedias para mejorar el rodal que será aprovechado en el siguiente ciclo de corta. En la unidad de manejo forestal se debe contemplar la delimitación de al menos un 10% del área total en un solo agregado que se considere área intangible, es decir, un área que permanecerá sin intervenciones intermedias ni estará sujeta a los disturbios del aprovechamiento (fig. 7.18). Las áreas intangibles en cada unidad de manejo forestal deben identificarse utilizando

los mejores criterios técnicos para mantener una muestra representativa de los componentes de la biodiversidad y del bosque bajo aprovechamiento. Estas áreas intangibles no solo asegurarán proveer una fuente de semillas y mantener los legados del bosque sino servirán como fuente para diversos componentes de la biodiversidad (arañas, aves de sotobosque, aves que nidifican en huecos de árboles, etc.). Las áreas intangibles dentro de la unidad de manejo forestal garantizan que el ecosistema bajo aprovechamiento siga funcionando al mantener los componentes y la estructura del bosque. El resto de la superficie podría ser utilizada para un aprovechamiento forestal con una intensidad mínima $<5 \text{ m}^3/\text{ha}$, basado en el esquema de bajo impacto para disminuir los daños colaterales o la alteración del bosque en estos sectores.

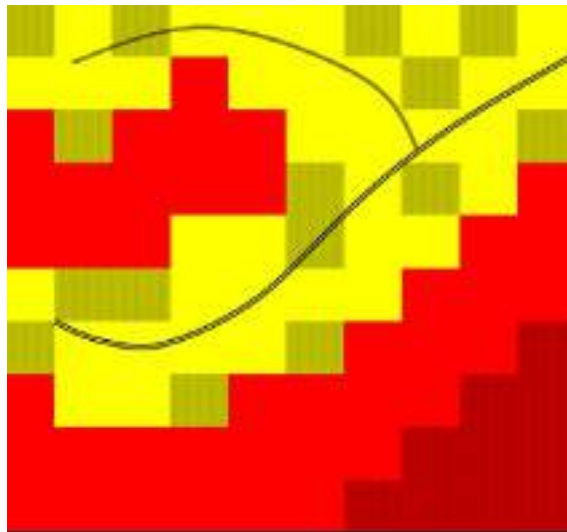


Figura 7.18. Zonificación del sistema alternativo para el aprovechamiento forestal en las Yungas. El aprovechamiento de productos maderables se realiza en el área amarilla, generando claros donde la intensidad de cosecha es alta $10 \text{ m}^3/\text{ha}$ (áreas amarillas con trama) y manteniendo áreas de aprovechamiento de baja intensidad $<5 \text{ m}^3/\text{ha}$ (amarillo sin trama). El aprovechamiento de productos no maderables se produce en el área roja a excepción de las áreas de reserva intangible (rojo con trama). Las líneas negras indican las vías de saca y caminos.

Este sistema alternativo tendría el beneficio, tanto económico como ecológico, de reducir los costos de construcción o mantenimiento de caminos o vías de saca y de aumentar la heterogeneidad espacial del rodal, entre otros (fig. 7.18).

Los ciclos de reentrada deben ser suficientemente largos para asegurar que la masa remanente en el primer ciclo de corta haya alcanzado el tamaño adecuado y el estrato de regeneración ya esté bien establecido. Se propone que el ciclo de reentradas en las unidades de manejo forestal sea de al menos 40 años. Sin embargo, será necesario evaluar la necesidad de realizar tratamientos intermedios para mejorar el rodal para la siguiente reentrada. Debido a que los beneficios de los tratamientos intermedios serán percibidos recién en décadas, será necesario generar esquemas de incentivos económicos o apoyo desde el Estado para asegurar que se apliquen estos tratamientos intermedios.

Si bien, este nuevo sistema no ha sido implementado aún en las Yungas, son aplicados con éxito en distintos tipos de bosques en el mundo y en otras ecorregiones de nuestro país. Sin embargo, debido a que las respuestas a las intervenciones dependen de distintas condiciones particulares de cada tipo de bosque, no se puede extrapolar los resultados y respuestas, conseguidos en otros bosques, directamente a las Yungas. Esto requiere sin dudas, el diseño e implementación de experiencias piloto donde intervengan junto a los manejadores forestales distintas instituciones de ciencia y técnica para evaluar y monitorear la respuesta del sistema a las intervenciones. Es necesario determinar con mayor precisión el turno de aprovechamiento, el tamaño y forma de los claros y de las áreas de reserva intangibles, la proporción de las áreas de reserva intangibles, la distribución de los claros en la unidad de manejo forestal, el número de árboles que se puede extraer, el área basal que

se debe retener, la cantidad, tipo y distribución de los legados biológicos, la posición topográfica y limitaciones por pendiente y efectos sobre la biodiversidad, entre otros. Un aspecto fundamental será determinar los beneficios y costos económicos y de ser necesario generar los incentivos económicos para su aplicación por parte de propietarios. Asimismo, los gobiernos deben proporcionar incentivos para la inversión en el manejo forestal, hacer cumplir las leyes que prohíben las prácticas no sostenibles de la extracción, la extracción ilegal de la madera y de otros recursos provenientes del bosque y brindar iniciativas para la restauración de bosques degradados por manejos no sostenibles.

La disminución de la carga ganadera tendría un efecto favorable sobre la regeneración y sobre el potencial forestal de las Yungas. Sin embargo, debido a que la ganadería es una de las principales fuentes de ingreso y sustento para muchos pobladores locales, principalmente familias campesinas y de comunidades originarias, será difícil disminuir la carga ganadera en el corto plazo (Lorenzatti, 2014). En las Yungas del sector sur la población rural ha disminuido, con lo cual la ganadería como economía marginal ha tendido a desaparecer, lo que podría hacer más eficiente el aprovechamiento forestal (Lorenzatti, 2014). Para mejorar el manejo silvopastoril en las Yungas es necesario realizar un manejo integral de la ganadería, ya que si se deja la ganadería en forma permanente en el bosque, es probable que se llegue a situaciones de degradación disminuyendo el potencial valor maderero de las masas forestales. La visión del bosque desde una valoración integral permitiría la existencia de una compensación económica para un manejo silvopastoril sostenible. Los mecanismos de compensación económica para los productores ganaderos podrían servir para incentivar la disminución de la carga ganadera o para aplicar mejoras en el manejo ganadero,

por ejemplo, delimitar el área de pastoreo a través de inversiones en corrales o potreros. El manejo silvopastoril debería resguardar la regeneración del bosque del impacto ganadero (Lorenzatti, 2014). Probablemente, también, debería restringirse la ganadería de sectores con pendiente $>15\%$ para evitar los procesos de erosión del suelo y de sectores que incluyan cuencas hídricas que sean importantes para la provisión de agua. El aprovechamiento forestal y la ganadería pueden realizarse espacialmente en la misma unidad de manejo forestal, aunque estas actividades deberían diferir temporalmente. Deberían desarrollarse planes de manejo de los sistemas silvopastoriles donde se delineen esquemas que aseguren la regeneración del bosque y la conservación del suelo. Para las Yungas puede ser necesario además, evaluar si no es una alternativa más eficiente económicamente y más adecuada ecológicamente, separar espacialmente las unidades de manejo forestal bajo aprovechamiento forestal de las áreas ganaderas. Se podría considerar definir potreros (10 a 20 ha) con alambrado donde la carga ganadera sea de mayor intensidad, suplementado con pasturas no invasoras y realizando rotaciones entre potreros. El manejo de bosques con ganadería integrada (MBGI) es una iniciativa del gobierno nacional argentino, cuyo objetivo es incorporar la producción pecuaria a los bosques nativos, garantizando la sostenibilidad ecológica, económica y social. Para lograr un aprovechamiento forestal sostenible con ganadería integrada, las actividades de manejo deben ser realizadas en forma conjunta por los actores de este sistema, es decir, propietarios de los bosques, ganaderos y forestales.

En las unidades de manejo forestal también debería incluirse el aprovechamiento de los diversos productos no maderables que las Yungas ofrece (p. ej. mieles, frutos, plantas medicinales, plantas ornamentales, etc.). Es

fundamental establecer planes de manejo para asegurar un aprovechamiento sostenible de estos productos, considerando la tasa de recuperación para definir cupos de extracción y establecer un programa de monitoreo enmarcado en un plan de manejo adaptativo. Actualmente, el aprovechamiento de productos no maderables es muy puntual, casual e informal. Por lo tanto, es necesario establecer mecanismos de incentivos económicos para su aprovechamiento. Sin embargo, en las áreas de bosque donde la provisión de servicios ecosistémicos es muy importante o la vulnerabilidad del área determine que no es posible el aprovechamiento forestal de productos maderable o no maderables, se debe considerar el pago por servicios ecosistémicos, principalmente captación de CO₂, protección de cuencas y provisión de agua. Los servicios ecosistémicos actualmente no están valuados dado que en general no tienen precio en los mercados. Sin embargo, incluir estos servicios en los cálculos económicos y establecer mecanismos de compensación puede fomentar que los bosques sean valorados por los propietarios y la sociedad en su conjunto por estos servicios que brinda (Putz *et al.*, 2008). Otro servicio que se podría integrar en las Yungas es la conservación de la biodiversidad y del paisaje usufructuado a través del ecoturismo, que puede representar una alternativa económica importante.

A escala de paisaje podrían implementarse distintos manejos para garantizar un desarrollo productivo a la vez que se asegura la conservación de los bosques y su biodiversidad. En el paisaje deben considerarse las distintas unidades de manejo forestal con los distintos usos y técnicas de aprovechamiento para lograr un paisaje diversificado. Además, en ese paisaje deberían estar representadas áreas sin aprovechamiento (es decir, reservas estrictas de dominio público o privado) que puedan servir como áreas fuente de biodiversidad y

como sitios de referencia donde las actividades antrópicas son muy limitadas (cuadro 4). Estas reservas deberían tener una conectividad funcional con áreas bajo aprovechamiento. Por lo tanto, una zonificación ecorregional adecuada es fundamental para maximizar la capacidad de las Yungas de proveer los diversos bienes y servicios. Para poder evaluar la sostenibilidad de los distintos usos en el paisaje forestal (cuadro 5), es necesario establecer mecanismos de monitoreo efectivos (Pearce *et al.*, 2003).

La nueva silvicultura necesita de instrumentos que permitan evaluar si se alcanzan los objetivos de la sostenibilidad. A nivel internacional, se han desarrollado distintos esquemas que adoptaron sistemas de criterios e indicadores que se aplican a nivel de países o región. Como ejemplo, podemos mencionar el Proceso de Montreal, al cual Argentina está adherida, el cual tiene un sistema de criterios e indicadores (C&I). Si bien se han planteado acciones para avanzar en la propuesta y definición de criterios e indicadores forestales a nivel de provincias, estas iniciativas son aún incipientes. Se pueden mencionar los casos del desarrollo de sistemas de C&I para la provincia de Chubut (Roveta *et al.*, 2010) y la propuesta para bosques de Tierra del Fuego (Carabelli y Peri, 2005).

Un componente clave del manejo forestal sostenible es la utilización del manejo adaptativo. El manejo adaptativo puede definirse como la adquisición sistemática y la aplicación de información confiable para mejorar el manejo en el tiempo (Wilhere, 2002). El manejo adaptativo reconoce la incertidumbre en el manejo y en nuestra comprensión del mundo natural y emplea un ciclo continuo de diseño, manejo y monitoreo para testear sistemáticamente suposiciones con el fin de adaptar y aprender durante el proceso (Salafsky y Margoluis, 1998). Es esencial comprender y aceptar que

el manejo y el monitoreo son dos caras de una misma moneda. Proponemos seguir a Gardner (2010) para el establecimiento de un esquema de monitoreo para el manejo forestal sostenible en las Yungas. En un esquema de monitoreo, deben reconocerse distintos niveles y tipos de monitoreos que se diferencian por sus objetivos, la escala, los usuarios y los responsables de ejecutarlos:

(1) Monitoreo de implementación. Evalúa la aplicación de estándares mínimos en las intervenciones en el bosque. Se aplica a escala de unidad de manejo forestal y corto plazo. Debe ser ejecutado por los técnicos y operarios y pretende evaluar si se cumplen los objetivos planteados en el plan de manejo forestal. Aquí se usan los indicadores prácticos de manejo, que definen los estándares mínimos. Por ejemplo, aquí se podrían evaluar los aspectos planteados en Balducci *et al.* (2012) y Brassiolo y Grulke (2015). Entre los aspectos a evaluar, estarían el cumplimiento y aplicación de las técnicas de mitigación y de remediación. Como ejemplo, se puede evaluar si se aplicó un esquema de bajo impacto o técnicas para minimizar los efectos negativos sobre cuerpos de agua, suelo, laderas o fauna. También, se podría evaluar aspectos relacionados a seguridad, higiene, gestión de residuos y prevención y control de incendios. Finalmente, se pueden también evaluar los efectos de las intervenciones sobre aspectos productivos del bosque como por ejemplo, si se han extraído volúmenes coincidentes con lo planteado en el plan de manejo forestal o las calidades de fustes obtenidas.

(2) Monitoreo de la efectividad del manejo. Evalúa los cambios de algunos impactos del manejo seleccionados, que sirven como indicadores de desempeño. Compara cualquier cambio observado con estándares mínimos. El monitoreo de implementación y el de efectividad

son complementarios: sirven para evaluar las respuestas ecológicas al manejo y para definir los estándares de desempeño. Los indicadores de la estructura del rodal (y sus niveles mínimos asociados), además de los atributos del bosque a escala del paisaje, proporcionan algunas de las medidas más adecuadas para evaluar el cumplimiento de los estándares de desempeño (Lindenmayer *et al.*, 2000). Los indicadores estructurales pueden ser distinguidos en: a) indicadores a nivel de rodal, por ejemplo, área basal, volumen de árboles muertos en pie, densidad de juveniles de árboles, porcentaje de árboles grandes, etc. y b) indicadores a nivel de paisaje, por ejemplo, porcentaje de cobertura de bosque, longitud de borde, etc. Aquí también podrían incluirse como indicadores de desempeño del esquema de bajo impacto el daño a los árboles futuros y la regeneración, proponiendo umbrales en base a la información existente o a opinión informada. Debería usarse lo anterior enmarcado en un esquema de manejo adaptativo para redefinir o ajustar los indicadores a medida que se obtiene más información específica de estos ecosistemas, a partir del monitoreo de las intervenciones.

(3) Monitoreo de validación. Este tipo de procedimiento compara el efecto de los distintos manejos con sitios de referencia. Se aplica a escala de paisaje y a largo plazo. Debe ser ejecutado por instituciones de investigación científica y tecnológica. Evalúa si los indicadores de desempeño son efectivos en producir un beneficio real, estableciendo una causa-efecto. Es el monitoreo científico o guiado por preguntas, en el cual se monitorean simultáneamente manejos y variables ecológicas. Relaciona directamente los cambios en biodiversidad e integridad ecológica a las intervenciones de manejo. Se emplean hipótesis que se puedan poner a prueba y diseños de muestreo cuidadosamente planeados para establecer relaciones

causales entre las intervenciones de manejo y las variables ecológicas. Permite aprender de los resultados del manejo, para producir planes de manejo revisados. Como ejemplos, se pueden mencionar el seguimiento de parcelas permanentes de vegetación; monitoreo de hábitat, abundancia, ocupación o productividad; y reclutamiento de especies de aves y mamíferos. Para este tipo de monitoreo, es necesario contar con puntos de referencia del sistema, para contar con líneas de base de la variabilidad de los indicadores, para interpretar los impactos del manejo sobre la biodiversidad (cuadro 4). De esta manera, se pueden entender los niveles de las poblaciones, especies o hábitats en ausencia de impactos humanos y en presencia de actividades de manejo. En los sitios de referencia, los sistemas ecológicos tendrían alta integridad, ya que sus características biológicas y ecológicas dominantes (composición, estructura, elementos funcionales y procesos ecológicos) se encuentran dentro de sus límites naturales de variación. Bajo estas condiciones estos sistemas pueden tolerar o recuperarse de la mayoría de los disturbios naturales o antrópicos (Parrish *et al.*, 2003). Las especies probablemente están mejor adaptadas a efectos de los disturbios que semejan el régimen de disturbios naturales dentro del cual evolucionaron (Franklin, 1993). Estos puntos de referencia de la

variabilidad de los indicadores sirven para determinar la significancia ecológica de cualquier cambio o patrón para que el desempeño de los manejos pueda ser evaluado (Carignan y Villard, 2002; Niemi y McDonald, 2004).

Al organizar el monitoreo de esta forma, desde el esquema de monitoreo más sencillo, a escala local, de corto plazo, con la menor inversión de recursos económicos, recursos humanos y tiempo, hasta los monitoreos más complejos y de mayor costo, puede avanzarse en una aplicación secuencial en función de la disponibilidad de recursos a invertirse y de las necesidades de información. La implementación de un esquema completo, con los tres tipos de monitoreo, requerirá de un amplio acuerdo y consenso que promueva la colaboración entre sectores, actores e instituciones. Hasta el momento, los indicadores estructurales más prometedores para ser incorporados en los esquemas de manejo forestal sostenible en las Yungas son:

- densidad de árboles mayores a 40 cm DAP, árboles muertos y en descomposición;
- densidad de *Calycophyllum multiflorum*, *Amburana cearensis*, *Podocarpus parlatorei* y *Blepharocalyx salicifolius*;
- cobertura de sotobosque.

7.12 Vacíos de información y desafíos futuros para las Yungas

Existen varias limitantes que implicarán desafíos para lograr la aplicación de una nueva silvicultura en las Yungas. Uno de estas limitantes es la falta de valoración de los múltiples bienes y servicios que provee el bosque en general y de la importancia de la economía forestal en la región. En muchos casos los bienes y servicios no tienen una valoración económica, ya que muchos no entran en los mercados tradicionales. Para revertir esta limitante será necesario mejorar

la política forestal de la región, incluyendo: (1) realizar una valuación económica de los distintos servicios ecosistémicos, ya que esto permitirá implementar esquemas de compensación y subsidios que puedan cubrir los costos de oportunidad o que promuevan el uso de una variedad de ingresos por otros valores del bosque; (2) generar mercados adecuados para los productos no tradicionales del bosque y los servicios ecosistémicos, por ejemplo, a través,

del desarrollo de programas REDD+, pago por producción de agua a nivel de cuenca, u otras iniciativas similares; (3) fomentar mejoras en las prácticas de manejo sostenible a través de apoyo técnico y financiero, desarrollando programas de capacitación que aseguren la transferencia de conocimiento y capacidades para volver más competitivo y eficiente al sector forestal; (4) promover la inversión en ciencia y tecnología orientada a llenar los vacíos de información necesarios para lograr una nueva silvicultura; (5) desarrollar esquemas de ordenamiento territorial de los bosques nativos que integren al manejo forestal con áreas transformadas a otros usos del suelo a través de corredores efectivos y áreas protegidas representativas; (6) hacer una evaluación sobre los escenarios económicos viables para el futuro de la actividad y los estímulos fiscales y económicos necesarios.

Otra de las limitantes es la falta de desarrollo y optimización de la normativa vigente a nivel de cada jurisdicción encargada de la administración del recurso forestal. Esto requerirá: (1) coordinación y cooperación entre provincias sobre sus reglamentaciones y pautas de manejo; y (2) ampliación de los controles sobre el cumplimiento de la normativa por parte de las autoridades de aplicación, y también por parte del propietario y del contratista.

Otra limitante es la falta de un programa de investigación que permita generar información básica y aplicada sobre aspectos forestales para desarrollar y validar procedimientos y protocolos para lograr un manejo sostenible.

Este programa debería incluir el análisis de los impactos sobre distintos componentes de la biodiversidad, servicios y bienes y de los costos y márgenes financieros emergentes de los distintos manejos del bosque. Esto requerirá: (1) desarrollar programas universitarios de grado y/o posgrado específicos para la ecorregión Yungas. Por ejemplo, como el implementado por la Universidad Nacional de Jujuy que ofrece una Tecnicatura Universitaria Forestal, cuyo objetivo es la formación de técnicos en el manejo forestal de bosque nativo y una Ingeniería Forestal. (2) Desarrollar programas de capacitación y entrenamiento de los operarios forestales para la aplicación de tratamientos silvícolas y de esquemas de monitoreo. Como ejemplo, se ha puesto en operación el Centro Foresto-Industrial Arrayanal, una iniciativa conjunta del Gobierno nacional y de la provincia de Jujuy, que tiene entre sus objetivos brindar capacitaciones al sector forestal regional. (3) Mejoras en los aspectos tecnológicos relacionados al procesamiento industrial de los recursos provenientes del bosque.

Otra limitante es la falta de implementación de un esquema de monitoreo y manejo adaptativo con mecanismos que permitan sistematizar la información de los resultados de los manejos aplicados y realizar las correcciones necesarias al manejo. Para ello será necesario (1) conformar ámbitos institucionales, con la participación de todos los actores involucrados del sector público, privado y comunidades, y (2) fortalecer la implementación de las distintas etapas técnicas, operativas, administrativas y de control de las operaciones forestales.



CUADRO 1

Costos operativos del aprovechamiento forestal

E.D. Balducci¹; E. Sánchez Cuartielles²; P.M. Eliano³

Estación Experimental de Cultivos Tropicales - Yuto, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina. ²Secretaría de Desarrollo Sostenible, Ministerio de Ambiente de Jujuy, Argentina. ³Asociación Forestoindustrial de Jujuy, Universidad Nacional de Jujuy, Argentina.

El aspecto económico relacionado a los obrajes, es decir, los costos operativos en el que incurren los operadores durante el aprovechamiento forestal, ha sido poco estudiado en las Yungas. Los obrajeros, en general, desconocen el detalle de la rentabilidad de cada una de las operaciones. En una encuesta realizada en el año 2013 a una veintena de obrajeros, la mayoría no contaba con un esquema de costos claro ni un análisis económico (Balducci *et al.*, 2012). El estímulo de los obrajeros para permanecer en la actividad forestal resulta de continuar con un negocio familiar, que fue pasando de una generación a otra y por disponer de la maquinaria e infraestructura. El aprovechamiento forestal se basa en el capital del propio obrajero, el cual está muy expuesto a malos resultados de alguna operación forestal. Al analizar los costos en las operaciones de aprovechamiento forestal en las Yungas (tabla 7.1), se deben considerar principalmente los costos relacionados con la apertura y mantenimiento de caminos y con la administración de la operación que incluye el corte, rodeo, carga y transporte, seguros, y derechos de monte (arriendo) pagados a los propietarios del campo. En general, no se consideran los costos de los equipos, sus amortizaciones, ni los costos financieros, ya que el sector por su escala,

cultura y alta informalidad está fuera de los circuitos bancarios, lo cual también impide la toma de créditos para la adquisición de capital operativo o de herramientas. Otros problemas adicionales son que el valor de venta de la madera, no se ata al dólar que puede servir como una referencia, sino depende más bien de la oferta y la demanda interna de la misma. A principios del año 2017, la madera de *Cedrela angustifolia* de primera calidad se ofrecía a \$7000 pesos (USD 437), mientras que en abril de 2018 a \$8000 pesos (USD 350) (tabla 7.2). Este incremento en pesos en el precio de la madera no se correlaciona con los aumentos en el precio del combustible. Este es un aspecto relevante ya que el combustible es el insumo básico de las operaciones, además de la mano de obra del personal. Un obraje normal en las Yungas requiere aproximadamente 20 l de gasoil por m³ de madera extraída del bosque. Los costos del arriendo para el obrajero, es decir los derechos para aprovechar el bosque, se pactan en porcentaje del valor de la madera en rollo (por lo general, entre el 25 al 30%), dependiendo del acceso, es decir del costo operativo del aprovechamiento en un predio en particular. Estos datos resultan clave para analizar costos de las operaciones forestales.

CUADRO 2

Abejas melíferas y productos forestales no madereros

A.C. Sánchez¹; F.F. Flores²; M.V. Méndez²; N.I. Hilgert³; L.C. Lupo²

¹Universidad Nacional de Jujuy, Argentina. ²Instituto de Ecorregiones Andinas (INECOA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Jujuy, Argentina. ³Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico (CelBA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas

Tabla 7.1. Estimación de los costos operativos para el año 2017 del aprovechamiento forestal en las Yungas de Argentina. Los valores se expresan en dólar estadounidense (USD).

| Insumo (unidad) | Precio Unitario | Observaciones |
|---------------------------|-----------------|--------------------|
| Topadora (hr) | 90 | D7 |
| Skkider (hr) | 40 a 50 | 120 hp |
| Tractor (hr) | 20 a 30 | 80 hp |
| Gasoil (l) | 1,05 | Normal |
| Obrajero (día) | 26 | Sin aportes |
| Transporte (100 a 200 km) | 30 a 50 | |
| Motosierra Media | 450 | 60 cm ³ |

Tabla 7.2. Estimación del precio de la madera legal. Los precios se expresan en dólar estadounidense (USD). Valor de referencia: \$ 24 pesos argentinos por 1 USD (mayo 2018). Pie aserrado: costo del aserraje USD 90 por m³, en base a rendimientos promedios de aserraje. Valores en origen, para operaciones mayoristas.

| Especie | Rango de precio | Pie aserrado |
|-----------------------------------|-----------------|--------------|
| <i>Cedrela angustifolia</i> | 300 a 400 | 2 |
| <i>Cedrela balansae</i> | 200 a 300 | 1,8 |
| <i>Myroxylon peruiferum</i> | 320 a 450 | 3 |
| <i>Handroanthus impetiginosus</i> | 330 a 480 | 3,2 |
| <i>Maclura tinctoria</i> | 250 a 330 | 2,5 |
| <i>Juglans australis</i> | 200 a 250 | 2 |
| <i>Cordia americana</i> | 200 a 300 | 2,3 |
| <i>Calycophyllum multiflorum</i> | 180 a 200 | 1,6 |
| <i>Phyllostylon rhamnoides</i> | 180 a 200 | 1,6 |
| <i>Anadenanthera colubrina</i> | 150 a 200 | 1,4 |
| <i>Myracrodruon urundeuva</i> | 150 a 200 | 1,4 |
| <i>Tipuana tipu</i> | 130 a 180 | 1,3 |

En los bosques están presentes diversos polinizadores, desde insectos hasta aves y mamíferos, que favorecen la reproducción de las plantas con flores. Los polinizadores más reconocidos son las abejas melíferas (*Hymenoptera, Apidae*), es decir, las productoras de miel. La miel es uno de los productos más importantes que generan las abejas melíferas a partir de los recursos que proveen los bosques y es considerada un producto forestal no maderero. La miel contribuye a satisfacer las necesidades de las poblaciones rurales y proporciona además, empleo e ingresos. Con el objetivo de dar un valor agregado a los productos hechos por las abejas melíferas, se realizan estudios melisopalínológicos para determinar el origen botánico y geográfico de la miel, a través de la identificación de los pólenes presentes en las mieles. Según las especies botánicas utilizadas, la miel poseerá caracteres sensoriales particulares, como color, olor y sabor. Esta información tiene valor comercial, ya que algunos mercados prefieren determinados tipos de miel, por lo que tendrán precios diferenciados.

La miel más consumida en todo el mundo es producida por *Apis mellifera* (tribu Apini; Moure, 2012). Esta abeja fue introducida en el continente americano a principios del siglo XIX y desde entonces es aprovechada para la obtención de miel, polen, cera y propóleos. En la actualidad, en las Yungas de las provincias de Salta y Jujuy, la apicultura se realiza en forma artesanal, con bajos volúmenes producidos en relación al resto del país. Sin embargo, las mieles de las Yungas

poseen un valor agregado al provenir de una vegetación de distribución restringida y características únicas de estos bosques, lo que permite posicionarlas en nuevos mercados y obtener mejores precios.

En América, hay registros de la cría y el aprovechamiento de productos de las abejas nativas llamadas meliponas o abejas sin aguijón (tribu Meliponini; Camargo y Pedro, 2013) desde antes de la introducción de *A. mellifera*; por ejemplo, entre los mayas prehispánicos (Schwarz, 1948). Las meliponas carecen de un aguijón verdadero, viven en colonias permanentes ubicadas dentro de huecos de árboles y presentan una estructura social semejante a *A. mellifera*, con castas bien diferenciadas. Para la Argentina, se citan 37 especies de meliponas que habitan en el bosque atlántico (o selva paranaense), el chaco (húmedo y seco) y las Yungas (Álvarez, 2016). En las Yungas de Argentina se ha registrado el empleo de los productos de meliponas en las comunidades rurales, donde se utilizan tanto la miel, el polen y propóleos en la alimentación y en la medicina doméstica cumpliendo un rol importante en el desarrollo de actividades culturales (Hilgert, 2001; Hilgert y Gil, 2006, 2007; Flores et al., 2018a).

En las investigaciones realizadas en las Yungas, se registró que las especies arbóreas utilizadas para la obtención de néctar de modo recurrente por las meliponas (*Tetragonisca fiebrigi* y *Plebeia n. sp.*) fueron *Ilex argentina*, *Myrcianthes pseudomato* y *Anadenanthera colubrina var. cebil*,

en tanto, que *A. mellifera* utilizó *Scutia buxifolia*, *Condalia buxifolia*, *Gleditsia amorphoides* y *Crinodendron tucumanum* y que tanto las meliponas como *A. mellifera* utilizaron *Blepharocalyx salicifolius*, *Allophylus edulis*, *Baccharis* spp y una especie indeterminada de la familia Myrtaceae (Flores y Sánchez, 2010; Flores *et al.*, 2015; Méndez *et al.*, 2016; Sánchez y Lupo, 2009, 2017). Complementariamente, al estudiar los sitios de nidificación de *Plebeia n. sp.* (melipona de mayor valor de uso en Baritú y localidades aledañas, provincia de Salta) se observó en huecos de árboles vivos de 17 especies, siendo *Ilex argentina* la especie utilizada con mayor frecuencia (54%), seguida por *Parapiptadenia excelsa* (8%), *Juglans australis* y *Myrcianthes pungens* (7% cada una), *Myrcianthes pseudomato* (5%), *Handroanthus ochraceus* (4%), entre otras especies usadas con menor frecuencia

(Flores *et al.*, 2018b; fig. 7.1). Asimismo, al evaluar el aprovechamiento de mieles (actividad denominada meleo) de *Plebeia n. sp.* por parte de pobladores rurales, se registró que en el 83% de los casos se derriba el árbol hospederero (Flores *et al.*, 2018b). En base a esta información es importante implementar planes de manejo y conservación de los bosques que tengan en cuenta las interacciones plantapolinizador, evaluar el estado de conservación de las poblaciones de árboles derribados (en particular de *Ilex argentina*, especie endémica de la región), como también implementar planes de cría y manejo de colmenas de *Plebeia n. sp.* para reducir el impacto negativo sobre los bosques nativos asegurando la sostenibilidad de este recurso forestal no maderero.



Figura 7.19. Colmenas de melipona (*Plebeia n. sp.*) en *Berberis argentinensis* (izquierda) e *Ilex argentina* (derecha). (Fuente: Fabio Flores).

CUADRO 3

Identificación de zonas híbridas que afectan la comercialización de especies maderables

L.F. Fornes¹; N. Zelener²

¹Estación Experimental Agropecuaria – Famailá, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina. ²Instituto de Recursos Biológicos, Castelar, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).

En el año 2007, la empresa GMF Latinoamericana S.A. se encontraba en pleno aprovechamiento forestal, principalmente de *Cedrela balansae*, en una unidad de manejo cercana a la localidad de Isla de Cañas, provincia de Salta. Esta unidad de manejo se encuentra en una zona con 1300 mm de precipitación anual. Sin embargo, la madera de *C. balansae* proveniente de esta zona fue rechazada en el mercado. A través de marcadores moleculares (AFLP e ITS) se determinó las relaciones genéticas de los individuos que indicaban la presencia de individuos con ancestría tanto de *C. balansae* como de *C. saltensis* (fig. 7.1). Este resultado indica la existencia de zonas de hibridación natural entre estas dos especies entre los 820 a 1100 m.s.n.m. Esta hibridación natural fue corroborada en

otras áreas de simpatria de ambas especies (p. ej. Parque Nacional Calilegua y Finca San Andrés). Sin embargo, no se encontró evidencia de hibridación entre *C. balansae* o *C. saltensis* con *C. angustifolia* (fig. 7.1) (Zelener *et al.*, 2016). Aunque en el mercado la madera de *Cedrela* proveniente de zonas híbridas no es deseable, desde el punto de vista evolutivo estas zonas híbridas representan áreas de gran valor por su potencial adaptativo ante nuevos escenarios climáticos. La determinación del germoplasma de *Cedrela* tiene implicancias directas en los planes de enriquecimiento y restauración (pureza específica) y en la implementación de estrategias adecuadas de conservación para estas especies (Zelener *et al.*, 2016).

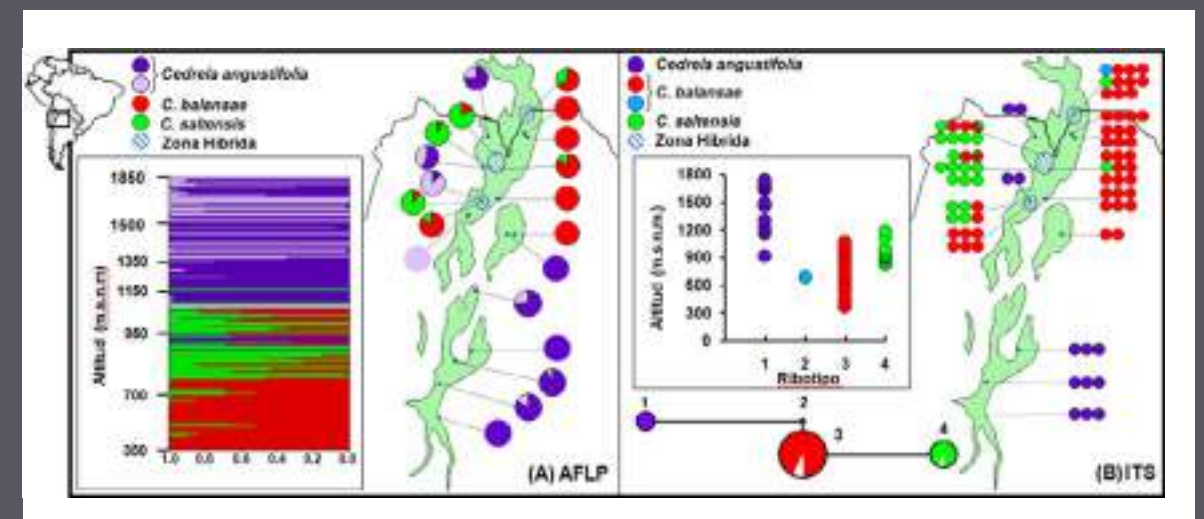


Figura 7.20. Zonas híbridas. (A) Distribución altitudinal y latitudinal de los grupos genéticos de *Cedrela* en las Yungas inferidos del análisis bayesiano, en base a AFLP. Los círculos indican la proporción de cada grupo genético en cada población muestreada. En la gráfica de barras, se indica cada muestra, según la altitud, la extensión del color en cada barra indica la probabilidad de pertenecer al grupo genético inferido en dicha muestra. (B) Distribución altitudinal y latitudinal de los cuatro ribotipos de ITS de *Cedrela* en las Yungas. Cada círculo representa el ribotipo de cada muestra; los ribotipos han sido codificados con color con fines referenciales: *C. angustifolia*, violeta; *C. balansae*, celeste y rojo; *C. saltensis*, verde. En la gráfica de puntos, se muestra la distribución altitudinal de ribotipos de cada muestra. Las áreas rayadas indican zonas híbridas.

CUADRO 4

Sitios de referencia en la selva pedemontana

N. Politi; L. Rivera

Instituto de Ecorregiones Andinas (INECOA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Jujuy, Argentina.

Un concepto teórico es el de los bosques prístinos, es decir, aquellos bosques que no han estado bajo influencia antrópica. En la práctica, se duda sobre la actual existencia de algún sector de bosque prístino a nivel global, dada la íntima relación entre el ser humano y los bosques (Landres *et al.*, 1999). Esto nos lleva a plantear el concepto de bosque de referencia para evaluar y comparar el impacto antrópico con un punto de referencia (Norton, 1999). Los sitios de referencia se caracterizan por la ausencia del factor experimental o el tratamiento de interés. Contar con sitios de referencia permite coleccionar información de base y atribuir los cambios detectados al tratamiento de interés (Hunter y Schmiegelow, 2011). En el caso de los bosques, utilizar sitios de referencia permite delinear estrategias de manejo que emulen los procesos y disturbios, asegurando la sostenibilidad ecológica (Hunter y Schmiegelow, 2011).

En la selva pedemontana no existen grandes extensiones de bosques sin evidencia visible de actividades antrópicas y donde los procesos ecológicos no hayan sido significativamente alterados. Hoy en día, los estudios en esta zona deben desarrollarse en áreas de bosques con historias de manejo distintas. El efecto del apro-

vechamiento forestal sobre algunos componentes del ecosistema puede quedar enmascarado debido a la falta de información previa al disturbio. Los impactos del aprovechamiento pueden ocurrir en escalas temporales más largas que el tiempo de los estudios de campo, y los impactos del aprovechamiento en general actúan en sinergia con otros impactos humanos (Nepstad *et al.*, 2008). Por lo tanto, el desafío para futuros estudios es poder minimizar estos sesgos en una escala espacial y temporal grande, con un programa de investigación y monitoreo coordinado y una amplia red de sitios de muestreo a largo plazo. Por esto, resulta prioritario y esencial designar sectores de selva pedemontana que puedan ser utilizados como sitios de referencia para obtener líneas de base para realizar las comparaciones deseadas sobre la evaluación de un objetivo determinado (Allen *et al.*, 2003). Las decisiones de manejo deben basarse en los supuestos sobre qué pasaría sin una intervención en particular (Ferraro y Pattanayak, 2006; Maron *et al.*, 2012). Estas líneas de base permitirán plantear inferencias científicas creíbles sobre la condición ecológica que se pretende manejar, incluyendo los rangos de variación histórica del sistema (Hunter y Schmiegelow, 2011).

CUADRO 5

Paisajes Productivos Protegidos (PPP) y los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS)

A.D. Brown

Fundación ProYungas abrown@proyungas.org.ar

Los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas son de aplicación universal, y están destinados a poner fin a la pobreza en todas sus formas, reducir la desigualdad y luchar contra el cambio climático generalizado. Se reconoce que las iniciativas para poner fin a la pobreza deben ir de la mano de estrategias que favorezcan el crecimiento económico y aborden una serie de necesidades sociales, entre las que cabe señalar la educación, la salud, la protección social y las oportunidades de empleo, a la vez que luchan contra el cambio climático y promueven la protección del medio ambiente.

En general existe en nuestra sociedad la percepción de que las actividades productivas son incompatibles con la conservación de los bienes y servicios ambientales. Para ello es necesario analizar las actividades productivas a "escala de paisaje", de manera tal que producción y preservación de la naturaleza sean dos caras de una misma moneda, sean partes integrales e indisolubles de un "Paisaje Productivo Protegido" (PPP). Las actividades productivas pueden ser no sólo generadoras de recursos económicos que permiten mejorar la calidad de vida y alcanzar la estabilidad social de las poblaciones donde son desarrolladas,

sino que además posibiliten invertir recursos en preservar efectivamente la naturaleza, contribuyendo en la preservación directa de espacios importantes y además en generar condiciones que impliquen una menor dependencia directa y/o cotidiana de la sociedad de los recursos silvestres, particularmente de aquellos en situación de riesgo o vulnerable que sean utilizados sin el debido manejo y/o control. De tal manera un PPP "es un espacio geográfico de dimensión variable, idealmente bajo una única unidad de manejo y/o control (empresa, propietario, comunidad, concesionario) pero cuyas actividades e impactos se hacen sentir no sólo dentro del PPP, sino también en el entorno inmediato tanto rural y/o urbano".

En tal sentido, los Objetivos del Desarrollo Sostenible y del Paisaje Productivo Protegido van en la misma dirección y se potencian mutuamente, particularmente con las empresas "territoriales", es decir aquellas que están afianzadas en un territorio y la suerte de ambos, empresas y entorno, están indisolublemente unidos. Hoy más de 200.000 hectáreas silvestres están incluidas en el Programa de PPP de ProYungas en la ecorregión de Yungas, sumando empresas azucareras y cítrícolas con productos destinados al mercado nacional e internacional.

Bibliografía

- Aide, T.M., Clark, M.L., Grau, H.R., López Carr, D., Levy, M.A., Redo, D., Muñiz, M., 2013. Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001-2010). *Biotropica* 45(2), 262-271.
- Akmentins, M.S., Pereyra, L.C., Vaira, M., 2012. Using sighting records to infer extinction in three endemic Argentinean marsupial frogs. *Animal Conservation* 15(2), 142-151.
- Alcalde, S.A., Politi, N., Corronca, J.A., Rivera, L.O., 2018. Cambios en los ensambles y gremios de arañas (Araneae) en sitios con aprovechamiento forestal de la selva pedemontana del noroeste argentino. *Neotropical Biology & Conservation* 13(2), 138-147.
- Allen, R.B., Bellingham, P.J., Wiser, S.K., 2003. Developing a forest biodiversity monitoring approach for New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 27(2), 207-220.
- Alonso, R.N., 2010. Geología del paisaje: Salta y su patrimonio natural. Mundo Gráfico Salta Ed., Salta.
- Álvarez, L.J., 2016. Diversidad de las abejas nativas de la tribu Meliponini (Hymenoptera, Apidae) en Argentina. Tesis de Doctorado en Ciencias Naturales. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina. 288 pp.
- Aráoz, E., Grau, H.R., 2010. Fire-mediated forest encroachment in response to climatic and land-use change in subtropical Andean treelines. *Ecosystems* 13(7), 992-1005.
- Arturi, M.F., Grau, H.R., Aceñalozza, P.G., Brown, A.D., 1998. Estructura y sucesión en bosques montanos del Noroeste de Argentina. *Rev. Biol. Trop.* 46, 525-532.
- Asner, G.P., Rudel, T.K., Aide, T.M., DeFries, R., 2009. *Conservation Biology* 23 (6), 1386-1395
- Avalos, G., Rubio, G.D., Bar, M.E., González, A., 2007. Arañas (Arachnida: Araneae) asociadas a dos bosques degradados del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 55(3-4), 899-909.
- Ayup, M.M., Montti, L., Aragón, R., Grau, H.R., 2014. Invasion of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in the southern Yungas: Changes in habitat properties and decline in bird diversity. *Acta oecologica* 54, 72-81.
- Balducci, E.D., Arturi, M.F., Goya, J.F., 2009. Potencial de plantaciones forestales en el pedemonte de las Yungas. Ediciones del Subtrópico, Tucumán.
- Balducci, E.D., Eliano, P., Iza, H.R., Sosa, I., 2012. Bases para el manejo sostenible de los bosques nativos de Jujuy. Incotedes, Jujuy
- Balvanera, P., 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21(1), 136-147.
- Basset, Y., Cizek, L., Cuénoud, P., Didham, R.K., Guilhaumon, F., Missa, O., Tishechkin, A.K., 2012. Arthropod diversity in a tropical forest. *Science* 338(6113), 1481-1484.
- Bawa, K.S., Opler, P.A., 1975. Dioecism in tropical forest trees. *Evolution* 29(1), 167-179.
- Bergesio, L., Malizia, L.R., 2014. Historia socio-ambiental de la Comarca de Yala. En: Malizia, L., Bergesio, L., Fierro, P., (Ed.), *Ambiente y Sociedad en la Comarca de Yala*, Edionju, San Salvador de Jujuy, Argentina.
- Bianchi, A., Yañez, C., Acuña, L., 2005. Base de datos mensuales de precipitaciones del Noroeste Argentino. Editorial INTA, EEA. Salta-Jujuy.
- Blendinger, P.G., Álvarez, M.E., 2009. Avifauna de la Selva Pedemontana. Diversidad y composición de especies. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), *Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro*, Ediciones del Subtrópico, Tucumán.
- Blendinger, P.G., Rivera, L.O., Álvarez, M.E., Nicolossi, G., Politi, N., 2009. Selección de áreas prioritarias para la conservación de las aves en la Selva Pedemontana de Argentina y Bolivia. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), *Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro*. Ediciones del Subtrópico, Tucumán.
- Blendinger, P.G., Ruggera, R. A., Núñez-Montellano, M. G., Macchi, L., Zelaya, P. V., Álvarez, M. E., Martín, E., Osinaga-Acosta, O., Sánchez, R., Haedo, J., 2012. Fine-tuning the fruit-tracking hypothesis: spatiotemporal links between fruit availability and fruit consumption by birds in Andean mountain forests. *Journal of Animal Ecology* 81, 1298-1310.
- Blendinger, P.G., Villegas, M., 2011. Crop size is more important than neighborhood fruit availability for fruit removal of *Eugenia uniflora* (Myrtaceae) by bird seed dispersers. *Plant Ecology* 212(5), 889-899.
- Blundell, A.G., Gullison, R.E., 2003. Poor regulatory capacity limits the ability of science to influence the management of mahogany. *Forest Policy and Economics* 5(4), 395-405.
- Blundo, C., Malizia, L.R., 2009. Impacto del aprovechamiento forestal en la estructura y diversidad de la Selva Pedemontana. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), *Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro*. Ediciones del Subtrópico, Tucumán, pp. 387-406.
- Blundo, C., Malizia, L.R., Blake, J.G., Brown, A.D., 2012. Tree species distribution in Andean forests: influence of regional and local factors. *Journal of Tropical Ecology* 28, 83-95.
- Brassiolo, M., 2004. Propuestas para la conversión de bosques degradados: Los Bosques del Chaco Semiárido. <http://www.inta.gov.ar/ediciones/idia/forest7dinamica04.pdf>
- Brassiolo, M., Grulke, M., 2015. Manejo de bosques nativos de la Región Chaqueña: fichas técnicas. REDAF, E-Book. ISBN 978-987-29208-1-4
- Bray, D.B., Merino Pérez, L., Negreros Castillo, P., Segura Warnholtz, G., Torres Rojo, J.M., Vester, H.F., 2003. Mexico's community managed forests as a global model for sustainable landscapes. *Conservation Biology* 17(3), 672-677.
- Brown, A.D., Blendinger, P.G., Lomáscolo, T., García Bes, P., 2009. *Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro*. Ediciones del Subtrópico, Tucumán.
- Brown, A.D., Grau, H.R., 1993. La naturaleza y el hombre en las selvas de montaña, GTZ, Salta.
- Brown, A., Grau, R., 1995. Investigación, conservación y desarrollo en selvas subtropicales de montaña. Universidad Nacional de Tucumán FCN - IML - LIEY, Tucumán.
- Brown, A.D., Kappelle, M., 2001. Bosques nublados del neotrópico. Instituto Nacional de la Biodiversidad, Santo Domingo, Heredia, Costa Rica.
- Brown, A. D., Malizia, L.R., 2004. Las Selvas Pedemontanas de las Yungas: en el umbral de la extinción. *Ciencia Hoy* 14, 52-63.
- Brown, A.D., Maritan, M.G., Ventura, B.N., Hilgert, N.I., Malizia, L.R., 2007. Finca San Andrés. Un espacio de cambios ambientales y sociales en el Alto Bermejo. Ediciones del Subtrópico, Tucumán, Argentina.
- Brown, A., Pacheco, S., 2006. Ecología y producción de cedro (género *Cedrela*) en las Yungas australes. Ediciones del Subtrópico, Tucumán-Argentina.
- Cabrera, A., 1976. Regiones fitogeográficas de la República Argentina. Enciclopedia de Agricultura, Jardinería y Fruticultura 2: 1-85, Acme, Buenos Aires.
- Camargo, J.M.F., Pedro, S.R.M., 2013. Meliponini Lepeletier, 1836. En: Moure, J.S., Urban, D., Melo, G.A.R. (Orgs.) *Catalogue of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region*. <http://www.moure.cria.org.br/catalogue> (Cons. 13/08/2018).
- Carabelli, E., Peri, P.L., 2005. Criterios e Indicadores de sustentabilidad (C&I) para el Manejo Sostenible de los Bosques Nativos de Tierra del Fuego - Una herramienta metodológica para la determinación de los C&I en Patagonia. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Carignan, V., Villard, M.A., 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental monitoring and assessment* 78(1), 45-61.
- Carilla, J., Grau, H.R., 2010. 150 years of tree establishment, land use and climate change in montane grasslands, northwest Argentina. *Biotropica* 42, 49-58.
- Chalukian, M.S.C., 1991. Regeneración, sucesión y plantas invasoras en un bosque de Yungas, Salta, Argentina. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Chalukian, S.C., de Bustos, S., Lizárraga, L. Saravia, M., Garibaldi, J. F. 2004. Uso de hábitat del tapir en relación con la presencia de ganado en el Parque Nacional El Rey, Salta,

Argentina (pp.10-16). II Simposio Internacional de Tapir, Ciudad de Panamá, Panamá

Chacoff, N.P., Morales, C.L., Garibaldi, L.A., Ashworth, L., Aizen, M.A., 2010. Pollinator dependence of Argentinean agriculture: current status and temporal analysis. *The Americas Journal of Plant Science and Biotechnology* 3(1), 106-116.

Chacón-Cascante, A., Naranjo, M., 2011. Sistematización de mecanismos de compensación, certificación y crédito en Centroamérica República Dominicana para la protección y conservación de bosques (informe técnico). Programa REDD-CCAD-GIZ: CATIE.

CITES, 2005. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, <http://www.cites.org>.

Corlett, R.T., 2009. Seed dispersal distances and plant migration potential in tropical East Asia. *Biotropica* 41(5), 592-598.

Cristóbal, L., Pacheco, S., Malizia, L., Garcia Bes, P., 2009. Dinámica de deslizamientos en la Selva Pedemontana del Departamento San Martín. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), *Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro*. Ediciones del Subtrópico, Tucumán.

Cuezzo, F., González Campero, C., 2009. Invertebrados en la Selva Pedemontana Austral. El caso de Formicidae como ejemplo de caracterización de comunidades de insectos. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), *Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro*. Ediciones del Subtrópico, Tucumán.

Dauber, E., Fredericksen, T., Peña-Claros, M., Leaño, C., Licona, J.C., Contreras, F., 2003. Tasas de incremento diamétrico, mortalidad y reclutamiento con base en las parcelas permanentes instaladas en diferentes regiones de Bolivia. Proyecto BOLFOR/Proyecto de Manejo Forestal Sostenible, Bolivia.

De Freitas, J.V., Pinard, M.A., 2008. Applying ecological knowledge to decisions about seed tree retention in selective logging in tropical forests. *Forest Ecology and Management* 256, 1434-1442.

del Castillo, E.M.D., Zapater, M.A., Gil, M.N., Tarnowski, C.G., 2005. Selva de yungas del noroeste argentino (Jujuy,

Salta, Tucumán) recuperación ambiental y productiva: lineamientos silvícolas y económicos para un desarrollo forestal sostenible. Estación Experimental de Cultivos Tropicales Yuto, Jujuy, Argentina.

Di Bitetti, M.S., Albanesi, S., Fouget, M.J., Cuyckens, G.A.E., Brown, A.D., 2011. The Yungas Biosphere Reserve of Argentina: a hot spot of South American wild cats. *Cat News* 54, 25-29.

Edwards, D.P., Woodcock, P., Edwards, F.A., Larsen, T.H., Hsu, W.W., Benedick, S., Wilcove, D.S., 2012. Reduced-impact logging and biodiversity conservation: a case study from Borneo. *Ecol. Appl.* 22, 561-571.

Eliano, P.M., Badinier, C., Malizia, L.R., 2009. Manejo forestal sostenible en Yungas: protocolo para el desarrollo de un plan de manejo forestal e implementación en una finca piloto. Ediciones del Subtrópico, San Miguel de Tucumán.

Fernández, R.D., Aragón, R., 2014. Descomposición de hojarasca de las especies leñosas nativas y exóticas más abundantes del pedemonte de las Yungas, Tucumán, Argentina. *Ecología austral* 24(3), 286-293.

Ferraro, P.J., Pattanayak, S.K., 2006. Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. *PLoS biology* 4(4), e105.

Fimbel, R.A., Grajal, A., Robinson, J., 2001. *The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forests*. Columbia University Press.

Flores, F.F., Hilgert N.I., Lupo, L.C., 2018a. Melliferous insects and the uses assigned to their products in the northern Yungas of Salta, Argentina. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 14, 27. <https://doi.org/10.1186/s13002-018-0222-y>

Flores, F.F., Lupo, L.C., Hilgert, N.I., 2015. Recursos tróficos utilizados por *Plebeia intermedia* (Apidae, Meliponini) en la localidad de Baritú, Salta, Argentina. *Caracterización botánica de sus mieles*. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 50(4), 515-529.

Flores, F.F., Lupo, L.C., Hilgert, N.I., 2018b. Árboles hospederos de nidos de *Plebeia n. sp.* (Apidae, Meliponini) en las Yungas septentrionales (Baritú, Argentina). Libro de resúmenes del II Simposio Reserva de Biosfera de las Yungas.

Flores, F.F., Sánchez, A.C., 2010. Primeros resultados de la caracterización botánica de mieles producidas por

Tetragonisca angustula Latreille (Apidae, Meliponinae) en Los Naranjos, Salta, Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 45(1-2), 81-91.

Forshed, O., Karlsson, A., Falck, J., Cedergren, J., 2008. Stand development after two modes of selective logging and pre-felling climber cutting in a dipterocarp rainforest in Sabah Malaysia. *Forest Ecology and Management* 255, 993-1001.

Franklin, J.F., 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes?. *Ecological applications* 3(2), 202-205.

Franklin, J.F., Spies, T.A., Van Pelt, R., Carey, A.B., Thornburgh, D.A., Berg, D.R., Bible, K., 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* 155(1-3), 399-423.

Fredericksen, T.S., Mostacedo, B., 2000. Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 131(1-3), 47-55.

Fredericksen, T.S., Mostacedo, B., Justiniano, J., Ledezma, J., 2001. Seed tree retention considerations for unevenaged management in Bolivian tropical forests. *Journal of Tropical Forest Science* 13(2), 352-363.

FSC, Forest Stewardship Council, 2010. FSC-US forest management standard (v1. 0), Forest Stewardship Council, Washington, DC.

Galarza, M., 2017. Variación del funcionamiento ecosistémico de las Yungas del Noreste de Salta-Herramienta para un manejo sostenible. Tesis de Maestría en Recursos Naturales y Medio Ambiente. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta.

Gardner, T., 2010. *Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically-responsible management*, Routledge.

Gómez, D., Rivera, L., Politi, N., Ruggera, R., 2016. Avifauna de los bosques ribereños de las Selvas Pedemontanas del Noroeste Argentino. *Ornitología Neotropical* 27, 47-57.

Grainger, A., 2009. Towards a new global forest science. *International Forestry Review* 11(1), 126-133.

Grau, H.R., 2004. Dinámica de bosques en el gradiente altitudinal de las Yungas Argentinas. En: Arturi, M., Frangi, J.,

Goya, J., (Eds.), *Ecología y Manejo de los Bosques Argentinos*, Editorial Universidad Nacional de la Plata, pp. 181-188.

Grau, H.R., Arturi, M.F., Brown, A.D., Aceñolaza, P.G., 1997. Floristic and structural patterns along a chronosequence of secondary forest succession in Argentinean subtropical montane forests. *Forest ecology and management* 95(2), 161-171.

Grau, H.R., Hernández, M.E., Gutierrez, J., Gasparri, N.I., Casavecchia, M.C., Flores-Ivaldi, E.E., Paolini, L. 2008. A peri-urban neotropical forest transition and its consequences for environmental services *Ecology and Society* 13(1).

Grau, H.R., Brown, A.D., 1995. Patterns of tree species diversity along latitudinal and altitudinal gradients in the Argentinean subtropical montane forests. *Biodivers Conserv Neotrop Mont For Proc Symp New York Bot Gardm* 1993, 295-300.

Grau, H., Paolini, L., Malizia, A., Carilla, J., Hernández, M., 2010. Distribución, estructura y dinámica de los bosques de la Sierra de San Javier. Editorial de la Universidad Nacional de Tucumán, San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.

Grogan, J., *et al.*, 2008. What loggers leave behind: Impacts on big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla*) commercial populations and potential for post-logging recovery in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 255, 269-281.

Guariguata, M.R., Ostertag, R., 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest ecology and management* 148(1-3), 185-206.

Guariguata, M.R., Pinard, M.A., 1998. Ecological knowledge of regeneration from seed in neotropical forest trees: implications for natural forest management. *Forest ecology and management* 112(1-2), 87-99.

Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, A., Kouki, J., Neyland, M., 2012. Retention forestry to maintain multifunctional forests: a world perspective. *BioScience* 62(7), 633-645.

Gutiérrez Angonose, J., Grau, H.R., 2014 Assessment of swaps and persistence in land cover changes in subtropical a periurban region, NW Argentina. *Landscape and Urban Planning* 127, 83-93.

- Guzmán, R., 1997. Caracterización de especies forestales en gremios ecológicos en el bosque subhúmedo estacional de la región de Lomerío, en Santa Cruz, Bolivia. Tesis M.Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Hamer, K.C., Hill, J.K., Benedick, S., Mustaffa, N., Sherratt, T.N., Maryati, M., Chey, V.K., 2003. Ecology of butterflies in natural and selectively logged forests of northern Borneo: the importance of habitat heterogeneity. *Journal of Applied Ecology* 40(1), 150-162.
- Hardesty, J., Myers, R.L., Fulks, W., 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *The George Wright Forum* 22, 78-87.
- Hardy, O.J., Maggia, L., Bandou, E., Breyne, P., Caron, H., Chevallier, M.H., Troispoux, V., 2006. Fine scale genetic structure and gene dispersal inferences in 10 Neotropical tree species. *Molecular ecology* 15(2), 559-571.
- Hazzi, N.A., Moreno, J.S., Ortiz-Movliav, C., Palacio, R.D., 2018. Biogeographic regions and events of isolation and diversification of the endemic biota of the tropical Andes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115(31), 7985-7990.
- Héroult, B., et al., 2011. Functional traits shape ontogenetic growth trajectories of rain forest tree species. *Journal of ecology* 99(6), 1431-1440.
- Hilgert, N.I., 2001. Plants used in home medicine in the Blanco River basin, in northwestern Argentina subtropical montane forests. *J Ethnopharmacol* 76, 11-34.
- Hilgert, N.I., Gil, G.E., 2006. Medicinal plants of the Argentine Yungas plants of the Las Yungas biosphere reserve, northwest of Argentina, used in health care. *Biodivers Conserv* 15, 2565-2594.
- Hilgert, N.I., Gil, G.E., 2007. Reproductive medicine in Northwest Argentina: traditional and institutional systems. *J Ethnobiol Ethnomed* 3, 19.
- Hughes, A.R., Inouye, B.D., Johnson, M.T., Underwood, N., Vellend, M., 2008. Ecological consequences of genetic diversity. *Ecology letters* 11(6), 609-623.
- Humano, C.A., 2013. Modelado de la dinámica y producción forestal de la Selva Pedemontana de Yungas, Argentina. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Buenos Aires.
- Hunter, M.L., Schmiegelow, F.K., 2011. *Wildlife, Forests, and Forestry Principles of Managing Forests for Biological Diversity*. 2 (nd) edition, Prentice Hall.
- Hunzinger, H., 1997. Hydrology of montane forests in the Sierra de San Javier, Tucumán, Argentina. *Mountain Research and Development* 17, 299-308.
- Inza, M.V., Zelener, N., Fornes, L., Gallo, L.A., 2012. Effect of latitudinal gradient and impact of logging on genetic diversity of *Cedrela lilloi* along the Argentine Yungas Rainforest. *Ecology and evolution* 2(11), 2722-2736.
- IUCN, 2018. Red List of Threatened Species. Version 2018-1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 06 August 2018.
- Jalonen, R., Hong, L.T., Lee, S.L., Loo, J., Snook, L., 2014. Integrating genetic factors into management of tropical Asian production forests: a review of current knowledge. *Forest Ecology and Management* 315, 191-201.
- Jennings, S.B., Brown, N.D., Boshier, D.H., Whitmore, T.C., do CA Lopes, J., 2001. Ecology provides a pragmatic solution to the maintenance of genetic diversity in sustainably managed tropical rain forests. *Forest ecology and management* 154(1-2), 1-10.
- Kukkonen, M., Hohnwald, S., 2009. Comparing floristic composition in treefall gaps of certified conventionally managed and natural forests of northern Honduras. *Annals of Forestry Science* 66, 809.
- Landres, P.B., Morgan, P., Swanson, F.J., 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological applications* 9(4), 1179-1188.
- Laurance, W.F., Goosem, M., Laurance, S.G., 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution* 24(12), 659-669.
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., Löhmus, A., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W., Messier, C., 2012. A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Conservation Letters* 5(6), 421-431.
- Lindenmayer, D.B., Margules, C.R., Botkin, D.B., 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation biology* 14(4), 941-950.
- Lichstein, J.W., Grau, H.R., Aragón, R., 2004. Recruitment limitation in secondary forests dominated by an exotic tree. *Journal of Vegetation Science* 15(6), 721-728.
- Lizárraga, L., 2015. Caracterización espacial y temporal de la situación de incendios en las Provincias de Salta y Jujuy a partir de focos de calor MODIS (2003-2013). Tesina de grado, Escuela de Recursos Naturales, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta, Salta, Argentina.
- Lomáscolo, T., Grau, A., Brown, A.D., 2014. Guía de Áreas Protegidas de la Provincia de Tucumán, Ediciones del Subtrópico. Tucumán.
- López-Lanús, B., Grilli, P., Coconier, E., Di Giacomo, A., Banchs, R., 2008. Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación. Informe de Aves Argentinas/AOP y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Buenos Aires, Argentina, 64.
- Lorenzatti, S., 2014. Efecto de la ganadería sobre la estructura del bosque y regeneración de especies forestales en las Yungas Argentinas. Facultad de Agronomía-Universidad de Buenos Aires.
- Mack, A.L., 1997. Spatial distribution, fruit production and seed removal of a rare, dioecious canopy tree species (*Aglaiia aff. flavida* Merr. et Perr.) in Papua New Guinea. *Journal of Tropical Ecology* 13(3), 305-316.
- Malizia, A., Campanello, P.I., Villagra, M., Ceballos, S., 2015. Geographical, taxonomical and ecological aspects of lianas in subtropical forests of Argentina. En: Parthasarathy, N., (Ed), *Biodiversity of Lianas*, Springer-Verlag, The Netherlands.
- Malizia, A., Easdale, T.A., Grau, H.R., 2013. Rapid structural and compositional change in an old-growth subtropical forest: using plant traits to identify probable drivers. (J Chave, Ed.). *PLoS One* 8:e73546.
- Malizia, A., Grau, H.R., 2006. Liana-host tree associations in a subtropical montane forest of north-western Argentina. *Journal of Tropical Ecology* 22, 331-339.
- Malizia, A., Osinaga Acosta, O., Powell, P.A., Aragón, R., 2017. Invasion of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in subtropical secondary forests of NW Argentina: declining growth rates of abundant native tree species. *Journal of Vegetation Science* 28(6), 1240-1249.
- Malizia, L.R., 2001. Seasonal fluctuations of birds, fruits and flowers in a subtropical forest of Argentina. *Condor* 103, 45-61.
- Malizia, L.R., Blundo, C., Pacheco, S., 2006. Diversidad, estructura y distribución de bosques con cedro en el noroeste de Argentina y sur de Bolivia. En: Pacheco, S., Brown, A.D., (Eds), *Ecología y Producción de cedro (género Cedrela) en las Yungas australes*, LIEY-ProYungas, Tucumán, Argentina, pp. 83-104.
- Malizia, L., Pacheco, S., Blundo, C., Brown, A.D., 2012. Caracterización altitudinal, uso y conservación de las Yungas subtropicales de Argentina. *Ecosistemas* 21(1-2):53-73.
- Malizia, L.R., Pacheco, S., Loiselle, B.A., 2009. Árboles de valor forestal en las Yungas de la Alta Cuenca del Río Bermejo. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), *Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro*, Ediciones del Subtrópico, Tucumán, Argentina.
- Maron, M.P., Hobbs, R.H., Moilanen, A., Matthews, J.W., Christie, K., Gardner, T.A., Keith, D., Lindenmayer, D.B., McAlpine, C.A., 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation* 155, 141-148.
- Mazzini, F., 2018. Rol del ganado vacuno doméstico como modelador de la dinámica de los bosques montanos subtropicales (Yungas). Tesis doctoral, Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue.
- Mazzini, F., Relva, M.A., Malizia, L.R., 2018. Impacts of domestic cattle on forest and woody ecosystems in southern South America. *Plant ecology* 219(8), 913-925.
- Méndez, M.V., Sánchez, A.C., Flores, F.F., Lupo, L.C., 2016. Análisis polínico de mieles inmaduras en el sector oeste de las Yungas de Jujuy (Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 51 (3), 449-462.
- Metcalf, D.B., Asner, G.P., Martin, R.E., Silva Espejo, J.E., Huasco, W.H., Farfán Amézquita, F.F., Huaraca Quispe, L.P., 2014. Herbivory makes major contributions to ecosystem carbon and nutrient cycling in tropical forests. *Ecology letters* 17(3), 324-332.
- Minetti, J.L., 2005. El clima del noroeste argentino. Magna, San Miguel de Tucumán.

Minetti, J.M.; Bessonart S.J.; Balducci E.D., 2009. La actividad forestal en la Selva Pedemontana del norte de Salta. En: Selva Pedemontana de las Yungas. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro, Ediciones del Subtrópico, Tucumán, Argentina.

Minervini, M.G., Morrás, H.J., Taboada, M.Á., 2018. Efectos del fuego en la matriz del suelo. Consecuencias sobre las propiedades físicas y mineralógicas. *Ecología Austral* 28(1), 012-027.

Miranda, M.V., Politi, N., Rivera, L.O., 2010. Cambios inesperados en el ensamble de aves en áreas bajo explotación forestal en la Selva Pedemontana del Noroeste Argentino. *Ornitol Neotrop* 21, 323-337.

Mirande, J.M., Aguilera, G., 2009. Los peces de la selva pedemontana del noroeste argentino. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro, Ediciones del Subtrópico, Tucumán, Argentina.

Molineri, C., Romero, F., Fernández, H.R., 2009. Diversidad y Conservación de Invertebrados Acuáticos. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro, Ediciones del Subtrópico, Tucumán, Argentina.

Montti, L., Carrillo, V.P., Gutiérrez-Angonese, J., Gasparri, N.I., Aragón, R., Grau, H.R., 2017. The role of bioclimatic features, landscape configuration and historical land use in the invasion of an Asian tree in subtropical Argentina. *Landscape Ecology* 32(11), 2167-2185.

Mostacedo, B., Putz, F.E., Fredericksen, T.S., Villca, A., Palacios, T., 2009. Contributions of root and stump sprouts to natural regeneration of a logged tropical dry forest in Bolivia. *Forest ecology and management* 258(6), 978-985.

Moure, J.S., 2012. Apini Latreille, 1802. En: Moure, J.S., D. Urban, H.R., & Melo, G.A.R. (Orgs.) Catalogue of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region. <http://www.moure.cria.org.br/catalogue> (Cons. 13/08/2018).

Nepstad, D.C., Stickler, C.M., Soares-Filho, B., Merry, F., 2008. Interactions among Amazon land use, forests and climate:

prospects for a near-term forest tipping point. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 363(1498), 1737-1746.

Niemi, G. J., McDonald, M.E., 2004. Application of ecological indicators. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 89-111.

Norton, D.A., 1999. Forest reserves. En: Hunter Jr., M., (Ed.), *Managing Biodiversity in Forest Ecosystems*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 525-555.

Ojeda, R., Chillo, V., Díaz Isenrath, G., 2012. Libro Rojo. Mamíferos amenazados de la Argentina. 1ª. Ed., Sociedad Argentina para el Estudio de Mamíferos, Mendoza.

Oliver, C.D., Larson, B.C., 1996. Forest stand dynamics: updated edition. John Wiley and sons.

Ollerton, J., Winfree, R., Tarrant, S., 2011. How many flowering plants are pollinated by animals?. *Oikos* 120(3), 321-326.

Ontiveros, S., Manrique, S., Franco, J., Díaz, R., Barranco, N., 2015. Biomasa y stock de carbono en la Reserva De Campo Alegre, La Caldera, Provincia De Salta. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente* 19, 06.01-06.12.

Pacheco, S., Malizia, L.R., Brown, A.D., 2010. La provisión de agua como servicio ambiental de la Reserva de Biosfera de las Yungas. En: Araya Rosa P., Clüsener-Godt M., (Eds.), *Reservas de la Biosfera. Su contribución a la provisión de servicios de los ecosistemas. Experiencias exitosas en Iberoamérica*. UNESCO.

Pancel, L., 2015. Nature Conservation in the Tropics. En: Pancel L., Köhl M., (Eds), *Tropical Forestry Handbook*, Springer, Berlin, Heidelberg.

Parrish, J.D., Braun, D.P., Unnasch, R.S., 2003. Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *AIBS Bulletin* 53(9), 851-860.

Pearce, D., Putz, F.E., Vanclay, J.K., 2003. Sustainable forestry in the tropics: panacea or folly?. *Forest Ecology and Management* 172(2-3), 229-247.

Pearce, J.L., Venier, L.A., Eccles, G., Pedlar, J., McKenney, D., 2004. Influence of habitat and microhabitat on epigeal spider (Araneae) assemblages in four stand types. *Biodiversity & Conservation* 13(7), 1305-1334.

Peña-Claros, M., et al., 2008. Beyond reduced-impact logging: Silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. *Forest Ecology and Management* 256, 1458-1467.

Pereyra, F.X., 2012. Suelos de la Argentina: Geografía de suelos, factores y procesos formadores. *Anales N* 50. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, Buenos Aires ISSN 0328-2325

Pero, E.J.I., Quiroga, P.A., 2018. Do differences between riparian and adjacent forest vary between ecoregions? *Plant Ecology*. Submitted.

Pidgeon, A.M., Rivera, L., Martinuzzi, S., Politi, N., Bateman, B., 2015. Will representation targets based on area protect critical resources for the conservation of the Tucuman Parrot?. *The Condor* 117(4), 503-517.

Pinto, L.M., Quevedo, L., Arce, A., 2011. Efectos del aprovechamiento forestal sobre la regeneración natural en un bosque seco Chiquitano, Santa Cruz, Bolivia. CIMAR, Santa Cruz, Bolivia.

Politi, N., Hunter, Jr. M., Rivera, L., 2009. Nest Selection by Cavity nesting Birds in Subtropical Montane Forests of the Andes: Implications for Sustainable Forest Management. *Biotropica* 41(3), 354-360.

Politi, N., Hunter, Jr. M., Rivera, L., 2010. Availability of cavities for avian cavity nesters in selectively logged subtropical montane forests of the Andes. *Forest Ecology and Management* 260(5), 893-906.

Politi, N., Rivera, L., Lizárraga, L., Hunter, M., Defossé, G.E., 2015. The dichotomy between protection and logging of the Endangered and valuable timber species *Amburana cearensis* in north-west Argentina. *Oryx* 49(1), 111-117.

Powell, P.A., Aráoz, E., 2018. Biological and environmental effects on fine-scale seed dispersal of an invasive tree in a secondary subtropical forest. *Biological Invasions* 20(2), 461-473.

Prado, D., Gibbs, P.E., 1993. Patterns of species distribution in the Dry Seasonal Forests of South America. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 80, 902-927.

Premoli, A.C., Quiroga, M.P., Souto, C.P., Mathiasen, P., 2011. Genética de la conservación: de poblaciones a fitogeografía,

Conservación Biológica: perspectivas desde América Latina. Editorial Universitaria, Santiago de Chile, Chile.

Putz, F.E., 2004. Are you a logging advocate or a conservationist? En: Zarin, D., Putz, F.E., Alavalapati, J., Schmink, M., (Eds.), *Working Forests in the Tropics*, Columbia University Press, New York.

Putz, F.E., Mooney, H.A., 1991. The biology of vines. Cambridge University Press.

Putz, F.E., Zuidema, P.A., Pinard, M.A., 2008. Tropical forest management for carbon retention. *PLoS Biol.* 6, 1368-1369.

Putz, F.E., Zuidema, P.A., Synnott, T., Peña Claros, M., Pinard, M. A., Sheil, D., Palmer, J., 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters* 5(4), 296-303.

Quiroga, M.P., Pacheco, S., Malizia, L.R., Premoli, A.C., 2012. Shrinking Forests under Warming: Evidence of *Podocarpus parlatorei* (Pino del cerro) from the Subtropical Andes. *Journal of Heredity* 103(5), 682-691.

Quiroga, M.P., Premoli, A.C., 2007. Genetic patterns in *Podocarpus parlatorei* reveal the long term persistence of cold tolerant elements in the southern Yungas. *Journal of Biogeography* 34(3), 447-455.

Quiroga, M.P., Premoli, A.C., 2013. El rol de las poblaciones marginales en la conservación del acervo genético de la única conífera del sur de Yungas en Argentina y Bolivia, *Podocarpus parlatorei* (Podocarpaceae). *Ecología en Bolivia* 48(1), 4-16.

Reboratti, C., 1998. El Alto Bermejo. Realidades y conflictos. La colmena, Buenos Aires, Argentina.

Rivera, L., Politi, N., Bucher, E.H., 2012. Ecología y conservación del Loro Alisero (Amazona tucumana). *El hornero* 27(1), 51-61.

Roveta, R.J., Rusch, V., Bava, J.O., 2010. Indicadores de sustentabilidad para el control de planes de manejo en bosques templados de Argentina. *Recursos Naturales y Ambiente* 59-60.

Rubio, G.D., Ramírez, M.J., 2015. Taxonomic revision of the American spider genus *Arachosia* (Araneae: Anyphaenidae). *Zootaxa* 3932, 1-105.

Ruggera, R.A., Schaaf, A.A., Tallei, E.D., Vivanco, C.G., Politi, N., Rivera, L.O., 2018. Woodpeckers and non-excavator birds in logged sites: same problem... same solution? 5th European Congress of Conservation Biology DOI: 10.17011/conference/eccb2018/107359

Ruggera, R.A., Schaaf, A.A., Vivanco, C.G., Politi, N., Rivera, L.O., 2016. Exploring nest webs in more detail to improve forest management. *Forest Ecology and Management* 372, 93-100.

Sáenz, G.P., Finegan, B., 2000. Monitoreo de la regeneración natural con fines de manejo forestal. *Manejo Forestal Tropical* 15, 2.

Salafsky, N., Margoluis, R.A., 1998. Measures of success: designing, managing, and monitoring conservation and development projects. Island Press.

Sánchez, A.C., Lupo, L.C., 2009. Asteraceae de interés en la Melisopalinoología. Bosque Montano de las Yungas (Jujuy - Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 44 (1-2), 57-64.

Sánchez, A.C., Lupo, L.C., 2017. Pollen analysis of honeys from the northwest of Argentina: Province of Jujuy. *Grana* 56(6), 462-474.

Sandoval, M.L., Ferro, I., 2014. Biogeographical analysis of rodent endemism and distributional congruence in the southern-central Andes (north-western Argentina). *Biological journal of the Linnean Society* 112(1), 163-179.

Sandoval, M.L., Sánchez, M.S., Barquez, R.M., 2010. Mammalia, Chiroptera Blumenbach, 1779: New locality records, filling gaps, and geographic distribution maps from Northern Argentina. *Check List* 6(1), 064-070.

Sarmiento, M., Rios, N.A., 2009. Factibilidad de implementación de un esquema de pagos por servicios ambientales en la cuenca Los Pericos-Manantiales, Jujuy, Argentina. *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales* 17(1-2).

Schaaf, A.A., Ruggera, R.A., Tallei, E.D., Vivanco, C.G., Rivera, L.O., Politi, N., 2018. Identification of tree groups used by Secondary Cavity-nesting Birds to simplify forest management in subtropical forests. *J of Forestry* (accepted)

Sheil, D., Van Heist, M., 2000. Ecology for tropical forest management. *The International Forestry Review* 2(4), 261-270.

Schulze, M., 2008. Technical and financial analysis of enrichment planting in logging gaps as a potential component of forest management in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 255(3-4), 866-879.

Schulze, M., Grogan, J., Landis, M.R., Vidal, E., 2008. How rare is too rare to harvest? Management challenges posed by timber species occurring at low densities in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology Management* 256, 1443-1457.

Schwarz, H.F., 1948. Stingless bees (Meliponidae) of the Western Hemisphere. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.* 90: xvii+546

Sebbenn, A.M., et al., 2008. Modelling the long-term impacts of selective logging on genetic diversity and demographic structure of four tropical tree species in the Amazon forest. *Forest ecology and management* 254(2), 335-349.

Sekercioglu, C.H., 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biol. Conserv.* 107, 229- 240.

Sist, P., Ferreira, F.N., 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest ecology and management* 243(2-3), 199-209.

Sist, P., Picard, N., Gourlet-Fleury, S., 2003. Sustainable cutting cycle and yields in a lowland mixed dipterocarp forest of Borneo. *Annals of Forest Science* 60(8), 803-814.

Soldati, M.C., Inza, M.V., Fornes, L., Zelener, N., 2014. Cross transferability of SSR markers to endangered *Cedrela* species that grow in Argentinean subtropical forests, as a valuable tool for population genetic studies. *Biochemical Systematics and Ecology* 53, 8-16.

Tineo, A., Falcón, C., García, J., D'Urso, C., Galindo, G., Rodríguez, G., 1998. Hidrogeología En Geología de Tucumán. Publicación Colegio de Graduados en Ciencias Geológicas de la Provincia de Tucumán.

Torres, V.M., González-Reyes, A.X., Corronca, J.A., 2017. Taxonomic and functional diversity of epigeal spiders (Araneae) in native forest of the Yungas (Salta, Argentina). *Caldasia* 39(2), 326-344.

Vaira, M., Pereyra, L.C., Akmentins, M.S., Bielby, J., 2017. Conservation status of amphibians of Argentina: an update and evaluation of national assessments. *Amphibian & Reptile Conservation* 11(1), 36-44.

Vasconcelos, H.L., Vilhena, J.M.S., Caliri, G.J.A., 2000. Responses of ants to selective logging of a central Amazonian forest. *Journal of Applied Ecology* 37(3), 508-514.

Vera, C., Higgins, W., Amador, J., Ambrizzi, T., Garreaud, R., Gochis, D., Gutzler, D., Lettenmaier, D., Marengo, J., Mechoso, C., Nogués-Paegle, J., Silva Diaz, P.L., Zhang C., 2006. Towards a unified view of the American Monsoon System. *Journal of Climate* 19, 4977-5000.

Volante, J.N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M.J., Viglizzo, E.F., Paruelo, J.M., 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 154, 12-22.

Von Ellenrieder, N., 2007. Composition and structure of aquatic insect assemblages of Yungas mountain cloud forest streams in NW Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 66(3-4), 57-76.

Von Ellenrieder N., Garrison, R.W., 2007. Libélulas de las Yungas (Odonata). Una Guía de Campo para las especies de Argentina/Dragonflies of the Yungas. A Field Guide to the Species from Argentina. Pensoft Series Faunistica 67, Pensoft Publishers, Sofia-Moscow.

Wheelwright, N.T., 2000. Conservation biology. En: Nadkarni, N.M., Wheelwright, N.T., (Eds.), *Monteverde: Ecology and conservation of a tropical cloud forest*, Oxford University Press, New York, New York, pp. 419-453.

Wernsdörfer, H., Caron, H., Gerber, S., Cornu, G., Rossi, V., Mortier, F., Gourlet-Fleury, S., 2011. Relationships between demography and gene flow and their importance for the conservation of tree populations in tropical forests under selective felling regimes. *Conservation genetics* 12(1), 15-29.

Wilhere, G.F., 2002. Adaptive management in habitat conservation plans. *Conservation Biology* 16(1), 20-29.

Zamora Nasca, L., Montti, L., Grau, R., Paolini, L., 2014. Efectos de la invasión del ligustro, *Ligustrum lucidum*, en la dinámica hídrica de las Yungas del noroeste Argentino. *Bosque (Valdivia)* 35(2), 195-205.

Zamora Petri, M., 2006. Influencia de la ganadería trashumante y la apertura de claros en la supervivencia y el crecimiento de *Cedrela lilloi* en Tariquía, Bolivia. En: Pacheco, S., Brown, A.D., (Eds), *Ecología y Producción de cedro (género Cedrela) en las Yungas australes, LIEY-ProYungas, Tucumán, Argentina.*

Zelener, N., Tosto, D., de Oliveira, L.O., Soldati, M.C., Inza, M.V., Fornes, L.F., 2016. Molecular evidence of hybrid zones of *Cedrela* (Meliaceae) in the Yungas of Northwestern Argentina. *Molecular phylogenetics and evolution* 102, 45-55.