

## Estructura y diversidad de lianas en un bosque seco semideciduo en Santa Cruz, Bolivia

## Structure and diversity of lianas in a dry semi-deciduous forest in Santa Cruz, Bolivia

Vincent Vroomans<sup>1</sup> y Marisol Toledo<sup>1</sup>

### RESUMEN

Las lianas son un componente importante en la estructura del bosque. La infestación de lianas en árboles de bosques manejados es un problema ampliamente estudiado, pero como el aprovechamiento forestal afecta a la comunidad de lianas es poco conocido. La estructura y diversidad de lianas fue estudiado en un bosque seco semideciduo de producción forestal en la provincia Ñuflo de Chávez, departamento Santa Cruz, Bolivia. Se registró cada liana mayor a 1.30 m de largo en cuatro tipos de sitios: claros por aprovechamiento de 1 año, claros naturales de 1 año, claros por aprovechamiento de 5 años y el interior del bosque. La densidad de lianas fue mayor en los claros por aprovechamiento de 5 años. La clase diamétrica con lianas < 1 cm de diámetro fue la más abundante en los cuatro sitios. Un total de 86 especies de lianas, clasificadas en 23 familias, fueron encontradas, siendo Bignoniaceae, Malpighiaceae y Sapindaceae las familias con mayor número de especies. Los claros de 5 años y sus bordes, así como el interior del bosque, tuvieron menor diversidad que los claros por aprovechamiento de 1 año. Los resultados mostraron que la abundancia de lianas aumentó y la diversidad disminuyó al pasar el tiempo. Este estudio pretende contribuir al conocimiento de la diversidad florística y a la ecología de la comunidad de lianas del bosque seco chiquitano.

**Palabras Claves:** Lianas, bosque seco semideciduo, claros naturales, aprovechamiento forestal, Bolivia.

### ABSTRACT

Lianas involve a very important component of the forest structure. The infestation of lianas in trees is a widely studied problem in managed forests, but how logging affects lianas is poorly known. The structure and diversity of the liana community in a dry semi-deciduous forest in the province Ñuflo de Chávez, department Santa Cruz, Bolivia were studied. Lianas longer than 1.30 m were registered in four sites: logged gaps of 1 and 5 years of age, natural tree fall gaps of 1 year and the forest interior. The density of lianas was higher in the logged tree gaps of five years. Comparing the four sites, the diameter classes of lianas < 1 cm diameter was the most abundant. A total of 86 species of lianas, classified into 23 families, were found, with Bignoniaceae, Malpighiaceae and Sapindaceae as the families with higher species richness. The 5 year-old logging gaps and borders as well as the interior of the forest were less diverse in climber species in comparison to the 1 year-old logging gaps. Liana abundance increases and liana diversity decreases, through time. This study aims to contribute to the knowledge of the floristic diversity as well as the liana community ecology in the dry chiquitano forest.

**Key words:** Bolivia, diversity, dry forest, logging, lianas, tree fall gaps.

<sup>1</sup> Instituto Boliviano de Investigación Forestal, Av. 2 de Agosto esq. 4 anillo. Casilla Postal 6204, Tel. 364-0852, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. vincent.vroomans@gmail.com

## INTRODUCCIÓN

Las lianas son un elemento estructural importante en los bosques tropicales, y a pesar de tener un alto valor para la gente por sus múltiples usos y de jugar un rol para la estructura, diversidad y dinámica del bosque (Gentry 1993; Bongers *et al.* 2002; Schnitzer y Bongers 2002), constituyen un grupo de plantas muy poco estudiado. Las lianas también ocupan un porcentaje significativo del dosel, inhiben la regeneración, e influyen en el crecimiento de plantines y de los árboles que infestan (Putz 1984; Fredericksen 1998; Pérez-Salicrup 2001b).

El aprovechamiento forestal en los bosques tropicales, implica un conjunto de actividades que puede afectar positiva o negativamente a las lianas; por ejemplo, la creación de claros aumenta la difusión de las lianas, la aplicación de tratamientos silviculturales como el corte de lianas en árboles comerciales, afecta su desarrollo (Fredericksen *et al.* 1999). Sin embargo, este grupo de plantas sabe aprovechar los disturbios, tanto en el bosque aprovechado como en los claros naturales de árboles caídos o provocados por incendios forestales. En los claros, las lianas pueden infestar y atrasar la recuperación de la estructura del bosque y utilizar estos disturbios para mantener o aumentar su diversidad y densidad (Babweteera *et al.* 2000; Schnitzer y Carson 2001).

Otro factor importante para la presencia de lianas en los bosques es el tiempo. Los claros y bosques secundarios de mayor edad contienen menor densidad de lianas, aunque al pasar el tiempo se aumenta el área basal de los individuos y la diversidad disminuye (DeWalt *et al.* 2000, Schnitzer y Carson 2001; Bongers *et al.* 2002).

Las lianas se pueden encontrar en diferentes tipos de bosques pero alcanzan su mayor diversidad en los bosques tropicales. Se conoce que en los bosques neotropicales éstas constituyen alrededor de un 25% de la riqueza de especies leñosas en los bosques del Neotrópico (Gentry 1991b; Schnitzer y Bongers 2002).

Cada bosque tiene sus propias condiciones ambientales y composición de especies que responden de manera específica a estas condiciones. Por esto, es necesario realizar estudios sobre las respuestas de las lianas a las condiciones específicas en los diferentes tipos de bosques. El Proyecto de Manejo Forestal Sostenible (BOLFOR I), a través de investigaciones y experimentos,

ha realizado una contribución importante para conocer la diversidad y el comportamiento de las lianas en los bosques del noreste de Santa Cruz en la Reserva Forestal del Bajo Paraguá y en la Concesión Forestal La Chonta. Estos estudios han evaluado los efectos del corte de lianas tanto en la regeneración, densidad y abundancia de las lianas (Sánchez-Acebo 1997), como en la infestación y regeneración de los árboles (Pérez-Salicrup 1998). Así también se ha evaluado la cantidad de lianas que rebrotan después de su corta (Alvira 2002, Terceros-Gamarra 2005).

En el bosque seco semideciduo chiquitano, que cuenta con una gran densidad de lianas (Toledo *et al.* 2001), no existen muchos inventarios florísticos que consideren lianas, a excepción del estudio realizado por Killeen *et al.* (1998) en el bosque seco de Lomerío. De la misma manera, no se han registrado estudios que cuantifiquen o comparen la diversidad, distribución y densidad de lianas en diferentes ambientes.

El presente estudio es uno de los primeros análisis de la estructura y diversidad de la comunidad de lianas de un bosque seco semideciduo con producción forestal en Santa Cruz, Bolivia. El objetivo fue conocer como las lianas responden al impacto del aprovechamiento forestal, en términos de densidad y diversidad, al considerar diferentes ambientes y el tiempo. Con los resultados obtenidos se pretende contribuir al conocimiento de la diversidad florística y la ecología de la población de lianas en el bosque seco chiquitano. Para optimizar el manejo forestal es muy importante conocer las relaciones ecológicas existentes entre árboles y lianas, ya que las lianas son un componente integral e importante de los bosques en Bolivia.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El presente estudio fue ejecutado en la empresa forestal INPA Parket, situada a unos 30 km al noreste de Concepción (16° 6' 45" S y 61° 42' 47" W) en la Provincia Ñuflo de Chávez, Santa Cruz, Bolivia. La región se encuentra en el Escudo Precámbrico, presenta suelos de poca profundidad, bien drenados a imperfectamente drenados, pero susceptibles a la erosión hídrica debido al terreno ondulado (SmartWood Program 1999-2002). El clima es subhúmedo, con una precipitación promedio anual de 1130 mm, una temperatura promedio anual

de 23 °C y una marcada estación seca de cinco meses que va desde mayo a agosto (Cordecruz 1994). El bosque de la región es clasificado como bosque seco semidecíduo chiquitano. El bosque presenta un dosel abierto compuesto en su mayoría por árboles que se encuentran deciduos en la época seca y árboles emergentes que llegan hasta los 30 m de alto. Las familias más importantes presentes en este bosque son: Leguminosae, Anacardiaceae, Bignoniaceae, Nyctaginaceae, Apocynaceae, Bombacaceae, Ulmaceae, entre otras (Beck *et al.* 1993; Ibisch y Mérida 2003).

El programa de investigación silvicultural a largo plazo (PISLP) del Instituto Boliviano de Investigación Forestal (IBIF) monitorea dos bloques de parcelas permanentes experimentales establecidos en INPA. En cada bloque existen cuatro parcelas de aproximadamente 25 hectáreas cada una. Estas parcelas representan cuatro tratamientos silviculturales con diferentes intensidades de aprovechamiento forestal (mayor información <http://www.ibifbolivia.org.bo>). La mayor parte del trabajo de campo fue realizado en estos bloques además de utilizar el área de aprovechamiento de 1998, ubicado aproximadamente a 8 km al norte del bloque 2.

### Diseño y muestreo

Todas las lianas (incluyen plantas trepadoras leñosas y herbáceas pero excluye hemiepipítas) mayores a 1.30 m de largo fueron medidas en cuatro tipos de sitios o tratamientos:

- Claros por aprovechamiento de 1 año (ubicados en el Bloque 1 en las parcelas con tratamiento silvicultural mejorado y normal del PISLP),
- Claros por aprovechamiento de 5 años (ubicados en el Área de Aprovechamiento Anual 1998),
- Claros naturales recientes de 1 año (localizados parcialmente en el Bloque 1 y otra parte en el Bloque 2),
- Interior del bosque (medido parcialmente en el Bloque 1 y en el Bloque 2).

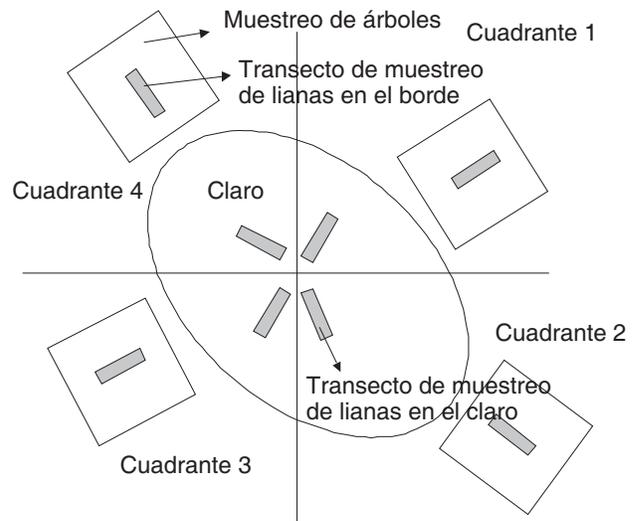
Cada uno de los cuatro tratamientos tuvo 14 repeticiones. En cada repetición se aplicó el siguiente muestreo (Figura 1):

- En el centro de cada claro se instalaron 4 transectos de 1 x 5 m, según el diseño de Schnitzer y Carson (2001), en cuatro cuadrantes (Norte, Sur, Este y Oeste). En cada cuadrante, un transecto fue instalado en dirección arbitraria de azimut. Cada

juego de cuatro transectos (20 m<sup>2</sup>) fue considerado como una unidad de muestreo.

- De la misma manera en la zona del borde de cada claro, cuatro transectos de 1 x 5 m fueron establecidos. El transecto comenzó a 5 m del borde del bosque.

Para cada liana se tomaron los siguientes datos: el diámetro, que fue medido a 1.30 m sobre el largo de la planta; estimación del largo de la planta y su identificación botánica. Para la determinación científica se colectaron muestras testigos, las mismas que fueron determinadas y están depositadas en los Herbarios USZ (Santa Cruz de la Sierra, Bolivia) y MO (Missouri Botanical Garden, Missouri, USA).



**Figura 1. Diseño del muestreo, a través de transectos, de las lianas en claros y en sus bordes.**

### Análisis de datos

Para cada sitio, la abundancia, densidad y número de especies de lianas fue determinado. El índice de Shannon Weaver fue usado para conocer la diversidad de lianas. Con la curva de especies-área la diversidad entre claros de diferente edad fue analizada (Fowler *et al.* 1998). Para determinar si existió alguna diferencia en los cuatro sitios en cuanto a la distribución de tamaños, se evaluó la densidad de lianas estableciendo cuatro clases diamétricas: tallos < 1 cm, de 1 – 1.9 cm, tallos entre 2 - 4.9 cm y > 5 cm de diámetro. La densidad de lianas, por las clases diamétricas, fue extrapolada a la hectárea.

Se utilizaron pruebas estadísticas de t pareada para analizar diferencias de la abundancia de lianas entre claros y sus bordes. Se aplicó ANDEVA para la densidad entre los diferentes tipos de sitios. Diferencias estadísticas entre los sitios fueron analizados con la prueba de Tukey para comparaciones múltiples.

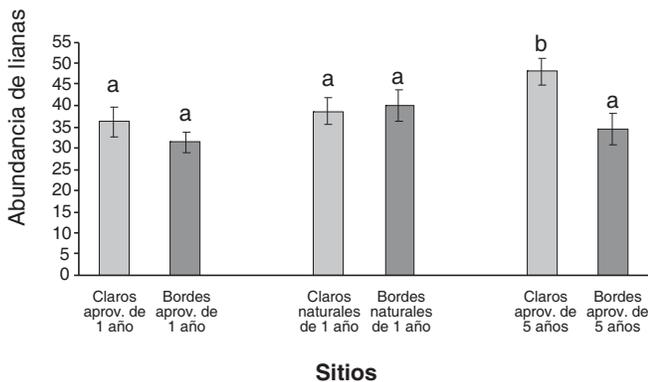
**RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

**Estructura de la comunidad de lianas**

**Abundancia de lianas después del aprovechamiento**

La abundancia de lianas, en los diferentes tipos de claros y sus bordes, es presentada en la Figura 2, donde se observa que los claros por aprovechamiento, y sus bordes, de 5 años registraron significativamente mayor abundancia de lianas ( $t = 2.7, p < 0.05$ ). Al comparar los claros por aprovechamiento de 1 año y de 5 años se observó una abundancia significativa de lianas en los claros más viejos ( $t = 2.1, p < 0.05$ ).

Un aumento gradual de la abundancia de lianas sobre el tiempo fue registrado también por Babwettera *et al.* (2000), con el incremento más fuerte en el primer año. Schnitzer *et al.* (2000) estudiaron la infestación de lianas en claros naturales por un largo plazo (13 años) y desarrollaron la retardora teoría de que anualmente un 7.5% de los claros entra a una fase de desarrollo que consiste en la dominancia de lianas por un largo tiempo. Esta dominancia reprime la regeneración de árboles y la posibilidad de volver a la estructura común o anterior del bosque.



**Figura 2. Comparación de la abundancia (promedio ± 1DS) de lianas entre los claros y sus bordes. Barras con letras diferentes son estadísticamente diferentes**

**Densidad de lianas por clases diamétricas**

La densidad promedio mínima de tallos de lianas, por unidad de muestreo (20 m<sup>2</sup>), fue de 0.7 en la clase > 5 cm y la densidad máxima de 40.1 en la clase < 1 cm. La densidad de lianas, por clases diamétricas, en los diversos sitios fue diferente sólo en las 2 primeras clases de menor diámetro (Tabla 1). Las lianas < 1 cm fueron significativamente más abundantes en los claros por aprovechamiento de 5 años y en el interior del bosque, pero menos abundante en los bordes de claros por aprovechamiento de 1 año ( $F=3.6, p < 0.05$ ). En el caso de las lianas entre 1 a 2 cm, la densidad en los bordes de los claros naturales fue significativamente mayor y menor en los claros por aprovechamiento de 1 año ( $F=2.3, p=0.04$ ).

La densidad estimada por hectárea, al considerar diferentes clases diamétricas de lianas, varió de 107 (> 5 cm) hasta 20,643 tallos (< 1 cm). Se observaron pocas lianas gruesas siendo las lianas delgadas (<1 cm) las que dominaron el paisaje. Los bordes de claros naturales presentaron una densidad significativa en la clase 1-2 cm. Una explicación para este resultado podría ser que los bordes forman una buena oportunidad para las lianas, tanto en entrada de luz como en vegetación, para apoyarse y poder crecer.

En el presente estudio se estimó un total de 107 lianas por ha (tallos >5 cm) en el interior del bosque. En el bosque seco de Lomerío, Killeen *et al.* (1998) obtuvieron una densidad mayor, 166 lianas por ha, en esta clase diamétrica.

En el bosque sub-húmedo de La Chonta se encontró una densidad de 1652 individuos ha<sup>-1</sup> de lianas > 2 cm en parcelas circulares alrededor de los árboles gruesos comerciales (Alvira 2002). Según Pérez-Salicrup *et al.* (2001), en el bosque de Oquiriquia se estimó una densidad alrededor de 2400 lianas > 2 cm ha<sup>-1</sup>. Estos estudios permiten distinguir que la densidad de lianas es variable según el diámetro considerado y el tipo de bosque. Sin embargo, las lianas son a menudo muy común en bosques que experimentan una pronunciada estación seca (Schnitzer y Bongers 2002).

Los resultados obtenidos en los claros por aprovechamiento del bosque seco en INPA mostraron una densidad que va de 1500 a 2700 tallos de lianas > 2 cm ha<sup>-1</sup>, con la mayor densidad en claros de 1 año. Otro estudio realizado en Lomerío, que consideró el impacto del aprovechamiento forestal en la vegetación

después de 1 año, estimó una densidad similar al de INPA (2641 tallos) de trepadoras 2 cm ha<sup>1</sup> (Toledo *et al.* 2001).

La densidad de lianas tiende a aumentar después de un disturbio, es así que el aprovechamiento forestal en INPA incrementó la densidad de lianas aproximadamente en un 23 %, sin embargo, este efecto fue más notorio

después de 1 año. El aumento no es alto, pero es un porcentaje adicional a la densidad de lianas ya bastante alta existente en el lugar. Aunque el desarrollo de lianas en los claros por aprovechamiento es parecido al de los claros naturales, no obstante, estas actividades forestales incrementan el número y superficie de claros en el bosque, aumentando así la densidad de lianas en el bosque.

**Tabla 1. Densidad de lianas (promedio  $\pm$  1 DS.), por unidad de muestreo (# individuos por 20 m<sup>2</sup>) y extrapolada (# individuos por ha), distribuidas en cuatro clases diamétricas y diferentes tipos de hábitat. Las letras indican diferencias significativas entre sitios (Tukey test, p<0.05).**

Hábitat	Clases diamétricas							
	$\varnothing < 1$		$\varnothing 1 - 1.9$		$\varnothing 2 - 4.9$		$\varnothing \geq 5$	
	ind./ 20 m <sup>2</sup> (s)	ind./ ha.						
Claros 1 año	28.3 (13.3) ab	14000	4.4 (2.6) a	2179	3.7 (2.8) a	1571	1.1 (1.3) a	321
Bordes 1 año	20.4 (6.2) b	10071	6.1 (3.2) ab	2893	5.6 (3.4) a	2429	0.9 (1.0) a	321
Claros naturales	28.7 (10.9) ab	14036	7.9 (4.1) ab	3464	4.8 (3.6) a	1607	1.0 (1.7) a	214
Bordes naturales	30.2 (14.2) ab	14464	9.0 (3.9) b	3786	5.1 (3.5) a	1536	0.9 (0.9) a	179
Claros 5 años	40.1 (13.8) a	20643	8.0 (5.3) ab	3464	4.2 (3.4) a	1464	0.7 (0.9) a	107
Bordes 5 años	27.6 (11.6) ab	13857	6.0 (3.8) ab	2857	4.0 (2.8) a	1357	1.6 (1.7) a	393
Interior de bosque	34.6 (13.0) a	16250	6.0 (3.9) ab	2000	3.1 (2.3) a	1107	1.1 (1.0) a	107

## Diversidad y composición florística de lianas

### Riqueza y composición florística

Al comparar la riqueza promedio de especies de lianas no se registraron diferencias significativas entre los cuatro sitios ( $F = 0.59$ ,  $p = 0.74$ ), aunque los claros naturales y sus bordes registraron el mayor número de especies acumulado por sitios (Tabla 2). El número total de especies de lianas (leñosas y herbáceas) encontradas en el bosque semidecuido de INPA fue de 86 especies (Anexo 1). En Santa Cruz un número similar de (morfo) especies fue encontrado en el bosque de Oquiriquia (Sánchez-Acebo 1997) y en el inventario florístico en Lomerío (Killeen *et al.* 1998). Sin embargo, Pérez-Salicrup (2001) estimó un número menor de especies de lianas (51) en un bosque al noreste de Bolivia.

En otros bosques tropicales, Putz (1984), encontró 65 especies de lianas en 1 ha en el bosque de la Isla de Barro Colorado en Panamá, mientras que en un bosque muy húmedo de tierras bajas en San Carlos de Río Negro, Venezuela, encontró 45 especies de lianas (Putz 1983). En una hectárea de bosque de tierra firme en la Reserva Cuyabeno de Ecuador se encontraron 98 especies de lianas (Balslev *et al.* 1998). Al realizar un mayor muestreo, un total de 2.4 hectáreas, de trepadoras

> 1 cm de diámetro, más de 300 especies de lianas fueron reconocidas en el Parque Nacional Yasuní, Ecuador (Burnham 2002). Estos datos nos indican que los diferentes bosques tropicales tienen una gran variación en el número de especies de lianas, y que mientras mayor sea el área de muestreo y las clases diamétricas consideradas, mayor será el número de especies.

Existen datos que por lo menos la mitad de familias de plantas vasculares tienen especies trepadoras, donde algunas familias como Malpighiaceae, Hippocrateaceae, Vitaceae y Convolvulaceae tienen trepadoras en la mayor parte o todos los géneros (Gentry 1991a). Las 86 especies de lianas encontradas en el bosque de INPA fueron agrupadas en 23 familias, siendo las más importantes, por su mayor abundancia de especies: Bignoniaceae, con 23 especies; Malpighiaceae con 10 y Sapindaceae con 9 especies. Las especies con mayor abundancia de individuos fueron *Urvillea laevis*, *Cydista decora*, *Arrabidaea fagooides* y *Arrabidaea florida*. La composición florística es un atributo del bosque diferente a la diversidad. En la diversidad el número de especies está relacionado con el número de individuos por especie, pero en la composición la pregunta es qué conjunto de especies se puede encontrar en los diferentes sitios (Anexo 1).

**Tabla 2. Comparación de la riqueza promedio de especies y total de la diversidad de lianas por sitios.**

Hábitat	Riqueza promedio	Riqueza total de especies	Índice Shannon Weaver
Claros 1 año	12.79	51	3.15
Bordes 1 año	11.93	39	2.99
Claros naturales	13.21	53	3.14
Bordes claros naturales	13.71	53	3.11
Claros 5 años	13.79	44	2.92
Bordes 5 años	12.57	43	3.00
Interior de bosque	13.01	43	2.87

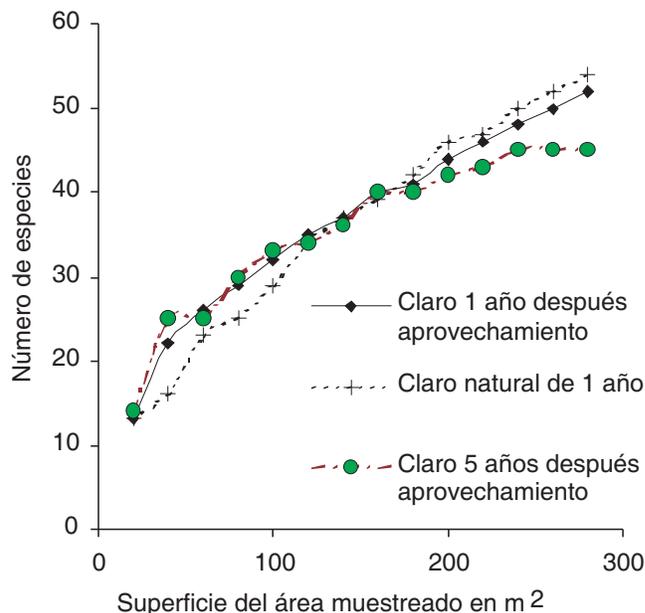
**Diversidad de lianas**

Para conocer la diversidad de lianas en los sitios estudiados se aplicó el índice de diversidad de Shannon Weaver (Tabla 2). Este índice muestra que los sitios más diversos fueron los claros de un año, tanto por aprovechamiento como los naturales, y el menos diverso fue el interior del bosque (Tabla 2).

Lo que fue consistente en estos datos es la similitud de diversidad de los dos tipos de claros de 1 año, aprovechado y natural. El resultado que ambos claros de 1 año fueron diferentes a los claros de 5 años, permite concluir que al parecer los claros jóvenes tienen una diversidad distinta (más alta) a la vegetación desarrollada. Este estudio confirma la posición de Schnitzer y Carson (2001), quienes mencionan que los claros contribuyen a la diversidad de lianas en el bosque. Pero esta ganancia de diversidad se va perdiendo en el tiempo, según los resultados obtenidos en este estudio (Figura 3).

En un bosque húmedo semideciduo en Uganda se encontró una relación entre la diversidad de lianas y la estructura del bosque (abertura del dosel), tamaño del claro y la edad del claro (Babweteera *et al.* 2000). La mayor diversidad fue encontrada a los 15 meses de edad y disminuyó hacia los 3 años. La relativa baja diversidad de lianas en los claros por aprovechamiento de 5 años en el bosque seco de INPA es similar a estos resultados.

Las lianas son un componente integral e importante para la estructura y diversidad de los bosques, especialmente en los bosques tropicales. Los sitios con recientes disturbios (claros y bordes de 1 año) mostraron una mayor diversidad de lianas, pero después de 5 años esta diversidad disminuyó. Podría ser que los claros no propician tanto un aumento de diversidad a largo plazo, pero provocan una mayor densidad de lianas que depende de la intensidad del disturbio.



**Figura 3. Comparación de las curvas de especie-área para ver la riqueza de especies acumulada de las lianas en los tres tipos de claros.**

La mayor parte de los bosques en las tierras bajas de Bolivia corresponden a bosques de transición (Beck *et al.* 1993, Ibisch y Mérida 2003), los mismos que tienen una alta densidad de lianas por factores aún poco conocidos. Estos bosques de lianas, forman una vegetación típica y proveen un sitio importante para estudiar las interacciones entre lianas y árboles (Fredericksen *et al.* 1999). A pesar que los bosques húmedos de transición localizados al noreste de Santa Cruz, son conocidos como bosques de lianas, éstos han reportado una menor densidad de lianas que el bosque seco chiquitano. Sin embargo, según los resultados analizados es importante considerar que los diferentes tipos de bosques tropicales varían considerablemente en su densidad y diversidad de lianas. Asimismo, la comparación de los resultados entre estudios es, a veces, difícil debido a los diferentes métodos de muestreo aplicados por los investigadores.

Parte del problema en la adquisición de conocimientos o encontrar patrones es la dificultad de producir un modelo general para estudiar la diversidad, ecología y comportamiento de lianas. Cabe destacar, sin embargo, el esfuerzo realizado por un grupo de expertos que buscaron incrementar la uniformidad de los inventarios de lianas dando recomendaciones sobre la ubicación de los puntos de medición del diámetro en tallos individuales, el establecimiento de diámetros mínimos de medición, la forma de tratar a grupos de tallos múltiples

y clones arraigados y la medición de tallos no cilíndricos (Gerwing *et al.* 2006). Como afirman los estudiosos de lianas, el uso de un protocolo estandarizado facilitará la comparación e incrementará el entendimiento de patrones globales de abundancia, diversidad, biomasa y dinámica de las lianas.

## AGRADECIMIENTOS

Un especial agradecimiento a Chemonics/USAID, a través del proyecto BOLFOR I, por el apoyo económico para realizar el presente estudio. Se agradece también a Francisco Salvatierra, Lidio López y Pedro Cuasase por su asistencia en las mediciones y a Carlos Sánchez y Arturo Justiniano por su apoyo logístico en el campo. Finalmente, a Niels Raes por su introducción en la aplicación de las técnicas para el muestreo, a Marielos Peña y Francis Putz por sus recomendaciones para el trabajo técnico, y a Lucia Lohmann por la asistencia en la identificación de las especies de la familia Bignoniaceae.

## BIBLIOGRAFÍA

- Alvira, R. D. C. 2002. Liana loads and post-logging liana densities after liana cutting in a lowland forest in Bolivia. Tesis de Maestría. Universidad de Florida, Gainesville, USA. 41 p
- Babweteera, F. A. J. Plumptre y J. Obua. 2000. Effect of gap size and age on climber abundance and diversity in Budongo Forest Reserve, Uganda. *African Journal of Ecology* 38(3): 230-237.
- Balslev, H. R. Valencia, G. Paz & Miño, H. Christensen y I. Nielsen. 1998. Species count of vascular plants in one hectare of humid lowland forest in Amazonian Ecuador. En: F. Dallmeir. & J. A. Comiskey (Eds.) *Forest Biodiversity in North, Central and South America, and the Caribbean: Research and Monitoring*. UNESCO, Paris, pp. 585-594.
- Beck, S. G., T. J. Killeen y E. García. 1993. Vegetación de Bolivia. En: Killeen, T.J., E. Garcia y S.G. Beck (Eds.). 1993. *Guía de árboles de Bolivia*. Missouri Botanical Garden, Herbario Nacional de Bolivia, pp. 6-24.
- Bongers, F., S. A. Schnitzer y D. Traore. 2002 The importance of lianas and consequences for forest management in West Africa. *Bioterre*, special issue 2002: 59-70.
- Burnham, R. J. 2002. Climbers of Yasuní National Park, Ecuador and their importance in tropical forests. *Memorias del Tercer Congreso Botánico del Ecuador*. Editores; A. Freire-Fiero y D. Neill. Pp.181-210.
- Coordecruz. 1994. Compendio meteorológico del departamento de Santa Cruz. SENAMHI. Santa Cruz. Bolivia.
- DeWalt, S. J., S. A. Schnitzer y J. S. Denslow. 2000. Density and diversity of lianas along a chronosequence in a central Panamanian tropical forest. *Journal of Tropical Ecology* 16: 1-19.
- Fredericksen, T. S., B. Mostacedo y M. Toledo. 1999. La corta de lianas: un tratamiento silvicultural económico para el manejo forestal en Bolivia. *Boletín BOLFOR* 18: 7-8.
- Fredericksen, T. S. 1998. La vegetación competitiva inhibe la regeneración de los bosques bolivianos? *Boletín BOLFOR* 13: 6-7.
- Gentry, A. H. 1993. Diversity and floristic composition of lowland forest in Africa and South America. En: P. Goldblatt (Ed.), *Biogeography of Africa and South America*. Yale University Press, New Haven, pp. 500-546.
- Gentry, A. H. 1991a. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. Pp. 146-194. In: S. H.

- Bullock, H. Mooney & E. Medina (eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, New York.
- Gentry, A. H. 1991b. The distribution and evolution of climbing plants. En: F. E. Putz & H. A. Mooney (Eds.) *The Biology of Vines*. Cambridge University Press, pp. 3-49.
- Gerwing J. J., S. A. Schnitzer, R. J. Burnham, F. Bongers, J. Chave, S. J. DeWalt, C. E. N. Ewango, R. Foster, D. Kenfack, M. Martínez-Ramos, M. Parren, N. Parthasarathy, D. R. Pérez-Salicrup, F. E. Putz & D. W. Thomas. 2006. A Standard Protocol for Liana Censuses. *Biotropica* 38(2): 256–261
- Ibisch, P. L. y G. Mérida. 2003. (Eds.). *Biodiversidad: la riqueza de Bolivia. Estado de conocimiento y conservación*. Ministerio de Desarrollo Sostenible. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Killeen, T. J., A. Jardim, F. Mamani & N. Rojas. 1998. Diversity, composition and structure of a tropical semideciduous forest in the Chiquitanía region of Santa Cruz, Bolivia. *Journal of Tropical Ecology*. 14: 803-827.
- Pérez-Salicrup, D. R. 2001. Effect of liana cutting on tree regeneration in a liana forest in Amazonian Bolivia. *Ecology* 82(2): 389-396.
- Pérez-Salicrup, D. R., Claros A., Guzman R., Licona J.C., Ledezna F., Pinard M. A. & Putz F. E. 2001. Cost and efficiency of cutting lianas in a lowland liana forest of Bolivia. *Biotropica* 33: 324-329.
- Pérez-Salicrup, D. R. 1998. Effects of cutting lianas on trees and tree seedlings in a tropical forest in Bolivia. PhD Dissertation. University of Missouri-St. Louis, Missouri, USA.
- Putz, F. E. 1984. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology* 65(6): 1713-1724.
- Putz, F. E. 1983. Liana biomass and leaf area of a terra firme forest in the Rio Negro Basin, Venezuela. *Biotropica* 15(3): 185-189.
- Sánchez-Acebo, L. 1997. *Regeneración de bejucos después del corte, en un bosque tropical estacional del Bajo Paraguá*. Tesis de Licenciatura. UAGRM. Santa Cruz, Bolivia. 47 p.
- Schnitzer, S. A., J. W. Dalling & W. P. Carson. 2000. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. *Journal of Ecology* 88: 655-666.
- Schnitzer, S. A. y F. Bongers. 2002. The ecology of lianas and their role in forests. *Trends in Ecology & Evolution* 17(5): 223-230.
- Schnitzer, S. A. y W. P. Carson. 2001. Treefall gaps and the maintenance of species diversity in a tropical forest. *Ecology* 82(4): 913-919.
- SmartWood Program. 1999-2002. *Resumen Público de Certificación de INPA Parket Ltda. Propiedad Amazonic*.
- Terceros-Gamarra, C. 2005. Densidad, cobertura y altura de bejucos en claros formados por árboles con y sin corta antes del aprovechamiento. *Kempffiana* 1(1):21-28.
- Toledo, M., T. S. Fredericksen, J. C. Licona & B. Mostacedo. 2001. *Impactos del aprovechamiento forestal en la flora de un bosque semideciduo pluviestacional de Bolivia*. Documento Técnico 106 Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia.

Anexo 1. Lista de las especies de lianas ordenadas por familia, con información de nombre científico y sitio en que se encontró la especie. B1A = Bordes 1 año después aprovechamiento, C1A = Claros 1 año después aprovechamiento, B1N = Bordes después de 1 año, C1N = Claros naturales después de 1 año, B5A = Bordes 5 años después aprovechamiento, C5A = Claros 5 años después aprovechamiento, Int. = Interior del bosque. x = presencia y 0 = ausencia.

Familia	Nombre científico	B1A	C1A	B1N	C1N	B5A	C5A	Int.
Acanthaceae	<i>Anisacanthus boliviensis</i>	x	x	x	x	x	x	x
Amaranthaceae	<i>Pfaffia grandiflora</i>	x	x	x	x	x	x	x
Apocynaceae	<i>Forsteronia pubescens</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Forsteronia spicata</i>	x	x	x	x	x	x	x
Asclepiadaceae	<i>Marsdenia macrophylla</i>	0	0	0	x	x	x	0
	<i>Matelea denticulata</i>	0	0	x	x	0	0	0
	<i>Oxypetalum erianthum</i>	0	x	0	x	0	0	0
Asteraceae	<i>Dasyphyllum brasiliense</i>	0	0	x	0	x	x	x
	<i>Mikania cf. variifolia</i>	0	x	0	0	0	0	0
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma bracteolatum</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Amphilophium paniculatum</i>	0	0	x	0	x	x	0
	<i>Arrabidaea aff. pubescens</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Arrabidaea cf. celaitroides</i>	x	x	x	x	0	0	x
	<i>Arrabidaea craterophora</i>	0	0	x	0	0	0	x
	<i>Arrabidaea fagooides</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Arrabidaea florida</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Arrabidaea pearcei</i>	x	0	x	0	0	0	0
	<i>Arrabidaea poeppigii</i>	0	0	0	x	x	0	x
	<i>Clytostoma callistegioides</i>	0	0	0	0	0	x	0
	<i>Clytostoma sp.</i>	x	x	x	0	x	x	0
	<i>Clytostoma uleanum</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Cydista decora</i>	x	x	x	x	x	x	x
	Desconocidos (2)	0	0	x	x	x	0	0
	<i>Lundia sp.</i>	0	x	0	0	x	x	0
	<i>Macfadyena uncata</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Manaosella cordifolia</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Mansoa verrucifera</i>	0	0	0	x	0	0	0
	<i>Melloa quadrivalvis</i>	x	x	x	0	x	x	x
	<i>Perianthomega vellozoi</i>	x	x	x	x	0	0	x
	<i>Pleonotoma melioides</i>	x	x	x	x	x	x	x
Convolvulaceae	<i>Ipomoea hieronymi</i>	0	0	x	x	0	0	0
Cucurbitaceae	<i>Cayaponia aff. glandulosa</i>	0	x	0	0	0	0	0
	Desconocidos (2)	0	x	x	0	0	0	0
	<i>Fevillea aff. trilobata</i>	0	x	0	0	0	0	0
	<i>Psiguria cf. ternata</i>	x	0	0	0	0	0	0
	<i>Siolmatra brasiliensis</i>	x	0	x	x	x	x	x
Dioscoreaceae	Desconocido1	0	x	0	0	0	x	0
	<i>Dioscorea hasslerana</i>	0	0	x	0	0	0	0
Euphorbiaceae	<i>Dalechampia sylvestris</i>	0	x	x	x	0	x	x
	<i>Plukenetia tamnoides</i>	0	0	0	x	0	0	x
	<i>Plukenetia tamnoides</i>	0	x	0	0	0	0	0
	Desconocido1	0	x	0	0	0	0	0
Fabaceae	<i>Acacia cf. macbridei</i>	x	x	x	x	x	x	x
	Desconocido 1	0	0	x	x	0	0	0
	Desconocido 2	0	0	x	0	0	0	0
	<i>Machaerium cf. isadelphum</i>	x	x	x	x	0	0	1
	<i>Machaerium subrhombiforme</i>	x	x	0	0	x	0	0
Hippocrateaceae	<i>Hippocratea volubilis</i>	x	x	x	x	x	x	x
Liliaceae	<i>Herreria montevidensis</i>	x	x	x	0	0	0	0

## Cont. Anexo 1.

Familia	Nombre científico	B1A	C1A	B1N	C1N	B5A	C5A	Int.
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis lutea</i>	0	x	0	0	0	0	0
	<i>Banisteriopsis muricata</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Dicella macroptera</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Heteropterys cochleosperma</i>	0	0	x	x	x	x	x
	<i>Heteropterys rubiginosa</i>	x	x	x	x	x	0	0
	<i>Hiraea fagifolia</i>	0	0	0	0	0	x	0
	<i>Mascagnia chlorocarpa</i>	0	0	0	x	0	0	0
	<i>Mascagnia divaricata</i>	0	x	0	0	0	0	0
	<i>Peixotoa cordistipula</i>	0	0	0	x	x	0	0
Nyctaginaceae	<i>Tetrapteryx suaveolens</i>	0	0	0	x	0	0	x
Desconocido 1		x	0	x	x	x	x	0
Passifloraceae	<i>Passiflora amethystina</i>	0	x	0	x	0	0	0
Polygalaceae	Desconocido 1	x	x	x	x	x	x	x
Rhamnaceae	<i>Gouania mollis</i>	0	0	x	x	0	0	x
Rubiaceae	<i>Paedera brasiliensis</i>	0	0	0	x	0	0	0
Sapindaceae	<i>Serjania aculeata</i>	0	x	0	x	x	x	0
	<i>Serjania altissima</i>	x	0	x	0	0	0	x
	<i>Serjania confertiflora</i>	0	0	x	0	0	0	0
	<i>Serjania crassifolia</i>	0	x	x	x	x	x	x
	<i>Serjania hebecarpa</i>	0	x	x	x	x	x	x
	<i>Serjania marginata</i>	0	0	0	0	0	x	0
	<i>Serjania sphaerococca</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Thinouia paraguayensis</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Urvillea laevis</i>	x	x	x	x	x	x	x
Smilacaceae	<i>Smilax</i> sp 1.	0	x	0	0	0	0	0
	<i>Smilax</i> sp 2.	0	0	x	0	0	0	0
Trigoniaceae	<i>Trigonia boliviana</i>	x	x	x	x	x	x	x
Vitaceae	<i>Cissus erosa</i>	0	0	0	x	0	0	0
	<i>Cissus sicyoides</i>	x	x	x	x	x	x	x
	<i>Cissus sulcicaulis</i>	0	x	0	0	0	0	0
	<i>Cissus tinctoria</i>	x	x	x	x	x	x	x
	Desconocido 1		0	0	0	0	x	x
Familias Desconocidas	Desconocido 2	x	x	0	x	0	0	0
	Desconocido 3	0	0	x	0	0	0	x
	Desconocido 4	0	0	0	0	0	0	x
	Desconocido 5	0	0	0	0	0	x	0