



**Lyonia 8(2) 2005 - Dry Forest Biodiversity and
Conservation 1: Biodiversity**

Volume 8(2)

December 2005

ISSN: 0888-9619

Introduction

In 2001, the 1. Congress of Conservation of Biological and Cultural Diversity in the Andes and the Amazon Basin in Cusco, Peru, attempted to provide a platform to bridge the existing gap between Scientists, Non Governmental Organizations, Indigenous Populations and Governmental Agencies. This was followed by a 2. Congress in 2003, held in Loja, Ecuador together with the IV Ecuadorian Botanical Congress. The most important results of these conferences were published in *Lyonia* 6 (1/2) and 7 (1/2) 2004.

Since then, the "Andes and Amazon" Biodiversity Congress has become a respected institution, and is being held every two years in Loja, Ecuador, where it has found a permanent home at the Universidad Tecnica Particular.

In 2005, the 3. Congress on Biological and Cultural Diversity of the Andes and Amazon Basin joined efforts with the 2. Dry Forest Congress and the 5. Ecuadorian Botanical Congress, to provide an even broader venue.

The Tropical Dry Forests of Latin America as well as the Andes and the Amazon Basin represent one of the most important Biodiversity-Hotspots on Earth. At the same time, both systems face imminent dangers due to unsustainable use.

Attempts of sustainable management and conservation must integrate local communities and their traditional knowledge. Management decisions need to include the high importance of natural resources in providing building materials, food and medicines for rural as well as urbanized communities. The traditional use of forest resources, particularly of non-timber products like medicinal plants, has deep roots not only in indigenous communities, but is practiced in a wide section of society. The use of medicinal herbs is often an economically inevitable alternative to expensive western medicine. The base knowledge of this traditional use is passed from one generation to the next. Especially the medical use represents a highly dynamic, always evolving process, where new knowledge is constantly being obtained, and linked to traditional practices.

An increased emphasis is being placed on possible economic benefits especially of the medicinal use of tropical forest products instead of pure timber harvesting, an approach particularly appealing to countries with difficult economic conditions. Most research efforts, due to lack of manpower, time and resources, focus only on either biodiversity assessments or ethnobotanical inventories, or try to implement management and use measures without having a sound scientific base to do so. Often the needs of the local populations, e.g. their dependency on plant resources for health care are entirely ignored.

Lyonia presents the most important papers of these three conferences in parts of its 2005 and 2006 issues.

Lyonia 8(2) 2005 - Dry Forest Biodiversity and Conservation 1: Biodiversity

Lyonia 9(1) 2006 - Biodiversity and Cultural Diversity in the Andes and Amazon 1: Biodiversity

Lyonia 9(2) 2006 - Dry Forest Biodiversity and Conservation 2: Propagation and Conservation Strategies

Lyonia 10 (1) 2006 - Biodiversity and Cultural Diversity in the Andes and Amazon 2: Forest Conservation Strategies

Lyonia 10 (2) March 2006 - Biodiversity and Cultural Diversity in the Andes and Amazon / Dry Forest Conservation: Ethnobotany and Forest Use

Editorial Board

Editor-in-Chief

Rainer Bussmann

Contact Information

Surface mail:

Lyonia

Harold L. Lyon Arboretum

3860 Manoa Rd. Honolulu, HI 98622 USA

Phone: +1 808 988 0456

e-mail: lyonia@lyonia.org

Editorial Board

Balslev, Henrik, University of Aarhus, Denmark

Brandt, Kirsten, Denmark

Bush, Marc, Florida Institute of Technology, USA

Cleef, Antoine, University of Amsterdam, Netherlands

Cotton, Elvira, University of Aarhus, Denmark

Goldarazena, Arturo, NEIKER, Spain

Geldenhuis, Coert, FORESTWOOD, South Africa

Goikoetxea, Pablo G., NEIKER, Spain

Gradstein, Rob, University of Goettingen, Germany

Gunderson, Lance, Emory University, USA

Hall, John B., University of Bangor, United Kingdom

Janovec, John, BRIT, USA

Joergensen, Peter, Missouri Botanical Garden, USA

Kilpatrick, Alan, San Diego State University, USA

Kueppers, Manfred, University of Hohenheim, Germany

Lovett, Jon C., University of York, United Kingdom

Lucero Mosquera, Hernan P., Universidad Tecnica Particular Loja, Ecuador

Matsinos, Yiannis G., University of the Aegean, Greece

Miller, Marc, Emory University, USA

Navarete Zambrano, Hugo G., Pontificia Universidad Catolica Quito, Ecuador

Onyango, John C., Maseno University, Kenya

Pritchard, Lowell, Emory University, USA

Pitman, Nigel, Duke University, USA

Pohle, Perdita, University of Giessen, Germany

Poteete, Amy R., University of New Orleans, USA

Sarmiento, Fausto, University of Georgia, USA

Sharon, Douglas, University of California at Berkeley, USA

Silman, Miles, Wake Forest University, USA

Thiemens, Mark H., University of California San Diego, USA

Ulloa, Carmen, Missouri Botanical Garden, USA

Wilcke, Wolfgang, Technical University Berlin, Germany

Yandle, Tracy, Emory University, USA

Zimmermann, Reiner, Max Planck Institute for Ecosystem Research, Jena, Germany

What is Lyonia?

What is Lyonia?

Lyonia is an electronic, peer-reviewed, interdisciplinary journal devoted to the fast dissemination of current ecological research and its application in conservation, management, sustainable development and environmental education. Manuscript submission, peer-review and publication are entirely handled electronically. As articles are accepted they are automatically published as "volume in progress" and immediately available on the web. Every six months a Volume-in-Progress is declared a Published Volume and subscribers receive the table of Contents via e-mail.

Lyonia seeks articles from a wide field of disciplines (ecology, biology, anthropology, economics, law etc.) concerned with ecology, conservation, management, sustainable development and education in mountain and island environments with particular emphasis on montane forest of tropical regions.

In its research section Lyonia published peer-reviewed scientific papers that report original research on ecology, conservation and management, and particularly invites contributions that show new methodologies employing interdisciplinary and transdisciplinary approaches. The sustainable development and environmental education section contains reports on these activities.

Table of Contents

Volume 8(2)

Studies in the protected dry forest Jerusalem

Estudio del Bosque Seco en el Bosque Protector Jerusalem

Mauricio Guerrón¹, Ángel Orellana¹, Anelio Loo², Jairo Zambrano² [5-18]

Vegetation Development before, during, and after El Niño 1997/98 in Northwestern Perú

Michael Richter [19-27]

Diversity bats of dry forest and cocoa plantation

Diversidad de murciélagos de un bosque seco y un cacaotal

Elmara S, Rivas-Rojas² [29-39]

Floristic composition and conservation status of the dry forests in Ecuador

Composición florística y estado de conservación de los bosques secos del sur-occidente del Ecuador.

Zhofre Aguirre Mendoza¹., Lars Peter Kvist². [41-67]

“Spatial analysis to determine priority conservation areas of dry ecosystems in two interandean valleys of Valle del Cauca- Colombia”

“Análisis espacial para determinar áreas prioritarias para la conservación de ecosistemas secos en dos valles interandinos del Valle del Cauca – Colombia”

Galindo, Gustavo*¹, Cabrera, Edersson², Londoño, Camilo³ [69-83]

Studies in the protected dry forest Jerusalem

Estudio del Bosque Seco en el Bosque Protector Jerusalem

Mauricio Guerrón¹, Ángel Orellana¹, Anelio Loo², Jairo Zambrano²

¹ Gobierno de la Provincia de Pichincha, Bosque Protector Jerusalem, Manuel Larrea 117 (N13-45) y Antonio Ante. E-mail: e_guerron@hotmail.com., ² Herbario QCA, Escuela de Biología, P. Universidad Católica del Ecuador.

December 2005

Download at: <http://www.lyonia.org/downloadPDF.php?pdfID=2.399.1>

Studies in the protected dry forest Jerusalem

Resumen

El presente estudio intenta conocer a mediano y largo plazo la dinámica poblacional de las especies de tres parcelas de una hectárea. La parcela No. 1 presenta una sola especie *Acacia macracantha*. En la parcela No. 2 se registraron dos especies *Acacia macracantha* y *Tecoma stans*. En la parcela No. 3 se registraron 3 especies *Acacia macracantha*, *Tecoma stans* y *Buddleja bullata*. El Bosque de la parcela No. 1 presenta una estructura resultado de impactos ambientales de origen antrópico recientes, dando como resultado la inexistencia de árboles juveniles y árboles con alturas y diámetros mayores. El bosque de las parcelas 2 y 3 puede considerarse como secundario maduro; presenta un buen estado de conservación.

Introducción

El Ecuador es considerado como uno de los países más diversos en especies de plantas. Se calcula que existen entre 16.000 y 20.000 especies de plantas vasculares. Sin embargo, regiones como la sierra y la costa han sufrido un proceso de deforestación continuo. La vegetación actualmente se restringe a relictos de bosque dispersos e inconexos, como es el caso de los bosques secos de altura, localizados en valles secos interandinos como: el Chota, Hoya de Guayllabamba (Gentry 1977; Balslev & Renner 1989).

Los estudios botánicos realizados en las zonas de Matorral Espinoso Montano Bajo se han concentrado en inventarios y fenología (Cañadas 1983; Cerón & Montesdeoca 1991; Bravo 1980), mientras que las investigaciones sobre la ecología se han desarrollado mayormente en bosques secos de la costa como es el caso de Cerro Pechiche (Josse & Balslev 1994) y otro estudio realizado en la Isla Puná (Madsen 1991).

En este documento se presentan los resultados obtenidos del estudio de 3 parcelas, de 1 hectárea cada una, para el monitoreo permanente de la vegetación. Este trabajo toma importancia debido que es el único bosque seco de altura más grande existente en Ecuador y probablemente de Sudamérica.

El Parque de Recreación y Bosque Protector Jerusalén (Parque Jerusalén) tiene una extensión de 1.109 Ha y está bajo la administración del Consejo Provincial de Pichincha desde 1980. Se localiza en las coordenadas (Ver Fig 1):

:

Norte: 00°00'51"N y 78°21'06"W

Sur: 00°02'06"W

Este: 00°00'43"S y 78°21'06"W

Oeste: 00°00'19"S y 78°24'08"W

Figura 1



Figura 1: Ubicación del Parque Jerusalem

Existen grandes contrastes climáticos como la precipitación anual promedio de 574 mm; temperaturas máximas de 29°C y mínimas de 3°C, con un promedio anual de 16,7° C. Los suelos son arenosos y presentan un alto grado de erosión debido al agua y especialmente al viento que presenta velocidades, en épocas de verano, de 65 Km/h con picos registrados de 140 Km/h (Ver Fig. 2,3,4; Estación Meteorológica INAMHI, Malchinguí; FLOREMIT 1998 - 2001, Guerrón 2002a).

Figura 2

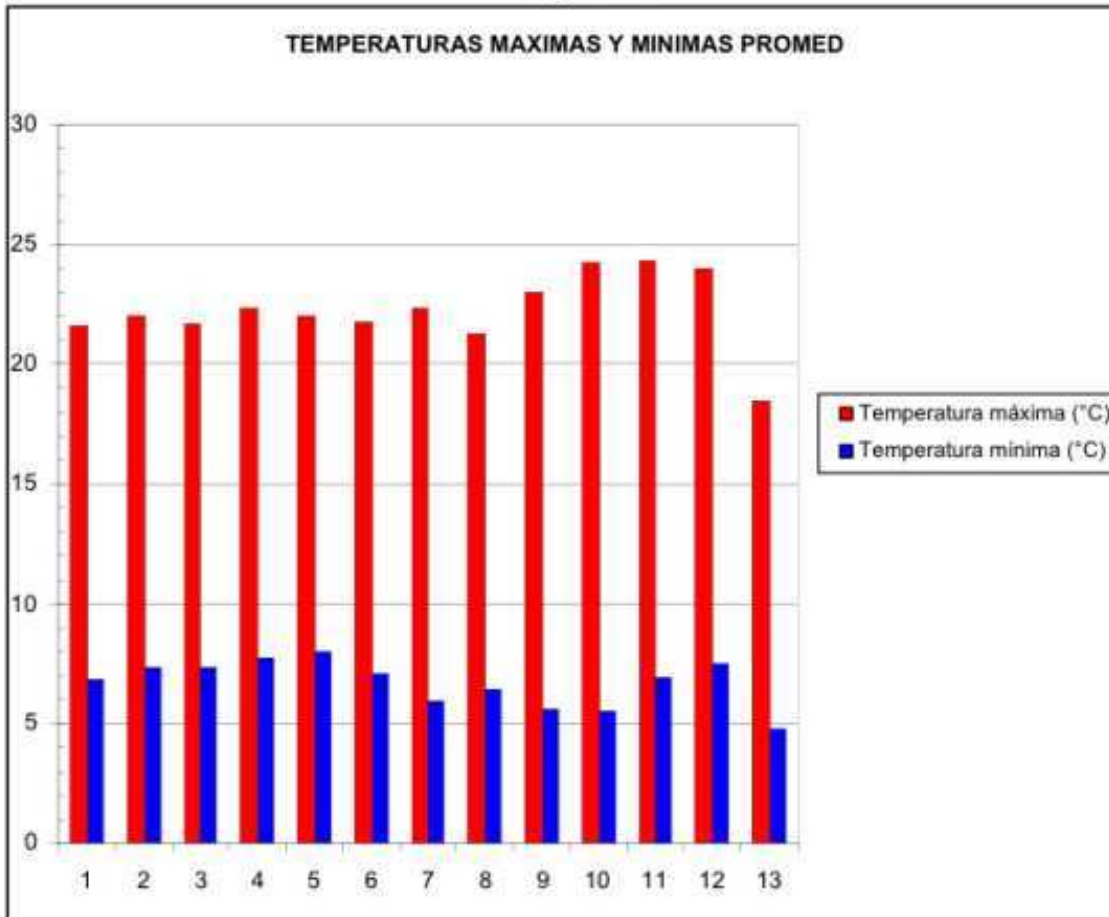


Figura 2: Temperaturas Máximas y Mínimas Promedio

Figura 3

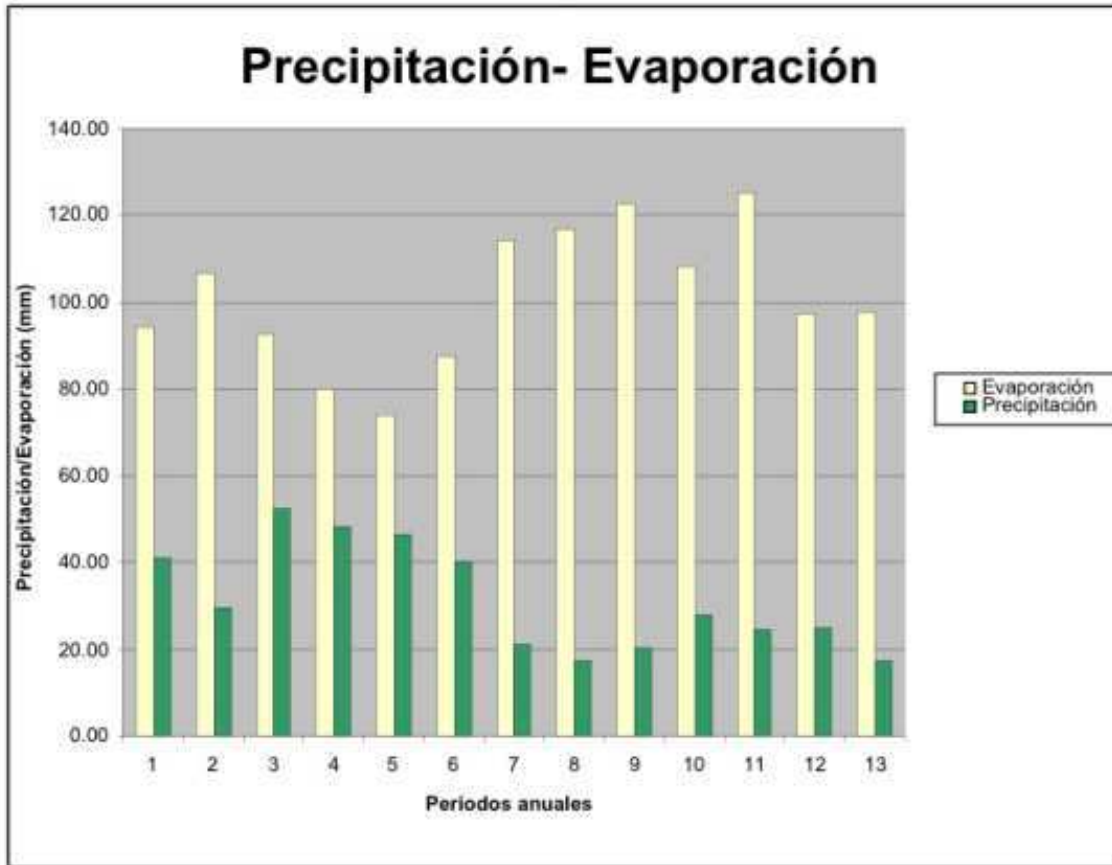


Figura 3: Precipitación y Evaporación

Figura 4

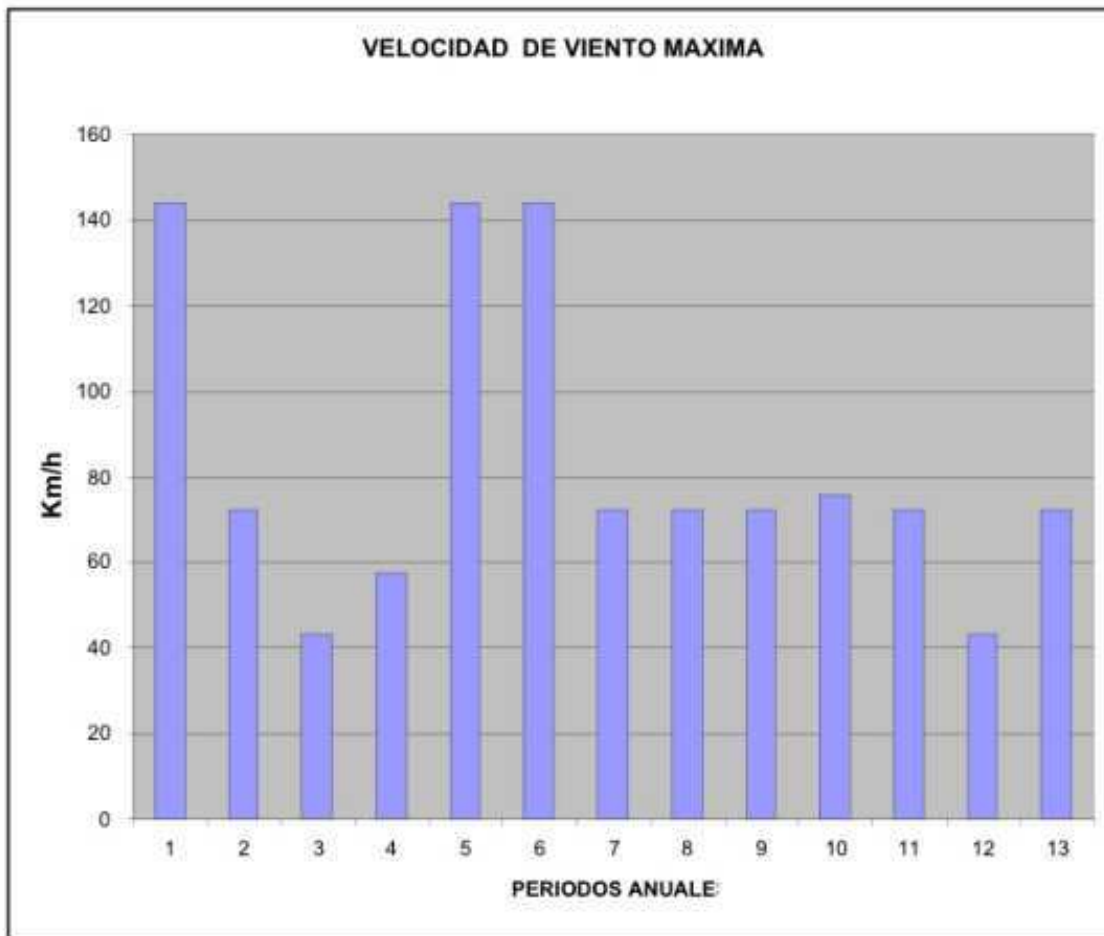


Figura 4: Velocidad del Viento

La vegetación del Parque Jerusalén corresponde a un Matorral Espinoso Montano Bajo (Cañadas 1983), dominado por árboles de algarrobo *Acacia macracantha* sobre los cuales se ha desarrollado una abundante vegetación epífita. También existen cactus de varios géneros y vegetación arbustiva presente en zonas de bosque en regeneración.

Materiales y Métodos

El trabajo de campo fue realizado de enero a septiembre del 2002. Se delimitaron 3 áreas de 100 x 100 m con estacas de eucalipto de 40 cm. pintadas de color rojo (con el apoyo del equipo de topógrafos de la Dirección de Planificación del H. Consejo Provincial) y se subdividieron en 25 unidades de 20 metros que a su vez fueron divididas en polígonos de 5 m, para esto se utilizó tubos pvc de media pulgada pintados de color rojo (Ver Figuras 5,6,7).

Figura 5

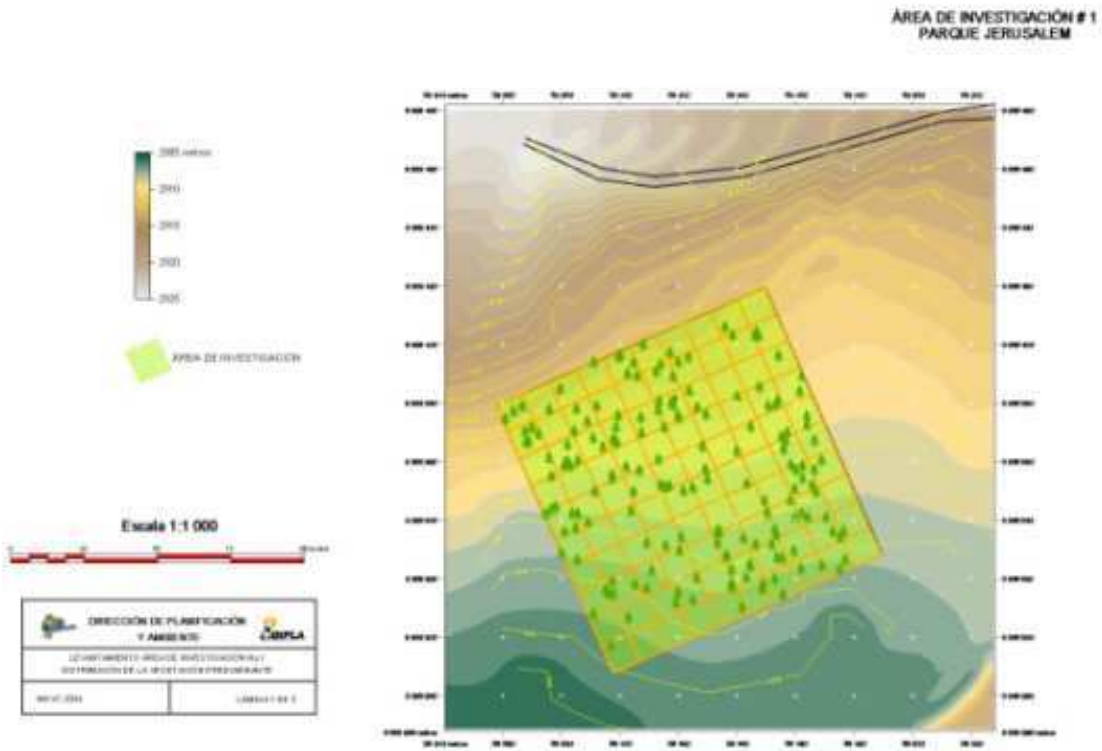


Figura 5: Área de Investigación No. 1

Figura 6

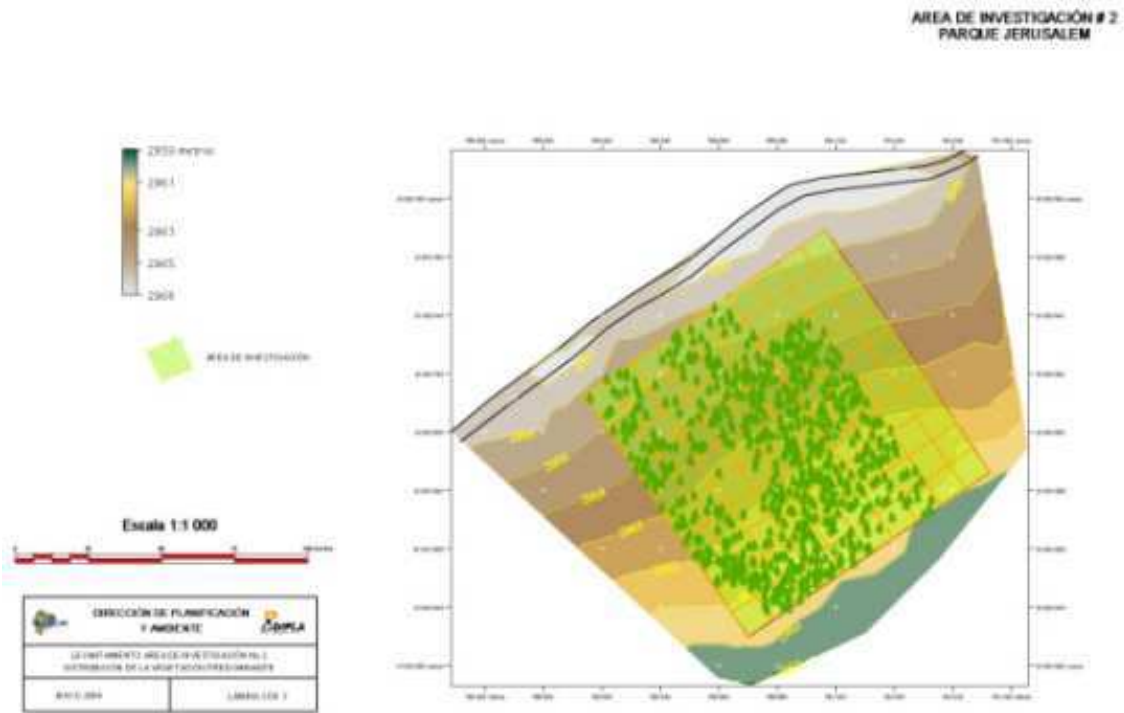


Figura 6: Área de Investigación No. 2

Figura 7

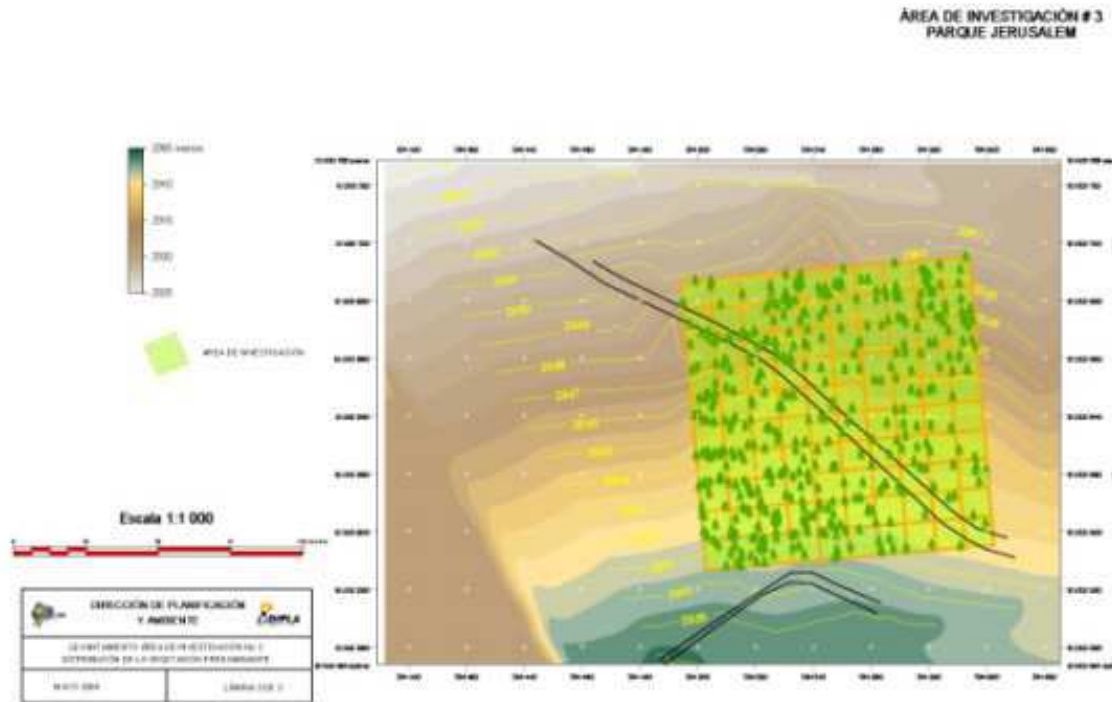


Figura 7: Área de Investigación No. 3

Se incluyeron en el estudio todas las plantas leñosas de crecimiento libre con un diámetro a la altura del pecho (dap) ≥ 10 mm. Se censaron las plantas cuyo tallo erecto sea de por lo menos 10mm de diámetro a 1,30m del suelo (siguiendo la curvatura principal del tallo). Esto significa que un tallo con dap de 9,99 mm. a 1,30m no entra en el censo.

En este estudio no se incluyen las hierbas, cactus y arbustos. Se excluyeron todas las plantas con dap $\leq 9,99$ mm.

La recolección de datos se realizó en equipos de tres personas. Así la primera persona tomó las medidas de las plantas usando un calibre, cinta diamétrica, regla de 1,30m. La segunda persona registró en la hoja de datos la información incluyendo el mapeo de los árboles que consiste en representar cada árbol mediante un punto en una hoja. Cerca del punto se escribe su número y se traza una línea al rededor de este para evitar confusiones. Los mapas se computarizaron, para esto se asignaron coordenadas a cada punto levantado.

La tercera persona se encargó de colocar la placa con el número correspondiente, poner cinta y pintar el individuo en el sitio de medición.

Todas las plantas calificadas se marcaron con placas numeradas de madera (entre tanto se pueda cambiar el material por placas de aluminio u otro material de mayor resistencia) y fueron amarradas con una piola plástica.

Los especímenes de las parcelas fueron identificados directamente en el campo. Las muestras no identificadas se recolectaron y fueron prensados y secados a la manera convencional. La identificación se la hizo mediante la comparación con especímenes del Herbario QCA de la Universidad Católica.

La metodología empleada en el presente estudio es el resultado de una adaptación de los métodos estandarizados para monitoreo de la vegetación empleados tanto en la Isla de Barro Colorado (Panamá) como en el Proyecto Dinámica del Bosque Húmedo de Yasuní. (Amazonía Ecuatoriana, Magard, E. & J.C. Svenning 1995; Guerrón 2002b).

Resultados y Discusión

Riqueza de Especies

La parcela No. 1 presenta 1 especie *Acacia macracantha*. En la parcela No. 2 se registraron 2 especies: *Acacia macracantha* y *Tecoma stans*. En la parcela No. 3 se registrarón 3 especies: *Budleja bullata*, *Acacia macracantha* y *Tecoma stans*.

La diversidad del Parque Jerusalén es baja con relación otros inventarios realizados en bosque seco de la costa donde se encontraron 37 especies en una hectárea en el Cerro Chivito y 27 especies en la Isla Puná. Se podría pensar que existe correlación entre la diversidad y la precipitación (Gentry 1986). Sin embargo, la cantidad de lluvia del Parque Jerusalén es similar a la registrada en el estudio de Josse (1997) que alcanza los 650 mm y la registrada en la Isla Puna con 500mm (Ver Tabla 1).

Tabla 1.

Fuente:	Localidad:	Area examinada:	Precipitación (mm):	Total familias:	Total especies:
Gentry 1982	Blohn Ranch, Venezuela	0.1 Ha	1400	31	68
Gentry 1982	Boca de Uriche, Venezuela	0.1 Ha	1200	20	259
Cerón 1994	Localidad 1: Ambuquí	0.01 Ha	500 - 1000	18 - 19	29 - 32
	Localidad 2: entre Salinas y El Juncal	0,01 Ha	250 - 500	13	22
	Localidad 3: cerca entrada a Salinas	0.01 Ha	250 - 500	18 - 19	29 - 32
	Localidad 4: Puente Río Pisque	0.01 Ha	500 - 100	20	29- 32
	Localidad 5: Puente Río Guayllabamba		250 - 500	18 - 19	
	Localidad 6: Camino Mitad del Mundo - Malchingui		250 - 500	18 - 19	34
Josse & Balslev 1994	Pechiche	1 Ha	650	22	37
	Isla Puna (Ecuador)	1Ha	500		

Este estudio: Área de Investigación No1.	Parque Ecológico Recreacional y Turístico Jerusalem	1Ha	574	1	1
Área de Investigación No. 2		1Ha		4	4
Área de Investigación No. 3		1Ha		3	3

La diversidad vegetal en otros valles secos interandinos como por ejemplo en el Valle del Chota también es baja y se reduce a relictos de vegetación pionera y unos cuantos árboles de algarrobo dispersos. Probablemente debido a que la zona ha sido dedicada a la agricultura intensiva.

Las observaciones realizadas tanto en Carchi como Imbabura nos permiten pensar que existe dificultad en conocer la composición y estructura originales de los valles secos interandinos y poder compararla con el bosque del Parque Jerusalén, debido a que esta región ha sufrido impactos por parte del hombre desde antes de la conquista de los españoles.

No obstante, la dominancia de una sola especie en el bosque del Parque Jerusalén es una característica compartida por otros ecosistemas, como por ejemplo el bosque de los Arrayanes que es un relictos de Bosque Andino de una extensión de 60 Ha dominado por *Myrcianthes sp.*, ubicado en las proximidades de la ciudad de San Gabriel en la Provincia del Carchi.

Otro ejemplo son los remanentes de bosque del páramo dominados por *Polylepis sp.* en el páramo de Papallacta o las grandes extensiones de bosque *Podocarpus sp.* existentes en el Parque Nacional Podocarpus en la Provincia de Loja.

Densidad

En la parcela No. 1 se encontraron un total de 154 árboles de algarrobo *Acacia macracantha*, que representa el 100% de densidad.

En la parcela No. 2 se encontraron 622 árboles. *Acacia macracantha* tiene una densidad del 76,52% mientras que *Tecoma stans* presenta el 0,32%.

La parcela No. 3 presenta 438 árboles. Los algarrobos presentan una densidad de 99,54%, *Buddleja bullata*, 0,23% y *Tecoma stans* 0,23%.

El algarrobo es la especie dominante del bosque, posiblemente debido a que se adapta con facilidad a condiciones ambientales extremas de sequía, temperatura ambiental fluctuante, elevada evaporación de la humedad del suelo, suelos arenosos con una delgada capa de humus.

Buddleja bullata, y *Tecoma stans* presentan densidades bajas. Esto podría explicarse porque son especies endémicas raras de la hoya de Guayllabamba (Gentry 1992).

Tallos múltiples

En la parcela No. 1 se encontraron tallos múltiples en un total de 154 árboles de algarrobo.

En la parcela No. 2 se encontraron 478 tallos múltiples. De los cuales el 76,52% son algarrobos y el 0,32% son cholanes *Tecoma stans*.

En la parcela No. 3 se encontraron 63 tallos múltiples, de los cuales 13,92% son algarrobos y 0,68% son quishuares *Buddleja bullata*.

Valencia (1995) sugiere que los árboles con tallos múltiples tienen ventajas adaptativas como la mejor captación de luz de diferentes direcciones sobre los que tienen un solo tallo especialmente en procesos de regeneración vegetal. Esto se ajusta a los datos obtenidos en la Hectárea de Investigación 1 que presenta la mayoría de tallos múltiples con relación a la Hectáreas de Investigación 2 y 3. El bosque de la Hectárea No. 1 ha sufrido mayor alteración en comparación con las otras áreas de investigación.

En la Hectárea No. 2 el nivel de impacto es menor al de la Hectárea No. 1 pero sigue siendo alto con relación a la hectárea No. 3. Se han observado sectores con pasto elefante lo que significa que la zona fue utilizada para el pastoreo de ganado vacuno y caprino. Simultáneamente se ha producido tala selectiva con el objetivo de formar o ampliar las zonas de alimentación del ganado.

El bosque en la Hectárea No. 3 tiene el menor número de árboles con tallos múltiples, lo que podría significar que el bosque casi no ha sufrido alteración. Se recomienda que esta zona tenga un manejo distinto al resto del bosque, el acceso sea restringido a turismo especializado y no se desarrolle ningún tipo de obra civil a más de la existente.

Tamaño de los árboles

En la parcela No. 1 el área basal es de 2,52 m². El promedio de DAP es de 4,06 cm., 2,16 SD (176 árboles). Se distribuye así: 17 % tienen 3cm y el 15,98% tienen 5 cm. El promedio de altura es de 2,35m, 0,66 SD. Se distribuye así: árboles de 2 m (34,09%) y 3m (45,45%; Ver Figuras. 8,9).

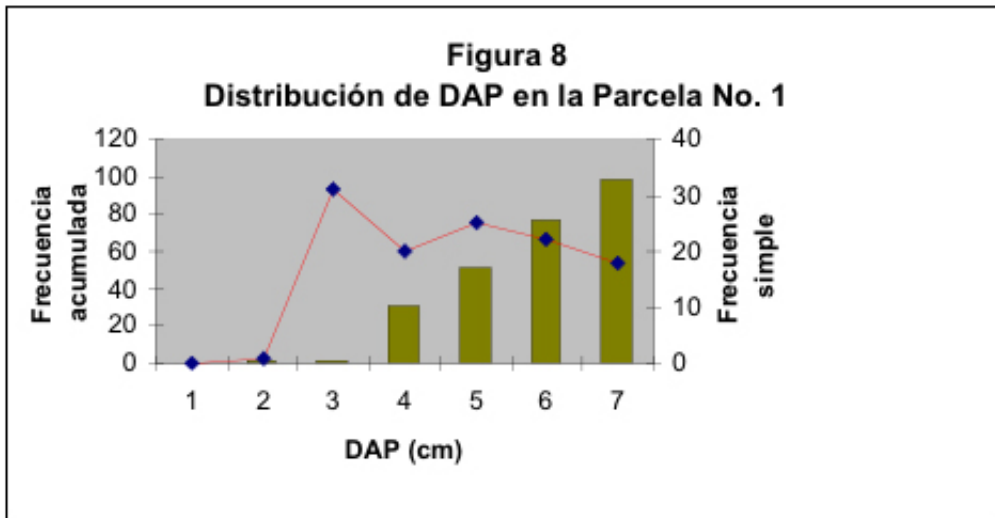


Figura 8: Distribución del DAP en la Parcela No. 1

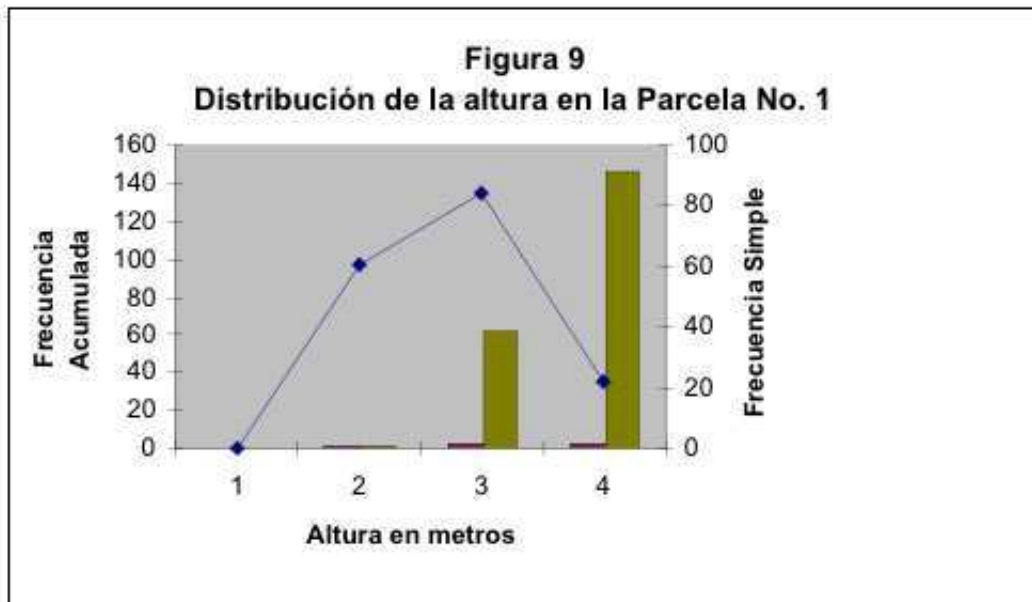


Figura 9: Distribución de la altura en la Parcela No. 1

En la parcela No. 2 el área basal es de 1,29 m². El promedio de DAP es 5,16 cm. ,3,07 SD, se distribuye así: 67,52% de los árboles tienen un DAP de 5 cm. y el 12,86% alcanzan los 10cm. La altura promedio de los árboles es de 3,45 m ,1,39 SD, se distribuye así: 80,38% tienen 5m, el 7% de los árboles tienen entre 10 y 15 m (Ver Figuras 10,11).

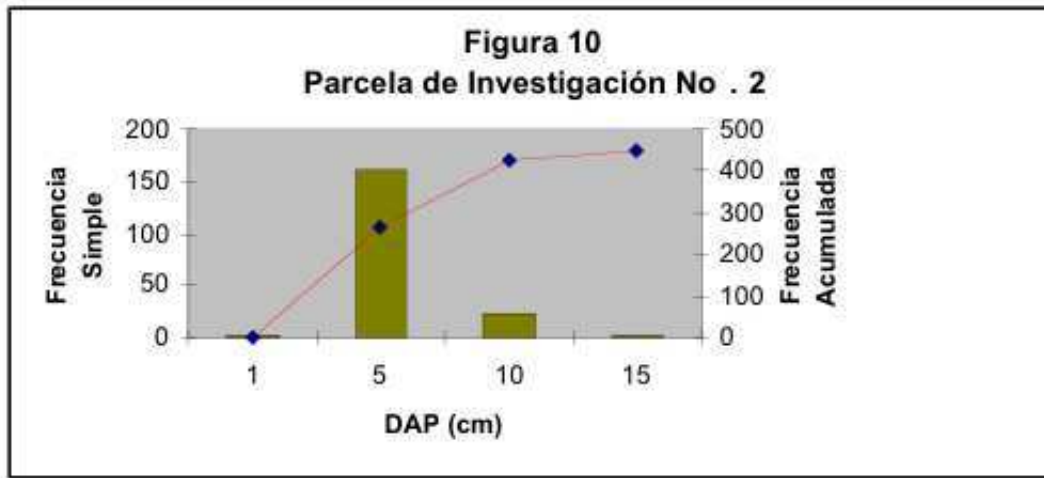


Figura 10: Distribución del DAP en la Parcela No. 2

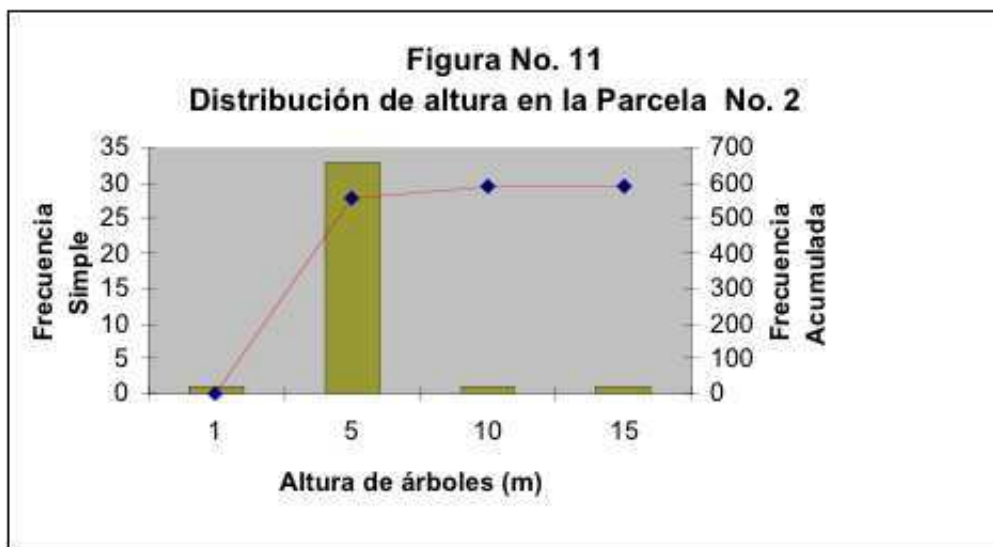


Figura 11: Distribución de la altura en la Parcela No. 2

En la parcela No. 3 el área basal es de 4,71 m². El DAP promedio es 9,94 cm. ,10,24 SD. El 14,5% de los árboles tienen un DAP de 5cm. Los árboles con un DAP de 10cm representan el 14,5%. El 11,25% esta conformado por árboles con un diámetro de 15cm y el 7,5% son árboles de 20cm. La altura promedio es 4,84 m ,2,83 SD. La mayoría de los árboles (31,25%) tienen una altura de 2m y el 18,75% presentan un altura de 8 metros (Ver Fig. 12 y 13).

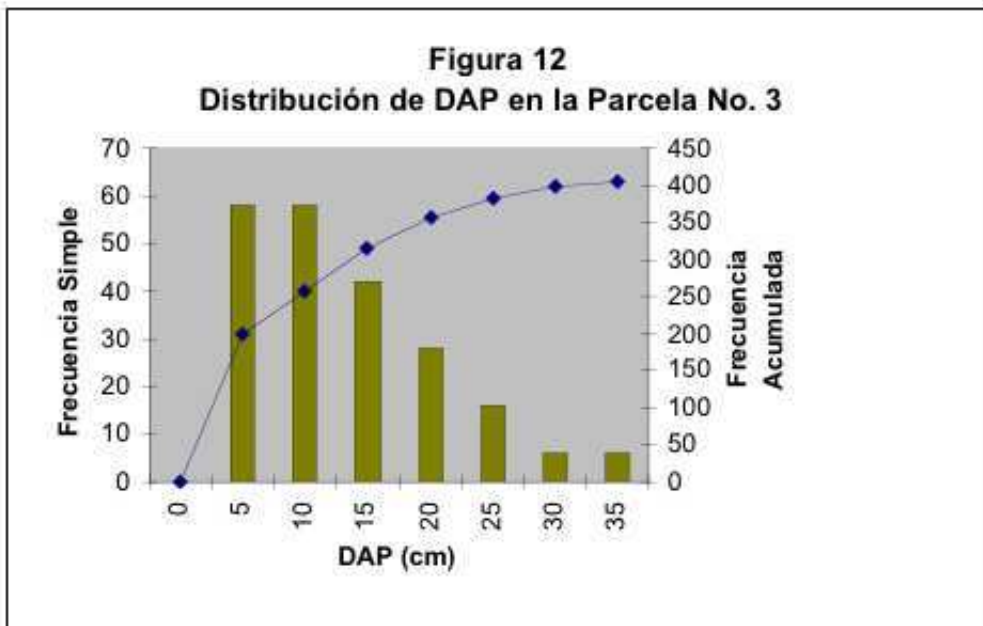


Figura 12: Distribución del DAP en la Parcela No. 3

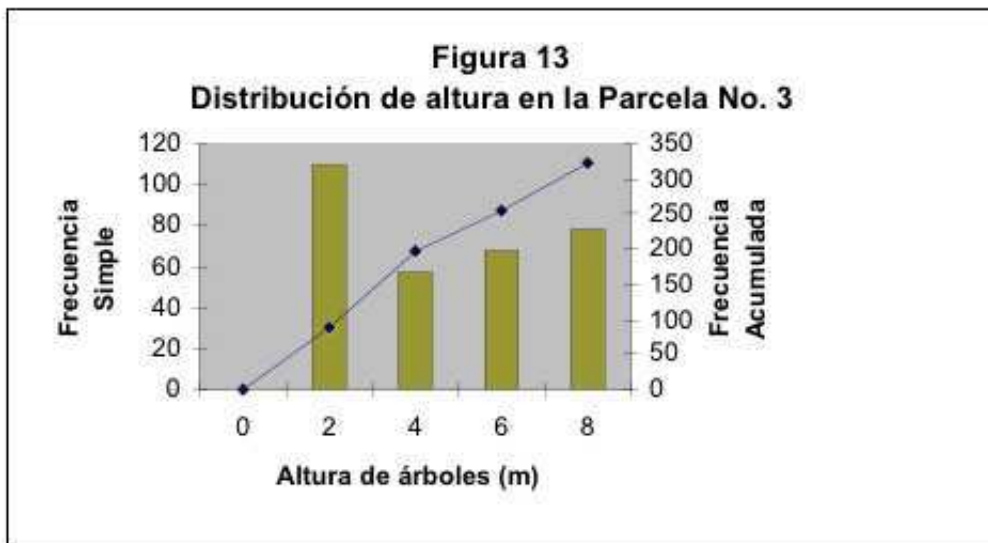


Figura 13: Distribución de la altura en la Parcela No. 3

La parcela No. 3 tiene los árboles más altos y de mayor diámetro, le sigue la parcela No.2 y finalmente está la parcela No. 1. El bosque en la parcela No. 3 es secundario maduro poco alterado, presenta mayor humedad, debido a que en ese lugar aflora una de las tres vertientes de agua que existen en el todo el sector, lo que podría permitir mayor crecimiento de los árboles.

La parcela No. 2 tiene árboles con diámetros y alturas menores que la parcela No. 3 pero mayores a la parcela No. 1. Posiblemente debido a que hacia el límite occidental del parque la humedad se reduce drásticamente.

La parcela No. 1 ha sufrido mayor impacto antrópico debido a que la zona plana, tiene fácil acceso por lo que en algún momento tuvo un uso intensivo agrícola y de extracción de madera para la fabricación de carbón. Esta zona podría ser definida como bosque en regeneración.

Conclusiones

El Bosque de la parcela No. 1 presenta una estructura resultado de impactos ambientales de origen antrópico recientes como: tala para obtención de leña, fabricación de carbón y pastoreo con ganado vacuno y caprino, dando como resultado la inexistencia de árboles juveniles y árboles con alturas y diámetros mayores.

El bosque de las parcelas 2 y 3 puede considerarse como secundario maduro; presenta un buen estado de conservación. Sin embargo, la densidad de árboles de la hectárea 3 es menor a la 2, probablemente debido a un proceso de tala selectiva.

El bosque seco puede considerarse como un ecosistema frágil, por las condiciones climáticas extremas y un suelo con una capa fértil escasa.

Estas condiciones impiden procesos de regeneración inmediatos.

Finalmente, se debe señalar que los impactos que se producen por obras civiles generalmente son irreversibles

Agradecimientos

A Ramiro Gonzalez, Prefecto de la Provincia de Pichincha y presidente del Directorio del Parque Jerusalem., Herbario QCA, Dirección de Planificación del Gobierno de la Provincia de Pichincha, Catalina Quintana por los comentarios al trabajo, Milton Tirado analisis de datos y especialmente al Personal Administrativo y Trabajadores del Parque Jerusalem.

Referencias

- Balslev, H. & S.S. Renner. 1989. *Diversity of East Ecuadorean Lowland Forest*. Botanical Institute. Aarhus University. Academic Press Limited. Denmark. Pp. 289 - 295.
- Bravo, E. 1980. *Fenología del Schinus molle*. U. Católica Quito.
- Cañadas, L. 1983. *El Mapa Bioclimático y Ecológico del Ecuador*. MAG - PRONAREG. Quito. Pp. 210.
- Cerón, C & Montesdeoca. 1991. Diversidad, Composición, Uso Florístico en la Hoya de Guayllabamba - Chota Provincias Pichincha - Imbabura Ecuador. *Resumen del XV Jornadas Nacionales de Biología*. Guayaquil.
- Gentry, A. 1977. Endangered Plant Species and Habitats of Ecuador and Amazonia Peru. En G.T. Prance & T.S. Elias (Eds.). *Extinction is Forever*. The New York Botanical Garden. New York. Pp. 136 -149
- Gentry, A. 1986. Endemism in Tropical Versus Temperate Plant Communities. En Soule, M.E. (Ed.) *Conservation Biology*. Sinauer Press. Sunderland. Pp. 153 - 181.
- Gentry, A. 1992. Tropical Forest Biodiversity. Distributional Patterns and Their Conservational Significance. *OIKOS* 63: 19-28.
- Guerrón, M. 2002a. *Aplicación de Curva Especie Area y la Medida de la Diversidad Vegetal en el Parque Ecológico Recreativo y Turístico Jerusalem*. Manuscrito No Publicado.
- Guerrón, M. 2002b. *Metodología para el primer censo de tres parcelas de 1 Ha*. Proyecto Dinámica del Bosque de Jerusalem
- Josse, C. 1997. Dinámica de un Bosque Seco, Semideciduo y secundario en el Oeste del Ecuador. En R. Valencia & H. Balslev (Eds.). *Estudios Sobre Diversidad y Ecología de Plantas: Memorias del II Congreso de Ecuatoriano de Botánica realizado en la Pontificia Universidad Católica del Ecuador*.
- Maddesen, J. 1991. La Plantas y el Hombre en la Isla Puna. En Rios, M. & H. Borgoft Pedersen (Eds.). *Las Plantas y el Hombre*. Herbario QCA y ABYA - YALA. Quito. Pags. 179 -185.
- Magard, E. & J.C. Svenning.1995. *Metodología para el Primer Censo de la parcela de 50 Ha* (Proyecto Dinámica de Bosque Yasuní 1995 -96). Traducción: Ojeda, P & R. Valencia. Manuscrito no publicado.
- Silva, X. & M. Guerrón. 1994. *Caracterización Biológica y Ecológica de las Carreteras Pindal - Paletillas, Alamor - CianoViejo*. Fundación Centro de Datos para la Conservación CDC - ECUADOR. Manuscrito no publicado.

Volume 8(2)

Vegetation Development before, during, and after El Niño 1997/98 in Northwestern Perú

Michael Richter

Inst. f. Geographie FAU, D 91054 Erlangen, Germany
(mrichter@geographie.uni-erlangen.de)

December 2005

Download at: <http://www.lyonia.org/downloadPDF.php?pdfID=2.405.1>

Vegetation Development before, during, and after El Niño 1997/98 in Northwestern Perú

Abstract

A comparison of vegetation changes during and after EN 1997/98 at a coastal desert site and a dry woodland environment 90 km inland is given. Initially, both sites react similarly to El Niño: short-lived herbs and grasses sprout quickly. But the ongoing succession and retrogression differs in the desert and the woodland due to differences in precipitation at the two sites as well as differences in disturbance regimes (fire and burrowers) and in the intensity of land use. Results are discussed in the context of global climate change and are applied to human land use issues where ruderals and nonindigenous species invade and change species composition. It is hypothesized that increased ENSO frequency and intensity create greater phytomass that in turn encourages farmers to graze more cattle which leads to degradation with a shift from dry forest to shrub savanna.

Introduction

Taking northwestern Perú as a core region of ENSO

This study examines ecosystem dynamics after El Niño events in northwestern Perú. The Sechura Desert and the adjacent dry forest zone of the coastal plain in northwestern Perú (Fig. 1) have episodic severe flood events and extreme positive rainfall anomalies. Due to El Niño Southern Oscillation (ENSO), the study area is marked by the highest variability in annual precipitation in South America and likely even on earth (Caviedes 1998, Goldberg et al. 1987). During so called "Super-Niños" the deviation from average precipitation in non-ENSO-years may surpass 9000 %, such as observed at Talara in 1997/98. Although the Sechura Desert is the central "wet spot" of ENSO activity, thorough physiological or ecological research on pertinent ecosystem responses is just beginning.

The original aim of the study was to document plant succession and retrogression during and after El Niño 1997/98, thus seven field sites were chosen crossing the coastal plain along a transect between the coast of Paita and the hinterland near Chulucanas (Fig. 1). The study area is located on the coastal plain in a flat environment lower than 200 m.a.s.l. It includes several granitic and phyllitic outcrops up to 385 m.a.s.l. but is predominantly made up of Pleistocene alluvial deposits and Holocene fossil sand dunes (Fig. 1). In this paper, two sites are examined in detail, one a desert ecosystem (near the coast), the other a dry woodland (inland). We find these sites most typical of the 90 km transect between Paita and Chulucanas. Field observation has continued for more than eight years, i.e., from the pre-Niño phase in October 1997 through April 2005. Previous results (Block and Richter 2000) are combined with ideas of a higher frequency or intensity of El Niño discussed in the context of climate change (Bendix et al. 2000), which raises questions regarding future ecological development in the region. For an extended version of the paper in hand see Richter and Ise (2005).

The non-ENSO average precipitation between Paita and Chulucanas lies between 15 mm/yr in the west and 320 mm/yr in the east. During the last "Super-ENSO" the precipitation gradient ran from around 800 mm/yr at the coast up to 4,000 mm/yr in the preandean foreland (Fig. 1). Usually these high intensity events occur over a limited time period, between December and May (as observed during the 1997/98 event). Thus, during these episodes, floristic elements of another vegetation-zone should be capable of entering and establishing in the desert environment for limited periods and suggests that a fifty-fold increase in precipitation - as was the case in Paita - should cause greater variations in plant cover than the twelve-fold increase that occurred in Chulucanas.

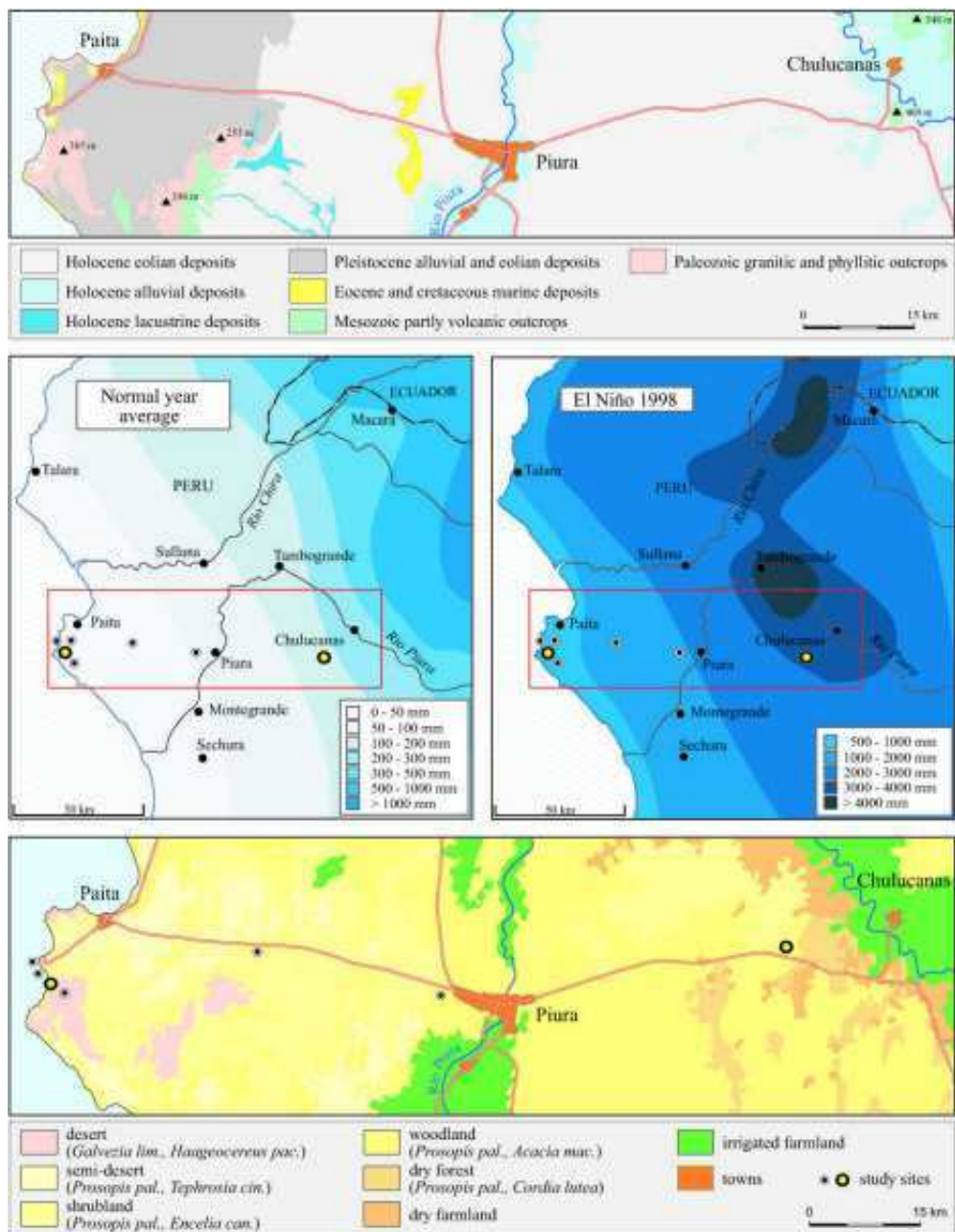


Fig. 1. Geological units in northwestern Peru (above, based on maps of INGEMMET 1984-1989), rainfall patterns during a non-ENSO year and in 1998 (center, based on data from Proyecto Chira y Piura), and distribution of vegetation communities (below, based on maps of INRENA 2000, and on own observations).

Under normal conditions the regional plant formations reflect a gradient between a tropical desert and dry forest. Detailed vegetation maps derived by INRENA (2000) from remote sensing analyses show a patchwork of different communities. Fig. 1 indicates patterns influenced by varying climatic, hydro-geological, and human impacts. In the areas little changed by people, a general feature of all plant formations is the constant presence of *Prosopis pallida* ("algarrobo") and of *Capparis scabrida* ("zapote").

Methods

The two study sites presented here are situated at the two extreme positions of this climatic and vegetation gradient (fig. 1). Each study site comprises five sample plots of 400 m² each (20 x 20 m). Since October 1997 field investigations occur twice a year in March/April and September/October, i.e. at the end of the wet season (when one exists) and during the second half of the 9- to 11-month long dry season. The coastal study site (Paita) is located 800 to 1,000 m from the coastline on a sandy

plain at 65 m.a.s.l. It sits on a pediment that descends coastward from the foothills of the Cerros del Diablo southeast of Paita. Aeolian processes have caused a residual concentration of gravel on the slightly encrusted surface ("eluvial sserir"). Under the topsoil lies a loosely-packed sand stratum. The second study site (Chulucanas) is located at 175 m.a.s.l. in a fossil sand dune area covered by shrubland and open woodland. While human impact at the Paita site is negligible, goats, and to minor extent brahma-cattle, cause continuous grazing pressure at Chulucanas.

The sample plots are situated along a N-S-transect at a 20 m interval. Regardless of the plant formation type, plot size is held constant. During each field visit, plant distribution is mapped at one plot at each site. At all plots species composition, abundance and percentage coverage as well as the degree of vitality are taken; life-form for each species is derived from visual inspection while data on habitat-preferences are based on Brako a. Zarucchi (1993) and on Sagástegui Alva a. Leiva Gonzales (1993). Statistical analysis includes the calculation of mean species coverage at each site and the mean sum of coverage for life forms and habitat preferences. Moreover, an analysis of temporal similarity has been applied using root transformed values of mean species coverage. Similarity is calculated with the Euclidean distance measure, and clustered by Wards method.

Results and Discussion

In the introduction we hypothesize that floristic elements of another vegetation-zone should be capable of entering and establishing in the desert environment for limited periods and that the fifty-fold increase in precipitation - as was the case in Paita - should cause greater variations in plant cover than the twelve-fold increase that occurred in Chulucanas. We conclude now, that this is true for the initial phase after El Niño. In the following phase, however, successive and retrogressive trends are more complex. This is displayed by the coverage values shown by the diagrams of Fig. 2.

In the case of the Paita site, the development is restricted mainly to the outstanding peak due to the ENSO rainfall-boom (fig. 2 left). Here, water deficits prevail during the entire post-Niño phase with a short monsoon period in 2001 causing a slight temporary increase in plant cover. Even less effective is a stronger monsoon or Niño-like event in 2002 since several spotfires reduced the effect of the higher water input during March and April. In contrast, at the Chulucanas site the uneven heights of the bars (Fig. 2, right) reflect oscillating trends in plant growth. In this case, the monsoon rainfall events "reset the clock" in terms of refreshing plant development. Thus, different development trends in the desert and in the dry woodland are evident.

At Paita, the short-term boost causes a considerable deviation from the poor coverage during the dry conditions of non-ENSO periods (Fig. 2, left). Therophytic herbs such as *Crotalaria*, *Desmodium*, and *Exodeconus* are the first prominent participants of a micro-succession which starts within one month after the first rains (Fig. 2 a, left). Annual grasses of *Aristida* and the perennial herbs *Alternanthera*, *Tephrosia*, and *Tiquilia* follow in the next few weeks, showing a longer survival rate. While the quasi-permanent non-ENSO tree-community of *Prosopis pallida* and *Capparis scabrida* consists mainly of representatives of the dry forest habitats, the associated herbs and grasses of the short-term ENSO-community originate from desert habitats or are considered native ruderals (Fig. 2b, left). Only during the outstanding peak coverage within the El Niño boost, are taxonomic and structural compositions marked by a strong divergence from the usual. The dendrogram in Fig. 2c (left) reveals a fast assimilation of the post-Niño-community back towards the pre-Niño-situation as a crucial feature for plant successions in the Paita area. Parallel investigations on sandy and rocky sites corroborate this fundamental result for all desert environments, where no effective long-term community change can be expected after Super-Niños. Nevertheless, there are permanent structural vegetation changes enforced by primary production of woody species as a reaction to heavy rainfalls creating renewed ground- and porewater reservoirs and overall higher moisture availability.

The dendrogram of Chulucanas displays a much more vivid vegetation change than that of Paita (Fig. 2c). The quasi-permanent non-ENSO woody community consists of indigenous species such as *Prosopis pallida*, *Capparis scabrida*, *Acacia macranthera* and *Cordia lutea*. In contrast, the episodically promoted short-term herb and grass layers of ENSO, monsoon, and post-fire events in the inland are dominated by a varying composition of many non-indigenous ruderals and a lower number of native sand species. The dendrogram shows up four mayor groups: The first one (left) is characterized by low coverage values. It includes most samples from the dry seasons (each October in 1997-2001) and from April 1999, when plant cover was still low due to a severe fire event in Sept. 1998. The second group is joined with the first one and comprises the last phase of development, i.e. the remaining dry community including a final enlargement of *Acacia*-shrubs (from October 2003

to now). Its propagation was first hampered by the root competition among herbs, grasses, and shrub shoots within the upper rhizosphere. After an initial activation of a plentiful seed bank, relatively few individuals of *Acacia* survived up to a point of abruptly augmenting growth rates. This point coincides with the state when roots reached deep soil moisture. We assume that after this "break-through" a high survival rate is the case, even through a future long-term desiccation. The third group is less similar; this unit is marked by a boost-phase of *Ipomoea incarnata* and *Tribulus terrestris* (April 2000 and 2001) which are the most apparent members of the post-fire development sprouting from rhizomes or tubers. The last group shows an outstanding dissimilarity to the other groups. It consists of post-rainfall associated plants and indicates that in 2002 the effects of the second monsoon year are comparable to those of the Niño event in April 1998. In these stages, hemicryptophytic grasses such as *Antheophora hermaphrodita* and *Cenchrus pilosus* and some herbaceous climbers make up an important food supply for livestock.

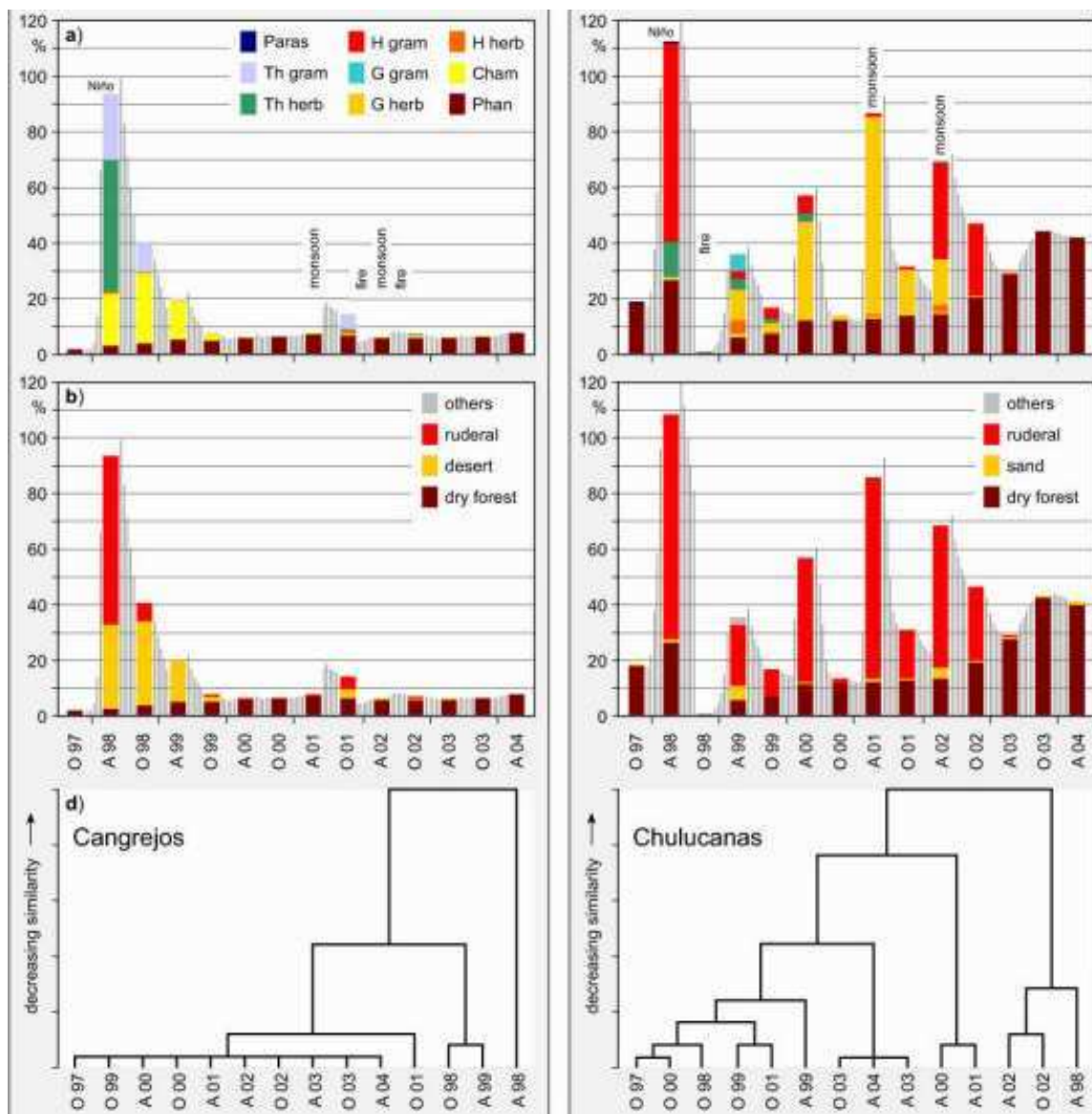


Fig. 2: Development of life-forms (a), habitat preferences (b) as well as floristic similarity in time (c) between 1997 and 2004 at the Paita and Chulucanas sites.

In Paita, variations in plant coverage between greater and lesser rainy seasons are hardly notable, while the Chulucanas site displays a significant dependence on the more variable rainfalls. Furthermore, in Paita, therophytes and slightly lignified chamaephytes play a decisive role restricted to the first part of succession, whereas the life-form spectra of Chulucanas are characterized by longer lived hemicryptophytes, geophytes and micro-phanerophytes. Native elements rule the floristic

structure of the plots at Paita, while more widespread and invasive ruderals govern the ecosystems in Chulucanas. This results from the differing human impact intensity: grazing as well as irrigated field cultivation in the hinterland promotes the input and propagation of wind- and animal-dispersed (i.e. exozoochorous) weeds, some of them neglected by cattle; at the coast grazing is minimal and there are no fields. The response to Super-Niño 1998 and the two monsoon events lead to an increasing distribution of shrubs and trees. We see this as a savannification process. However, at the same time overgrazing may lead to a degradation of the floristic composition.

Climate change and vegetation development: dangers and opportunities

For 5,000 years of record, various ENSO proxy indices (marine sediments, ice-cores, ocean settings, tree-rings etc.) carry evidence of the El Niño phenomenon. Sand deposits in the catchments of the Rios Piura (fig. 1) and Chira seem to result from strong Niño-phases between 3,900 and 3,600 BP as well as between 2,800 and 2,500 BP (Martin et al. 1993). Furthermore, fluvial accumulations of the Rio Casma indicate a return rate of around 1,000 years for "Mega-Niño events" which by far exceeded the intensity of recent Super-Niños (Wells 1990). Thus irregular Niño-frequencies and -intensities seem to be a normal natural phenomenon.

Results from high-resolution ocean-atmosphere models presented by Timmermann et al. (1999) show, that the recent Niño-phase must not be judged as normal, but rather as a superposed low-frequency trend within a climate change that will be accelerated over the coming decades. By coupling the model with a rise of man-made CO₂-emissions the authors Latif (1999) supposes an increase of SST of >3°K for the eastern tropical pacific region up to the year 2100 (fig. 3). In this context an greater probability of a higher intensity and frequency of Niño-like weather events, including the monsoon effects, becomes realistic.

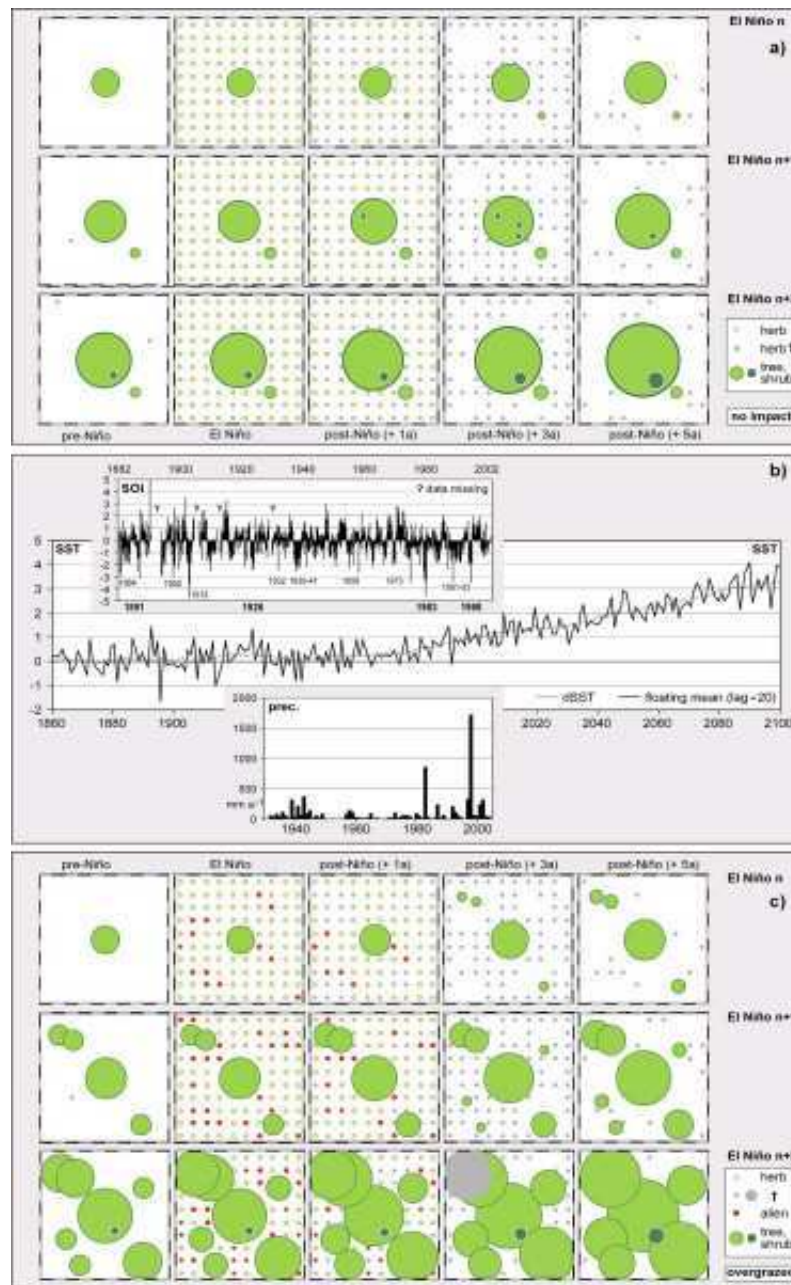


Fig. 3: Indicator values for past and future El Niño activity (b): Southern oscillation index (SOI) between 1882 and now (source: <http://sevilleta.unm.edu/data/contents/SEV016/>, <http://sevilleta.unm.edu/data/contents/>), development of sea surface temperatures (SST) between 1860 and now and scenario of a future increase based on coupled ocean-atmosphere models (source: Latif 1999) and annual rainfall amounts at Piura from 1932 until now (Data: Proyecto Chira y Piura). Possible future development of vegetation before, during and after Super-Niños without human impact on a desert site (a) and with overgrazing impact in a dry forest site (c) is shown.

The precipitation record available for Piura starts in 1932 (Fig. 3). A phase of relatively high precipitation activity has been recorded between 1930 and 1945 followed by a drier phase until 1973. With the Super-Niño of 1982/83 a phase of increased Niño frequency and greater intensity begins, including a smaller event in 1986/87 as well as the double-Niño 1991/93, and culminating in the recent 1997/98 phenomenon (Bendix et al. 2000). The same trend is found in the much longer chronology of El Niño indices presented by Quinn et al. 1987.

Of course, it is speculative to link a single ENSO-event with climate change and hence, with ecosystem change. Nevertheless, the attempt to illuminate possible post-Niño vegetation scenarios is important, as the actual knowledge provides appropriate ideas. A more frequent disturbance regime obviously shortens the cycles of a system and offers more possibilities for pioneer species to occur. Consequently, a possible future rapid change in weather phenomena supporting boost effects must

accelerate the input of its most dominant species including an explosive enrichment of invasive ruderals.

An advanced interpretation might be achieved by revealing to what extent the "vegetation of the moment" may advance under more frequent Niño- and Niño-like monsoon events (Fig 3). In the case of no human impact on vegetation the most recent relevés at Paita give hints for future development. For example, *Alternanthera halimifolia* and *Tephrosia cynerea* had negligible abundance in the study plots up to the last Super-Niño. However, most recent observations display a tendency of possible survival of these species if the frequency of El Niño-cases or unforeseen moist-warm incidences will increase. Shrubs such as *Galvezia limensis* and *Waltheria ovata* in the Sechura Desert or *Acacia macracantha* and *Encelia canescens* in the dry forests of Chulucanas are indicating a progression as well. Further propagation of the most abundant trees *Prosopis pallida* and *Capparis scabrida* is obvious. However, in natural vegetation, droughts, fires, storms and floods will not cause floral changes if ruderal seed pools are not available.

In terrains with grazing and an increase of farming typical for the inland regions, diverse dynamic characteristics and strategies of invading ruderals such as cohort senescence, toxic effects and competitive or regenerative qualities must be considered. Recent post-fire expansion of *Acacia macracantha* and also of *Cordia lutea* leads to a further propagation of the shrubby members which might hamper the two dominant tree species by root competition. A progressive invasion of additional annuals may lead to a provisional release of new satellite species while non-native perennial herbs may increase the total vegetation cover (Fig. 3). Later on, whether there will be a collapse or a renewal of dominant taxa, a decline of native herbs must occur as an inevitable temporary fact: At least in transitory phases, plant selection by grazing as well as by specific inhibitory substances, might produce permanent fluctuations in species numbers.

Thus, concerning its effects on vegetation, climate change can not be regarded to be dissociated from global change. According to Beerling (1995) human activity in combination with an increased frequency of extreme events allows species invasions and homogenizes species composition on a zonal scale. "Phytoglobalization", i.e. an accelerated mobility of invaders by human impact, is triggered by and connected with the increasing economic trade and mobility of people. Extreme weather situations due to a change in circulation patterns may cause new types of disturbances or new magnitudes of boost effects, thus giving space for plant invasions. Whether equivalent processes in northwestern Perú must be considered dangerous depends on one's personal opinion - at least invaders do not seem to threaten the desert ecosystems in a substantial way.

However, a real problem is the decline of plant productivity and land degradation resulting from overgrazing because El Niño rains allow peasants to expand extensive goat breeding. In principal, the peasants are right since many land-use experts and ecologists are beginning to emphasize the positives effects of El Niño, for example now discussing a "window of opportunity for the restoration of degraded arid ecosystems" (Holmgren a. Scheffer 2001). Thus, forecasting ENSO episodes is employed for semiarid rangeland and production systems to identify the risk of overgrazing and fire during dry years and to stimulate pasture and woodland regeneration during and after rainy years. Enhanced productivity from El Niño precipitation contrasts with the widespread effects of desertification. Although being only a temporal event, a recovery during the post-Niño phase may be based on the resilience of the still existing woodlands. The long-term effects of a brief regeneration cycle offer a worthwhile situation to use rainfall in the most efficient way. Consequently, the three to four years following a strong El Niño event is a period of highest importance and enhanced necessity to support and control the regeneration processes which are driven by the energy flows within the terrestrial ecosystems in northwestern Perú.

References

- Beerling, D.J. 1995. General aspects of plant invasions: an overview. In: Pyek, P., M. Prach, M. Rejmánek & M. Wade (eds.): *Plant invasions. General aspects and special problems*. Amsterdam
- Bendix, J., & Bendix & M. Richter. 2000. El Niño 1997/1998 in Nordperu: Anzeichen eines Ökosystem-Wandels? *Petermanns Geographische Mitteilungen* 144: 20-31.
- Block, M. & M. Richter. 2000. Impacts of heavy rainfalls in El Niño 1997/98 on the vegetation of Sechura Desert in Northern Peru. *Phytocoenologia* 30: 491-517.
- Brako, L. & J.L. Zarucchi. 1993. Catalogue of the Flowering Plants and Gymnosperms of Peru. *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden* 45. St. Louis.
- Caviedes, C.N. 1998. Influencia de ENSO sobre las variaciones interanuales de ciertos rios en

- America del Sur. *Bull. de l'Intsitut Français d'Études Andines* 27: 627-642.
- Goldberg, R. & G. Tisnado & R. Scofield. 1987. Characteristics of extreme rainfall events in NW Peru during the 1982/83 El Niño period. - *Journal of Geophysical Research* 92: 14225-14241.
- Holmgren, M. & M. Scheffer. 2001. El Niño as a window of opportunity for the restoration of degraded arid ecosystems. *Ecosystems* 4: 151-159.
- INGEMMET 1984-1989. Mapa Geológico del Perú 1:100.000. Lima.
- INRENA-Proyecto algarrobo. 2000. Mapa de bosques secos del Departamento de Piura & Memoria descriptiva y mapa (second edition). Piura.
- Martin, L., M. Fournier, P. Mourguiart, A. Sifeddine, B. Turco, M.L. Absy & J.-M. Flexor 1993. Southern oscillation signal in South American palaeoclimatic data of the last 7.000 years. *Quaternary Research* 39: 338-346.
- Quinn, W.H., V.T. Neal & S.E. Mayolo de. 1987. El Niño occurrences over the past four and half centuries. *Journal of Geophysical Research* 92: 14449-14461.
- Richter, M. & M. Ise. 2005. Monitoring plant development after El Niño 1997/98 in Northwestern Peru. *Erdkunde* 59(2) : 136-155
- Sagástegui Alva, A. & S. Leiva Gonzales. 1993. *Flora invasora de los cultivos del Peru*. Trujillo.
- Timmermann, A., J. Oberhuber, A. Bacher, M. Esch, M. Latif & E. Röckner. 1999. Increased El Niño frequency in a climate model forced by future greenhouse warming. *Nature* 398: 694-697.
- Wells, L.E. 1990. Holocene history of the El Niño phenomenon as recorded in flood sediments of northern coastal Peru. *Geology* 18: 1134-1137.

Diversity bats of dry forest and cocoa plantation

Diversidad de murciélagos de un bosque seco y un cacaotal

Elmara S, Rivas-Rojas²

Laboratorio de Biología de Organismos Centro de Ecología. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas (IVIC). Carretera Panamericana, Km. 11 Apdo. 21827. Caracas 1020-A, Venezuela. Tel.: 58 - 212 - 504 1905 Fax: 58 - 212 - 504 1088, 2 E-mail:erivas@ivic.ve

December 2005

Download at: <http://www.lyonia.org/downloadPDF.php?pdfID=2.406.1>

Diversity bats of dry forest and cocoa plantation

Resumen

Determinamos la composición faunística de quirópteros en la vertiente norte del Parque Nacional Henri Pittier, localizado en los 10° 21' 33" y 10° 31' 17" de latitud norte y los 67° 33' 14" y 67° 39' 38" de longitud oeste. Aunque no existen políticas claras de conservación para los cultivos tradicionales de cacao dentro del parque, estos constituyen importantes reservorios de biodiversidad. Se muestrearon las comunidades de quirópteros de una plantación de cacao y un bosque seco, con un esfuerzo de captura de 1.008 horas - malla, encontrándose una proporción de 84% Phyllostomidae, 7% Vespertilionidae, 5% Desmodontidae, 2% Mormoopidae y 2% Emballonuridae respectivamente. Las especies más abundantes en ambos ambientes (*Carollia perspicillata* y *Artibeus jamaicensis*) se alimentan de frutos asociados a especies vegetales sucesionales que conforman los bosques que protegen al cacao o están presentes en el bosque seco donde abundan plantas de *Cecropia* sp. Para comparar diversidad en ambos ambientes se calcularon valores de alfa, beta y gamma. La diversidad beta encontrada nos permite afirmar que los murciélagos aprovechan la estructura florística del cacaotal que se encuentran en algunos fragmentos del parque como proveedor de recursos ecológicos a numerosas especies las cuales son beneficiarias directas del microhabitats que allí encuentran.

Palabras claves: quirópteros, recursos ecológicos, alfa, beta y gamma diversidad.

Abstract

We determine the composition of chiropteran's fauna in the north slope of the Henri Pitter's National Park, located in the 10° 21' 33" and 10° 31' 17" of north latitude and the 67° 33' 14" and 67° 39' 38" of west longitude. Although there are not clear politics of conservation for the traditional cultives of cocoa inside the park, they constitute important biodiversity reservoirs. Sampling the chiropteran communities of cocoa plantation and dry forest, with a capture effort of 1.008 hours - mesh, having found a proportion of 84% Phyllostomidae, 7% Vespertilionidae, 5% Desmodontidae, 2% Mormoopidae and 2% Emballonuridae respectively. The most abundant species in both regions (*Carollia perspicillata* and *Artibeus jamaicensis*) they feed fruits associated to species succession plants which conform the forests that protect the cocoa or that are present in the dry forest where plants of *Cecropia* sp are plentiful. In order to compare the diversity in both regions the alpha, beta and gamma values were calculated. The beta opposing diversity allows us to affirm that the bats take advantage of the floristic structure of the cocoa plantation that are in some areas of the park as supplier of ecological resources to numerous species which are direct beneficiaries of the microhabitats found.

Key words: chiropteran, ecological resources, alpha, beta, and gamma diversity.

Introducción

Aunque no existen políticas claras de conservación para los cultivos tradicionales de cacao dentro de los parques nacionales que los poseen aunque estos constituyen importantes reservorios de biodiversidad (Moreno, C 2000). El vocablo biodiversidad en el ámbito científico es difícil de estandarizar. Incluso hay detractores del término que argumentan que es tal la magnitud conceptual de este neologismo que expresa todo y, al mismo tiempo, nada. Algo hay de razón en ello, pero sólo algo. Para Hurlbert (1978), la diversidad es un 'non-concept' Otros en cambio, afirman que no es fácil definirla, debido a que la diversidad en un contexto ecológico, engloba dos componentes: variedad y abundancia relativa de especies (Magurran 1988). Cuando nos referimos a biodiversidad en un contexto conservacionista, estamos hablando de diversidad de especies, de variación intraespecífica e intrapoblacional, y en última instancia de variación genética, que no por estar enmascarada a veces por fenómenos de dominancia y expuesta a la desaparición deja de ser importante (Ezcurra 1990). La diversidad biológica puede conceptualizarse generalmente como la variedad total de la vida o la propiedad que caracteriza a los seres vivos de estar formados por diversas entidades. En el ámbito ecológico Halffer & Ezcurra (1992). definen la biodiversidad en dos categorías: la diversidad alfa y la diversidad beta. La primera representa una función de la cantidad de especies presentes en un mismo hábitat y la segunda comprende una medida del grado de participación del ambiente en parches

o mosaicos biológicos, es decir, mide la continuidad de hábitats diferentes en el espacio. Solbrig (1991) se refiere a esta última como las diferencias entre comunidades que mide la tasa de cambio entre hábitats. Según Moreno (2000), esta proporción puede evaluarse en base a índices o coeficientes de similitud, disimilitud de distancia entre las muestras a partir de datos cualitativos o cuantitativos. En un sentido estricto, la diversidad, un concepto derivado de la teoría de sistemas, es simplemente una medida de la heterogeneidad del mismo. En el caso de los sistemas biológicos, la diversidad se refiere a la heterogeneidad biológica, es decir, a la cantidad y proporción de los diferentes elementos biológicos que contenga el sistema. La estimación de la biodiversidad depende, entre otras cosas, de la escala a la cual se defina el problema (Halffer & Ezcurra 1992).

Venezuela se ubica entre los primeros diez países con mayor diversidad biológica del planeta y el sexto en América. Esta condición se debe, en gran parte, a la convergencia de cuatro importantes regiones biogeográficas, como son la Amazónica, la Andina, la Caribeña y la Guayanesa, que le confieren una amplia diversidad de biomas representados en las diferentes provincias naturales. Esta especial bondad natural y geográfica la ubica entre los países megadiversos del planeta, ventaja comparativa poco evidenciada y valorada como potencial económico estratégico (Aguilera et al. 2002). En relación con las plantas se ha estimado que las dicotiledóneas (10.110 especies) constituyen más de 60% de las especies vegetales existentes en el país. Dentro de las plantas del nuevo mundo encontramos el cacao (*Theobroma cacao*), este cultivo está señalado para los valles de las costas aragüeñas desde 1610 y desde 1616 constituye una siembra sistemática en la localidad de Choroni. (Varela 1999). Su producción declina fuertemente una vez que estas áreas son declaradas parque nacional en el año 1937, manteniéndose aun como un cultivo tradicional con poca intervención antropogénica y constituye el sustento económico de gran parte de la población de la zona.

El cultivo de cacao constituye un sistema de importancia ya que aporta una cantidad significativa de materia orgánica por lo tanto beneficia a la microflora y la fauna del suelo. Además de esto, el cacaotal es un reservorio de invertebrados y vertebrados que de alguna manera interactúan para mantener la dinámica poblacional de estos agroecosistemas. La escasa literatura donde se señalan los aportes de las plantaciones de cacao al mantenimiento de la biodiversidad y los niveles de conexión que se establecen entre los bosques que por lo general rodean estos cultivos y la fauna que allí se alberga fue uno de los motivos para la realización de este trabajo. Se hace énfasis en el estudio de las poblaciones de quirópteros presentes en este cultivo y su relación. El conocimiento de la biología y ecología de los vertebrados como parte de los recursos naturales que habitan en un área determinada constituyen información fundamental a la hora de tomar decisiones para reglamentar su uso y manejo. Los ambientes naturales presentan alta disponibilidad de recursos y se alteran con la introducción del cultivo de cacao. Aunque en las costas aragüeñas el cultivo del cacao por tener un manejo tradicional basado en un bajo nivel tecnológico y estar rodeado de la cordillera montañosa que conforma el Parque nacional Henri Pittier, tal vez ofrezca un ambiente muy particular con cierto grado de equilibrio ecológico en las plantaciones que hacen de ellas un lugar que de algún modo provee recursos o sirve de refugio para muchas especies de fauna (Ortiz 1993). Este estudio está centrado en medir la diversidad de los murciélagos y sus relaciones con el ambiente, puesto que estos constituyen un grupo animal muy importante dentro del complejo funcionamiento de los ecosistemas y mantienen bajas algunas poblaciones de insectos, son responsables de la polinización de muchas especies vegetales y de la dispersión de muchas semillas (Fleming et al. 1972). No obstante, la estimación de dicha diversidad y abundancia de algunas especies estará limitada por el método de captura a utilizar (redes de neblina). Sin embargo, el sesgo podría no ser muy grande en el inventario de especies (Sokal & Rohlf 2000), con potencial falla de detección de algunos emballonúridos y vespertilionidos presentes debajo del dosel dentro del cacaotal ya que probablemente los insectívoros de vuelo libre más rápidos utilicen estratos superiores para su alimentación.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El Parque Nacional Henry Pittier está ubicado en la parte centro- norte de Venezuela, sobre la rama litoral de la cadena montañosa conocida como Cordillera de la Costa o Caribe, cuyo eje principal o fila maestra, lo divide en una vertiente hacia el norte y otra hacia el sur. Sus coordenadas extremas son al norte, 10° 32' 40" de latitud norte, en Punta Tuja sobre el Mar Caribe; al sur, 10° 14' 25" de latitud norte, en el extremo sureño del cerro El Mácaro; al oeste, 67° 52' 54" de longitud oeste, en el Pico Jengibre sobre la fila maestra y al este, 67° 24' 36" de longitud oeste, en el Pico Cogollal,

también en la fila maestra, abarcando una superficie total de 107.633 hectáreas (Fernández-Badillo 2000).

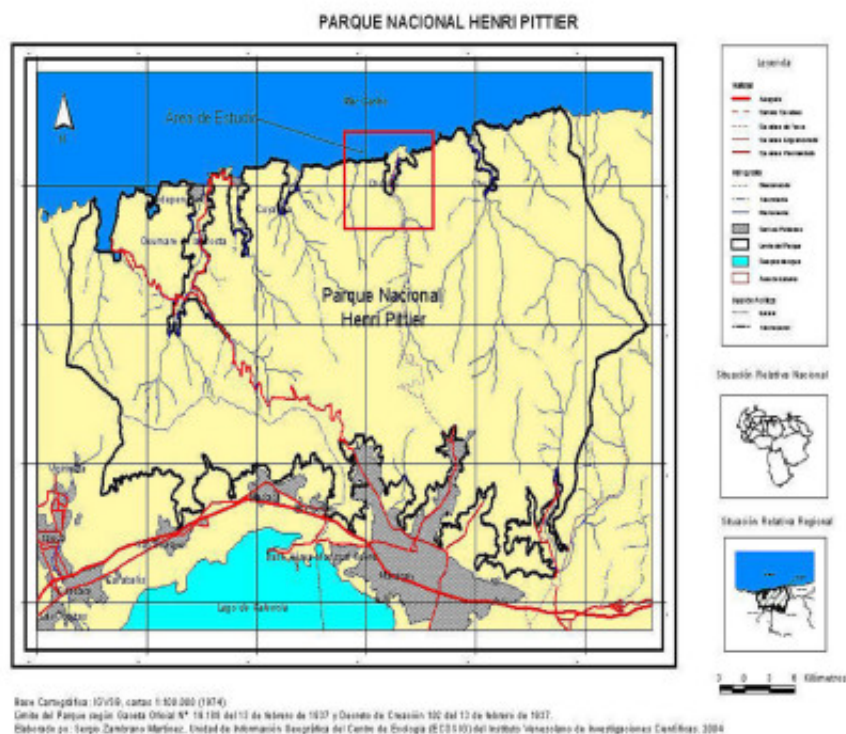


Figura 1: Área de estudio, ubicación nacional y regional

La Parroquia de Choróní tiene un 97% de la superficie bajo la jurisdicción del Parque Nacional Henri Pittier, localizado exactamente entre las coordenadas geográficas de 10° 21' 33" y 10° 31' 17" de latitud norte y los 67° 33' 14" y 67° 39' 38" de longitud oeste, el otro 3% corresponde al valle costanero donde se encuentran los centros poblados de Choróní y Puerto Colombia y alcanza una superficie de 13.800 hectáreas (Manamá & Rivero 1994) es una zona de vida boscosa, decidua, semiárida, tropófila, cálida, de tierras bajas, ya que crece desde unos 200 a 250 m hasta unos 450 a 500 m de altitud (Holdridge 1978). Los Bosques secos de Choróní, se caracterizan por ser más áridos que los bosque de la vertiente sur y están muy relacionados con los cardonales espinares de la franja costera vecina. Un 80% o más de sus especies arbóreas pierden totalmente su follaje durante la época de sequía, presentan tres estratos arbóreos, uno emergente que sobresale sobre las copas hasta una altura de unos 15 m o más, luego un estrato superior y de copas continuas y

regulares, al menos durante la época de las lluvias, entre los 10 y 12 m de altura y otro inferior y discontinuo con 6 a 8 m de altura. La fuente de agua proviene de la zona con altitud entre 900 y 2200 m.s.n.m en donde alcanza promedios superiores a los 1800 mm de precipitación anual (Anzoategui 1994). Por el contrario la vertiente norte del parque se caracteriza por ser presentar un bosque seco, deciduo, semiárido, tropófilo, cálido, de tierras bajas, ya que crece desde unos 200 a 250 m hasta unos 450 a 500 m de altitud. Son más secos y áridos que los bosques de la vertiente sur y están muy relacionados con los cardonales espinares de la franja costera vecina. Son abundantes los cactus columnares, entre ellos cardón azul (*Cereus hexagonus*), cardón viejito (*Pilosocereus moritzianus*), yaurero (*Subpilocereus russelianus*) y el cardón de dato (*Stenocereus griseus*). Luego hay un estrato arbustivo entre 2 a 5 m de altura, donde se encuentran entre otros zapatico (*Rauwolfia tetraphylla*), basura prieta (*Cordia curassavica*), pitajaya (*Acanthocereus tetragonus*), olivo (*Capparis indica*), carcanapire (*Croton spp*), cruceto (*Randia dioica*), zorrocloco (*Morisonia americana*), cordoncillo (*Piper sp*).

Materiales

:

Para la captura de murciélagos se usaron mallas de neblina CH12: 5/2 38 mm de abertura, 2,6 m de altura por 12 m de ancho, de nylon con 4 bolsillos marca Avinet, colocadas a ras de suelo, en lugares seleccionados dentro de los ambiente objeto de estudio, usando como criterio luego de una previa observación, que fueran los sitios donde existiese la posibilidad de mayor movimiento por parte de los murciélagos phyllostomidos. Se colocaron 2 redes de neblina, las cuales se abrieron durante 3 noches al mes, durante 12 meses, abiertas desde las 18:30 h hasta las 21:30 h y desde las 2:30 h hasta las 6:30 h, para un total de 7 horas por noche, respectivamente durante 3 días consecutivos al mes correspondientes a los periodos de luna nueva con el fin de garantizar la baja luminosidad y tomando en cuenta el éxito de captura las mismas eran revisadas continuamente en el transcurso de la colecta (Wilig 1986), para un total de 36 noches desde diciembre 2001 hasta diciembre 2002 (a excepción de abril 2002, que no se muestreo debido a los problemas políticos que se presentaron en el país), lo cual representa un esfuerzo de captura de 12.096 metros lineales /malla/ hora. Los murciélagos capturados en las mallas fueron sacrificados, posteriormente fijados con formol al 10% y conservados en etanol al 70%. Para el análisis de los datos de bosque ribereño, se utilizó la información generada por Rojas (1994), quien presenta un inventario detallado de especies de murciélagos en un bosque ribereño de la vertiente norte del Parque Nacional Henri Pittier. Su estudio fue realizado muestreando durante un año (desde Agosto de 1993 hasta Agosto de 1994) en la Trilla, para lo cual uso 3 mallas de neblina de 12 metros, las cuales abrió tres noches al mes, cada dos meses, durante un año, para un total de 24 h por mes durante 6 meses, lo que hace un total de 144 horas-malla y 13.478,4 m² .malla. h. Los datos fueron tomados en base a lo que señalan Moreno & Halffer (2001).con respecto al mínimo esfuerzo requerido para hacer una proyección acerca de la quiróptero fauna presente en un área determinada, quienes afirman que es requerido un mínimo de 5 a 18 noches de muestreo para registrar un 90% de la fauna.

Para este estudio se tomaron en cuenta los siguientes datos: localidad, fecha de captura, sexo y condición reproductiva. Los mismos fueron identificados usando la clave taxonómica de Linares (1998) y la clave de mamíferos de Venezuela de Fernández- Badillo et al. (1988) y se verificó la identidad de especímenes preservados en el Museo de la Estación Biológica "Rancho Grande". Para los cálculos estadísticos de los Índices de diversidad se uso el manual de Moreno (2000).

Resultados y Discusión

Los valores de diversidad-alpha de las comunidades de murciélagos nos indican el estado de variación que especies mantienen en poblaciones viables sobre si mismas dentro del hábitat, las mismas pueden estar debidas a elementos transitorios o las llamadas especies turistas (Gaston & Spicer 1988) que pueden llegar desde los alrededores en busca de recursos alimentarios. El arribo de especies desde un determinado hábitat, donde estos no pueden mantenerse a sí mismos, hasta un hábitat adyacente más apropiado, este factor muchas veces estas especies incrementan erróneamente la diversidad -beta de algún hábitat, sin embargo, la probabilidad que esto suceda es muy baja y las especies turistas o transitorias dependen de la movilidad de grupo, de la heterogeneidad espacial y del tamaño y las relaciones topológicas del hábitat (Moreno & Halffer 2001).

La fauna de quirópteros de la vertiente Norte del Parque Nacional Henri Pittier esta compuesta por 34 especies de quirópteros para el cacaotal, 25 para el bosque seco y 25 reportadas por Rojas (1994) para el bosque ribereño. Encontramos hay un decrecimiento en el número de especies

capturadas justo los meses que coinciden con la limpia del bosque de cacao. Esta disminución sin embargo no es indicativa de que disminuya la riqueza de especies, puesto que un número alto de especímenes capturados no refleja necesariamente un aumento en la diversidad (Ortiz 1993). Las modificaciones anuales a las que estos bosques de cacao están sujetos, probablemente no inciden sobre su estructura florística y hace que la dinámica de estas plantaciones sea más plástica que la de otros ecosistemas para tolerar la fragmentación del paisaje por el crecimiento controlado y continuo (replantación) de sus plantas. Es necesario entender la dinámica de los requerimientos de hábitat temporal - espacial de las especies para entender e interpretar los patrones de composición de especies, abundancia, riqueza, por ello hay que distinguir entre las variaciones que son verdaderamente estocásticas y aquellas que son específicas y cuya complejidad causa y efecto no han sido identificadas, aunque se sabe que las variaciones en una comunidad rara vez ocurren aleatoriamente, muchas variables podrían ser determinísticas pero no deben ser interpretadas hacia un solo extremo (estos bosques sufren anualmente prácticas culturales), asociadas al manejo del cultivo del cacao, por lo cual las variaciones en la composición florística año tras año no determinan la diversidad de vertebrados (Parra 2004)

Sin embargo, Fox & Fox (2000) señalan que la diversidad de hábitats constituye un buen indicador de la riqueza de especies, el incremento en los niveles de distribución por aumento de superficie hará decrecer la riqueza de especie. Obsérvense los resultados obtenidos en cuanto a la proporción de quirópteros asociada a cada hábitat que fue muestreado, demostrándose que el reemplazo de los hábitats prístinos por sucesiones secundarias no necesariamente indicaran el reemplazo o el reestablecimiento de las especies que un momento estuvieron asociadas al bosque original, en caso de hacer comparaciones con muestreos anteriores en la misma área, información que es desconocida.

Se capturados 704 murciélagos (358 para el bosque de cacao, 346 para el bosque seco) durante un año de muestreo y se toman los datos reportados por Rojas (1994) para el bosque ribereño, un total de 676 murciélagos, todos estos repartidos en 5 Familias lo cual representa el 28% de los murciélagos reportados para el país. En total de estos el 84% son de la familia *Phyllostomidae*, el 7% *Vespertilionidae*, un 5% *Desmodidae*, 2% *Mormoopidae* y 2% *Emballonuridae* pertenecen a esas familias respectivamente. Las especies más abundantes para el bosque de cacao son *Carollia perspicillata*, *Artibeus jamaicensis*, *Uroderma bilobatum*. Se destaca, además la abundancia de *Desmodus rotundus* en este cultivo. Para el bosque deciduo coincidentalmente estas especies también están reportada como abundantes, encontrándose aquí sin embargo una alta proporción de *Sturnira liliium* y *Glossophaga soricina* a diferencia del cacaotal. Para estos ambientes se reporta un diversidad alfa (riqueza de especies) de 12,92 para el cacaotal, seguida de 9,45 para el bosque seco y 3,9 para el bosque ribereño en orden decreciente respectivamente estos valores indican la relación entre el número total individuos entre el número de especies por hábitats. Los valores de diversidad alfa obtenidos mediante el cálculo del índice de Simpson, estos valores son 0,160559; 0,164773; 0,456812 para el hábitats de cacao, bosque seco y bosque ribereño respectivamente. También se observan los valores obtenidos del índice de Shannon - Wiener: 4, 43 para el cacaotal, 2,28 para el bosque seco y 1,53 para el bosque ribereño respectivamente. Posteriormente se muestran los valores de equidad de Pielou: 0,69 para el cacaotal; 0,71 para el bosque seco y 0,46 para el bosque ribereño respectivamente

Se destaca como abundantes las especies que Medellín et al. (2000). señala podrían ser indicadoras de disturbancia, estas especies coincidentalmente son las mismas en nuestro estudio. *Carollia brevicauda*, *Carollia perspicillata*, *Artibeus jamaicensis* y *Sturnira liliium*. Esta abundancia esta explicada por los hábitos generalitas de estas especies. *Carollia* es una especie que prefiere alimentarse de frutos asociados a especies vegetales sucesionales que conforman los bosques que protegen al cacao o están presentes en los bosque seco donde abundan plantas de *Cecropia* sp. y *Piper* sp. Nosotros encontramos que *Carollia perspicillata* es la especie más abundante, tanto en las plantaciones de cacao como en el bosque seco lo cual refuerza la idea de que estos cultivos constituyen hábitat muy intervenidos y la distribución de estas especies en el bosque seco al igual que en asociadas en el bosque de cacao, tal vez se hayan afectados por la vecindad de estas plantaciones. La diversidad beta encontramos que 28 especies están presentes tanto en el cacaotal como en el bosque ribereño, 19 especies en el bosque ribereño y el bosque deciduo y 23 especies en el cacaotal y el bosque deciduo, encontrándose Los valor en entre estos dos hábitats posiblemente debido a la vecindad entre estos dos ambiente, su proximidad espacial es aprovechada por los murciélagos para explotar ambos ambientes simultáneamente. La diversidad Beta se calcula a partir de la diversidad alfa promedio, al igual que los valores de complementariedad

y el índice de Jaccard para todos los hábitats (Molinari, J. 1989). Se muestran los valores del índice de Whittaker para las relaciones de hábitats: cacaotal-bosque ribereño; bosque ribereño-bosque seco; bosque seco-cacaotal. La diversidad gamma fue calculada a partir del índice de Simpson y un valor relativo de alfa que considera los valores de diversidad alfa de los tres hábitats, este índice también lleva implícita la consideración de la proporción de hábitats en función del área que ocupan dentro del parque, dicha medida no es exacta, por lo cual este valor se considera sesgado y no indica una medida exacta de diversidad. La diversidad gamma encontrada para todos los ambientes fue de 0,1363.

Diversidad Alfa α y abundancia proporcional de especies en los diferentes hábitats					
	D_{mg}	Simpson λ	Shannon -Wiener H'	Equidad de Pielou J'	
Cacaotal	12,92	0,160559	2,43	0,69	
Bosque Seco	9,45	0,164773	2,28	0,71	

Diversidad Beta β						
Relación entre Hábitats	α	Nº sp compartidas entre hábitats	Índice Whittaker	Índice Magurran	C Complementariedad	Índice de Jaccard I_j
Cacaotal - Bosque ribereño	29,5	28	0,98245614	5,709677419	0,096774194	0,903225806
Bosque ribereño - Bosque seco	25	19	0,791666666	19,35483871	0,387096774	0,612903226
Bosque seco - Cacaotal	29,5	23	0,80701754	21,30555556	0,361111111	0,638888889

Diversidad Gamma a partir de β de Simpson		
B Simpson:	0,602980642	Alfa total relativo: 0,739284932
	Gamma = 0,136304289942046	

Fig.2: Tabla de valores de diversidad

Lista de especies	Cacao		B. seco		B. Riber	
	ni	pi	ni	pi	ni	pi
<i>Chiropterus auritus</i> (Peters, 1856)		0		0	19	0,02810651
<i>Chiroderma salvini</i> (Dobson, 1978)		0		0	2	0,00295858
<i>Chiroderma vilosum</i> (Peters, 1860)		0		0	2	0,00295858
<i>Lonchorhina aurita</i> (Tomes 1863)	3	0,008379888	3	0,0066705	2	0,00295858
<i>Micronycteris hirsuta</i> (Peters 1869)	3	0,008379888	0	0		0
<i>Micronycteris megalotis</i> (Gray 1843)	2	0,005586592	0	0		0
<i>Micronycteris microtis</i> (Miller 1896)	3	0,008379888	2	0,0057803		0
<i>Micronycteris minuta</i> (Grevais 1856)	6	0,016759777	3	0,0066705		0
<i>Phylodermis stenops</i> (Peters 1865)	1	0,002793296	0	0		0
<i>Phyllostomus discolor</i> (Wagner 1843)	3	0,008379888	5	0,0144509	5	0,00739645
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas 1767)	2	0,005586592	0	0	5	0,00739645
<i>Tonatia brasiliensis</i> (Peters 1966)	6	0,016759777	0	0		0
<i>Tonatia saurophila maresi</i> (Koopman & Willians 1951)	7	0,01953073	7	0,0202312	2	0,00295858
<i>Trachop cirrhosus</i> (Spix 1823)	2	0,005586592	2	0,0057803		0
<i>Vampyrus spectrum</i> (Linneo 1758)	1	0,002793296	0	0		0
<i>Anoura geoffroyi</i> (Gray, 1838)		0		0	2	0,00295858
<i>Anoura cultrata</i> (Handley, 1960)		0		0	2	0,00295858
<i>Anoura caudifur</i> (E. Geoffroy-St. Hilaire 1818)	3	0,008379888	0	0	11	0,01527219
<i>Glossophaga longirostris</i> (Miller 1896)	6	0,016759777	3	0,0066705		0
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	3	0,008379888	21	0,0606936	3	0,00443787
<i>Leptonycteris curasoae</i> (Miller, 1900)	0	0	1	0,0028902		0
<i>Carollia brevicauda</i> (Shinz, 1821)	5	0,01396648	5	0,0144509	21	0,03106509
<i>Carollia perspicillata</i> (Linneo, 1758)	114	0,318435754	109	0,3150289	9	0,01331361
<i>Artibeus glaucus</i> (Thomas, 1893)	4	0,011173184	6	0,017341	3	0,00443787
<i>Artibeus harti</i> (Thomas, 1892)	1	0,002793296	0	0	1	0,00147929
<i>Artibeus jamaicensis</i> (Leach, 1821)	68	0,189944134	67	0,1936416	452	0,66863605
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1861)	22	0,061452514	15	0,0433526	25	0,03688225
<i>Chiroderma trinitatum</i> (Miller, 1897)	1	0,002793296	0	0	2	0,00295858
<i>Sturnira erythronos</i> (Tschudi, 1844)	2	0,005586592	2	0,0057803	5	0,00739645
<i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy-St. Hilaire, 1810)	9	0,025139695	21	0,0606936	7	0,01035503
<i>Sturnira ludovici</i> (Anthony, 1924)	2	0,005586592	2	0,0057803	28	0,04142012
<i>Uroderma bilobatum</i> (Peters, 1866)	41	0,11452514	43	0,1242775		0
<i>Uroderma magnirostrum</i> (Davis, 1968)	4	0,011173184	1	0,0028902		0
<i>Vampiresa pusilla</i> (Wagner, 1843)	4	0,011173184	0	0		0
<i>Desmodus rotundus</i> (E. Geoffroy, 1810)	19	0,053072626	12	0,0346821		0
<i>Diphylla eucaudata</i> (Spix, 1823)	1	0,002793296	3	0,0066705		0
<i>Platyrrhinus helleri</i> (Peters, 1867)	2	0,005586592	4	0,0115607	17	0,02514793
<i>Eptesicus fuscus</i> (Thomas, 1920)		0		0	1	0,00147929
<i>Eptesicus furinaks</i> (D'Orbigny, 1847)	0	0	1	0,0028902		0
<i>Saccopteryx leptura</i> (Schreber, 1774)		0		0	5	0,00739645
<i>Rhogeessa minutilla</i> (Miller, 1897)	1	0,002793296	0	0		0
<i>Lampronnycteris brachyotis</i> (Dobson, 1878)	1	0,002793296	1	0,0028902		0
<i>Pteronotus parnellii</i> (Gray, 1843)	6	0,016759777	7	0,0202312	39	0,05789231
Nº Total de Individuos/ Muestreo (N):	358		346		676	
Nº Total de Spp / Muestreo (S):	34		25		25	

Fig. 3: Lista de especies de murciélagos encontradas en este estudio.

Según Tilman (1999), los estudios de Biodiversidad enfrentan varias barreras logísticas cuando se miden parámetros como número de especies y endemismos principalmente de naturaleza logística, estos patrones que describen los factores ecológicos que se podían correlacionar con una diversidad alta de especies, llegando a la conclusión que la diversidad aumentaba con la cantidad y equitabilidad de la precipitación y en menor grado con la fertilidad del suelo. En el cultivo de cacao (*Theobroma cacao*) esta variable no es tomada en cuenta, pero sin embargo se puede afirmar que para este cultivo y para los otros ambientes de nuestro estudio, un suelo pobre, no es una variable que pudiera determinar la presencia o la ausencia de pequeños mamíferos. Las especies de murciélagos se distribuyen, normalmente, según jerarquías de abundancia desde algunas especies muy abundantes hasta algunas muy raras. Generalmente, en las comunidades de mamíferos lo normal es que haya bastantes especies raras, pocas especies abundantes y muchas especies con una abundancia intermedia. Es muy probable que este tipo de relación especie /abundancia, se dé siempre que los elementos del sistema interaccionan y compiten por unos recursos limitados. Medellín et al. (2000) señala que los murciélagos son una herramienta importante por estar presentes en diversos niveles tróficos, son especies ricas y abundantes, ecológicamente diversas,

fáciles de muestrear y de responder a cambios ambientales. Esta claro que podemos usar los murciélagos como indicadores de hábitats disturbados pero hay que tener en cuenta los factores relacionados con el indicador en sí mismo, los recursos asociados, su micro hábitat y sus relaciones con otras especies (Pearson 1994).

En los hábitats muestreados correspondientes a áreas de cultivo (*Theobroma cacao*) existen relaciones definidas entre el número de especies encontradas y la extensión del hábitat, este hábitat se renueva constantemente y su vegetación nunca podría ser considerada como original ya que es alterada continuamente a lo largo del año, cuando se dan las podas y se cosecha. Sin embargo esto ocurre a pequeña escala, es importante, además, destacar la importancia de la cercanía, proximidad (o adyacencia) de hábitats (bosque seco) que de alguna manera influyen en la diversidad y con la cual se establecen importantes interacciones ecológicas entre las especies consideradas transitorias. De hecho hemos encontrado una complementariedad entre el cacaotal y el bosque ribereño de un 0,09 como valor mas bajo, el valor más alto es el del bosque ribereño con el bosque seco 0,38 estos nos indica mayor diferencia entre ambos hábitats. Mientras el valor este más cerca de 0, los hábitats comparados son más similares o más complementarios con respecto a la composición de especies, es decir el bosque de cacao es similar en composición de especies al bosque ribereño. No fue así, sin embargo con los valores obtenidos cuando comparamos el cacaotal con el bosque seco, en este caso el valor fue de 0,36 y el valor más alto 0,38 para bosque ribereño-bosque seco nos indica que el más amplio rango de diferencia fue el que se establece entre estos ambientes. En cuanto a las plantaciones de cacao como parte del bosque ribereño donde este cultivo pasa a sustituir al segundo estrato arbóreo, en especial en aquellas plantaciones a las que se le aplica un mantenimiento continuo, tenemos que el bosque ribereño ha sustituido al bosque original, formando una mezcla o bosque mixto entre lo natural y el cultivo de cacao dando como resultado, desde la perspectiva florística, un bosque ribereño modificado con la presencia de plantas de cacao, nos atrevemos a sugerir un nombre para este tipo de bosque presente en la del Estado Aragua ubicada dentro de la Costa Central de Venezuela, el cual denominamos "Bosque Ribereño de Cacao".

La importancia del conocimiento de la estructura de estos bosques, radica en la valoración de los mismos para la conservación de la diversidad de vertebrados (Visbal et al. 1992). Hector et al. (2001) señala que en muchos casos, los argumentos para la conservación están basados en procesos funcionales del ecosistema, sin tomar en cuenta las especies que en muchos casos, constituyen indicadores más fuertes para la toma de decisiones a la hora de conservar, sin embargo existe un nuevo movimiento científico que busca argumentos más fuertes basados en la acumulación experimental de evidencias para integrar el abstracto concepto de biodiversidad con el de funcionalidad del ecosistema, sin embargo. recomendamos para el futuro de las mediciones de diversidad debe ir encausado mas hacia medir las características de las comunidades y su ambiente, y no solo el numero de especies capturadas por ambiente. Un estudio similar realizado por Parra (2004), para cultivos de cacao señala la importancia de estos y su relación con la composición faunística de aves, indican que esta depende en gran parte de la sombra que los árboles del dosel proveen y de la densidad de la cobertura vegetal. En este sentido Parra (2004) señala que los cultivos con árboles de sombra como el cacao y el café se vislumbran como la esperanza para la conservación de la diversidad biológica, ante los aumentos proporcionales de la deforestación, ya que, la tendencia actual implica la sustitución del cacao de sombra, por plantaciones de sol, lo cual implicaría una disminución en la riqueza faunística que estos bosques albergan. El cacaotal constituye un oasis para muchas especies de aves que se ven atraídas por el suministro continuo de agua alimento y refugio, recursos escasos en ambientes circunvecinos durante esa época del año. Nuestros resultados, nos llevan a señalar que la estructura florística asociada a los cacaotales de sombra, dentro de hábitats muy fragmentados como lo son los bosques tropicales, proveen de recursos ecológicos, alimentarios y de refugio a numerosas especies, de allí que estos albergan una amplia diversidad de fauna de vertebrados e invertebrados, los cuales se benefician de los microhábitats que allí encuentran.

Conclusiones

La riqueza de especies de las comunidades de quirópteros fue determinada usando el índice de diversidad de Margalef, el valor mas alto corresponde a las especies asociadas a una plantación de cacao (*Theobroma cacao*), que en este estudio hemos denominado bosque ribereño de cacao, los valores para el bosque seco y el bosque ribereño siguen en orden decreciente respectivamente. Para la diversidad beta de las comunidades de quirópteros presentes entre una plantación de cacao, un bosque deciduo y en un bosque ribereño, encontramos que el valor más alto es el que se

establece entre el bosque del cacao y el bosque seco, y esto se debe posiblemente a su proximidad espacial. Los valores de complementariedad de hábitats indican que el cacaotal es similar al bosque ribereño en cuanto a la composición faunística que estos bosques albergan. Los quirópteros mantienen una relación mutualista con el cultivo de cacao (*Theobroma cacao*), este le sirve de refugio, es propicia para la captura de las presas de los murciélagos insectívoros, los provee de una gran gama de recursos alimenticios para una comunidad de amplia variedad de hábitos alimenticios. Los murciélagos constituyen el grupo de vertebrados ideal para ser utilizadas como indicadores de diversidad biológica de la vertiente norte del Parque Nacional Henri Pittier, puesto que se mantienen una estrecha relación con la estructura de la vegetación, los recursos bióticos y actividades antropogénicas.

Se recomienda aumentar el número de horas de campo, a fin de disponer de mayor cantidad de datos, para este grupo zoológico con tan amplia distribución y amplia variedad de gremios alimenticios. Recomendamos el uso de detectores de Ultrasonido a fin de identificar la presencia de especies de vuelo libre, que jamás podrán ser colectadas usando el método de mallas de neblina (Willig & Selcer 1989). Estandarizar los protocolos para la realización de inventarios de mastofauna, con el fin de que estos puedan ser utilizados de manera universal por otros investigadores y estos datos sean amoldables a la aplicación de cualquier modelo estadístico (Zar 1999). Ampliar las investigaciones con referencia a cultivos tradicionales (cacao, café, etc.) a fin de entender las dinámicas de estas poblaciones vegetales y sus relaciones con la fauna asociada a estos cultivos. Establecer políticas de conservación de los cultivos tradicionales de cacao dentro del Parque Nacional Henri Pittier, entendiéndose estos como reservorios importantes de biodiversidad.

Agradecimientos

Al Instituto de Zoología Agrícola de la Facultad de Agronomía, Universidad Central de Venezuela. Al Dr. Javier Sánchez y al Museo de la Estación Biológica "Rancho Grande", al apoyo incondicional del Ing. Andrej Skora, a Stefán Skora por su especial ayuda en el campo, a Kay Rosemberg y toda la gente de la Hacienda "La Sabaneta" en Choroni, gracias infinitas y a FUNDACITE Aragua por el financiamiento parcial de esta investigación.

Referencias

- Aguilera, M. A. Azocar & E. Gonzalez-Jimenez. 2002. *La Biodiversidad en Venezuela*. Fundación Polar. Ministerio de Ciencia y Tecnología. Fondo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas. 1080 pp.
- Anzoategui, P. 1994. *Cambios en el uso de la Tierra en la Parroquia Choroni, Estado Aragua, Venezuela*. Universidad Central de Venezuela, Facultad de Agronomía, Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Agrónomo. 240 pp.
- Ezcurra, E. 1990. ¿Porqué hay tantas especies raras? La riqueza y rareza biológicas en las comunidades naturales. *Ciencias (No. especial)* 4: 82-88.
- Fernandez-Badillo, A., R. Guerrero, R. LordO, J. Ochoa & G. Ulloa. 1988. *Mamíferos de Venezuela: Lista y Clave para su identificación*. Editado por ASOVEN y MIZA-UCV. 185 pp.
- Fernandez-Badillo, A. 2000. *El Parque Nacional Henri Pittier*. Revista de la Facultad de Agronomía. Alcance Nº 60 Universidad Central de Venezuela. 284 pp.
- Fleming, T., E. Hopper & D. Wilson. 1972. Three Central American bat communities: structure reproductive cycles and movement patterns. *Ecology* 53(4) 554-569.
- Fox, B.J. & M.D. Fox. 2000. Factors determining mammal species richness on habitat islands and isolates: habitat diversity, disturbance, species interactions and guild assembly rules. *Global Ecology & Biogeography* 9: 19-37.
- Gaston, K. & J. Spicer. 1988. *Biodiversity: an introduction*. Blackwell Science Ltd. Editorial Office: Osney Mead Oxford OX2 OEL. 113 pp.
- Halfper, G. & E. Ezcurra. 1992. ¿Qué es la Biodiversidad? *Acta Zoológica Mexicana*. Vol. Especial-La Diversidad Biológica de Ibero América.
- Hector, A., J. Joshi, S.P. Lawler, E.M. Shehn & A. Wilby. 2001. Conservation implications of the link between biodiversity and ecosystem functioning. *Oecologia* 129: 624-628.
- Holdridge, L.R. 1978. *Ecología de las zonas de vida. Organización de Estados Americanos (OEA)*. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas, San José, Costa Rica. 123 pp.
- Hurlbert, S.H. 1978. The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters.

Ecology 59: 67-77.

Linares, O. 1998. *Mamíferos de Venezuela*. Editorial Sociedad Conservacionista Audubon de Venezuela. Caracas. 692 pp.

Manama, D. & Rievero, G. 1994. *La ocupación espacial en la parroquia Choroní (Estado Aragua) y sus implicaciones Ambientales en el Parque Nacional Henry Pittier*. Universidad Central de Venezuela, Facultad de Humanidades y Educación, Escuela de Geografía. Trabajo especial de Grado. 183 pp.

Magurran, A. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. 179 pp.

Medellin, R. & M. Equihua. 1998. Mammal species richness and habitat use in rainforest and abandoned agricultural fields in Chiapas, Mexico. *Journal of Applied Ecology* 35: 13-23.

Medellin, R., M. Equihua & M. Amin. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. *Conservation Biology* 16(6): 1666-1675.

Molinari, J. 1989. *La diversidad ecológica: un enfoque unificado, conceptual y metodológico para su cuantificación*. Universidad Central de Venezuela. Trabajo de grado presentado para optar al Título de Doctor en Ciencias mención Ecología. Facultad de Ciencias, 260 pp.

Moreno, C. 2000. *Métodos para medir la biodiversidad*. Manuales & Tesis SEA. UNESCO, CYTED. España. 83 pp.

Moreno, C. & G. Halffer. 2000. Assessing the completeness of bat diversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology* 37: 149-158.

Moreno, C. & G. Halffer. 2001. Spatial and temporal analysis of , and diversities of bats in fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation* 10: 367-382.

Noss, R.F. 1990. Indicator for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4(4): 355-365.

Parra, L. 2004. *Estructura de la comunidad de aves del sotobosque de un cultivo de cacao (Theobroma cacao) en el valle del Municipio Costa de Oro, Estado Aragua, Norte de Venezuela*. Universidad Central de Venezuela. Trabajo de Grado presentado para optar al título de Magíster Scientiarum en Zoología Agrícola. 65 pp.

Pearson, D. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 345: 75 -79.

Rojas, C. 1994. *Murciélagos de un bosque ribereño de la vertiente norte del Parque Nacional Henri Pittier, Aragua, Venezuela*. Universidad Central de Venezuela, Facultad de Agronomía, Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Agrónomo, 140 pp.

Ortiz, I. 1993. *Evaluación de la entomofauna asociada al fruto del cacao (Theobroma cacao) en Ocumare de la Costa, Estado Aragua, Venezuela*. Universidad central de Venezuela, Facultad de Agronomía, Trabajo de grado para optar al título de ingeniero Agrónomo, 140 pp.

Schulze, M., N. Seavy & D. Whitacre. 2000. A comparison of the Phyllostomid bat assemblages in undisturbed neotropical forest and in forest fragments of slash and burn farming mosaic in Petén, Guatemala. *Biotropica* 32(1): 174 -184.

Sokal, R. & F. Rohlf. 2000. *Biometry*. 3° Edición Freeman. San Francisco.

Solbrig, O. 1991. *Biodiversity scientific issues and collaborative research proposal*. MAB Digest N° 9 UNESCO. Paris. Francia.

Tilman, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* 80(5): 1455 -1474.

Varela, L. 1999. *Diagnostico de la producción del cacao en el Estado Aragua*. Informe para Fundacite Aragua (Agenda Cacao) 71 pp.

Visbal, R., J. Manzanilla & A. Fernandez. 1992. *Importancia de los vertebrados del Parque Nacional Henri Pittier y consideraciones para su conservación*. IMPARQUES 73 pp.

Willig, M. 1986. Bat community structure in South America a tenacious Chimera. *Revista Chilena de Historia Natural* 56: 151 -168.

Willig, M. & K. Selcer, K. 1989. Bat species density gradients in the New World: statistical assessment. *Journal of Biogeography* 16: 189-195.

Zar, J. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4° Edition Prentice Hall. New Jersey.

Floristic composition and conservation status of the dry forests in Ecuador

Composición florística y estado de conservación de los bosques secos del sur-occidente del Ecuador.

Zhofre Aguirre Mendoza¹., Lars Peter Kvist².

1. Herbario LOJA, Universidad Nacional de Loja,
Ciudadela Guillermo Falconí E. Loja, Ecuador. E-mail:
herbario@unl.edu.ec,

2. Instituto de Biología, Universidad de Aarhus, Ny Munkegade
540, 8000 Aarhus C., Dinamarca. E-mail: lars.kvist@biology.au.dk

December 2005

Download at: <http://www.lyonia.org/downloadPDF.php?pdfID=2.414.1>

Floristic composition and conservation status of the dry forests in Ecuador

Resumen

En Ecuador los bosques secos se encuentran en el centro y sur de la región occidental de los Andes, en las provincias de Esmeraldas, Manabí, Guayas, El Oro y Loja. Originalmente cerca del 35% (28000 km²) del Ecuador occidental estaba cubierto por bosque seco, se estima que el 50% habría desaparecido. En Loja se encuentra la mayor superficie de este ecosistema, entre 0 a 1100 msnm. El 31% (3400 km²) de la provincia de Loja (11000 km²) es bosque seco, sobre terrenos colinados y abruptos. Biológicamente son importantes porque forman parte de la zona de endemismo Tumbesino. Por tradición los bosques secos de la zona han sido sobreexplotados y degradados por extracción de madera, ampliación de frontera agrícola, incendios forestales, pastoreo de ganado caprino y bovino. En los últimos cinco años los bosques secos de Loja (cantones Zapotillo, Macará, Celica, Pindal, Puyango y Sozoranga) se estudiaron con intensidad, con el enfoque de unidades de paisaje. Los resultados demuestran que existen 8 comunidades vegetales dentro de cinco tipos de bosque, donde crecen 219 especies de árboles y arbustos. Se reportan 15 especies endémicas. Luego de estos estudios se concluye que los bosques secos de la provincia de Loja son los más continuos y están en buen y mejor estado de conservación que sus similares de Manabí, Guayas, El Oro y el norte Peruano.

Palabras claves: diversidad florística, región tumbesina, bosque seco, comunidades vegetales, conservación.

Introducción

Los bosques secos del sur-occidente del Ecuador (provincia de Loja) están ubicados en áreas donde vive gran cantidad de población humana, aproximadamente el 60% de la población rural de la provincia de Loja. Se desarrolla sobre suelos aptos para cultivos, y por tal razón han sido muy intervenidos y destruidos. Los bosques secos de Loja son poco conocidos, muy amenazados y tienen gran importancia económica debido a los múltiples recursos (forestales y no maderables) que la población obtiene de ellos. Para documentar la biodiversidad de los bosques secos el herbario LOJA de la Universidad Nacional de Loja desde 1999, inicia estudios de la vegetación de la zona, con el enfoque de unidades de paisaje, con el auspicio económico de algunas instituciones como: EcoCiencia, Proyecto Bosque Seco I, II, Proyecto COSV-UNL y Proyecto BEISA. Los resultados de estas investigaciones se han analizado y se presentan en este artículo, que trata sobre la composición florística y estado de conservación de las formaciones de bosques secos del sur-occidente del Ecuador.

Específicamente en este artículo se presenta, una descripción de las cinco diferentes formaciones vegetales que incluyen las formaciones de las partes bajas, estribaciones secas y los valles secos interandinos del sur. Se analiza el endemismo, la diversidad de especies y familias a nivel de formaciones de bosques secos y, se discute las familias y especies más importantes y estado de conservación de las especies y de las formaciones vegetales. Se analiza también los vacíos de conocimiento existentes para la vegetación seca de Loja.

Características de los bosques secos

El bosque seco es un ecosistema en donde la mayoría de especies arbóreas pierden el follaje y unas pocas especies permanecen con follaje, en la temporada seca son escasos los arbustos y hierbas. Son ecosistemas muy frágiles y soportan fuertes presiones antrópicas.

Se ubican a ambos lados de la línea ecuatorial, en zonas donde la evapotranspiración potencial sobrepasa a la precipitación. Existen áreas extensas en Centroamérica y México y, en América del Sur en Bolivia, Paraguay y Brazil. Se encuentran áreas representativas menos extensas hacia el Caribe en Venezuela y Colombia, y hacia el Océano Pacífico en Ecuador y el norte del Perú, y en áreas pequeñas y aisladas en los valles interandinos de Colombia, Ecuador, Peru y Bolivia (Lamprecht 1990).

A largo de la costa de Ecuador y Perú se distingue una larga franja de bosques secos, que según Sierra et al (1999) citado por NCI et al (2004) manifiesta que en Ecuador existen 25 030 km² de bosque seco con una remanencia de 28,4% y, en el Perú existen 31 425 km² en condiciones más degradadas que el ecuatoriano. Sierra et al (1999) menciona que en Ecuador las zonas de bosque seco están incluidas en las formaciones de la costa, en las subregiones

Centro y Sur. Empiezan en el sur de Esmeraldas, continua en Manabí (Parque Nacional Machalilla y el Cerro Montecristi), Península de Santa Elena, Golfo de Guayaquil, Isla Puna, Cerro Blanco y en la Reserva Ecológica Manglares-Churute y el suroccidente de las provincias de Loja y El Oro en la frontera con Perú.

En Loja se encuentra la mayor superficie de este ecosistema, en un rango altitudinal entre 0 a 1 100 msnm, que incluyen las tierras bajas, estribaciones occidentales bajas de la cordillera de los andes y los valles secos interandinos del sur. El 31% (3400 km²) de la provincia de Loja (11 000 km²) es bosque seco, sobre terrenos colinados y abruptos. Se puede considerar estos bosques como el "*corazón del Centro de Endemismo Tumbesino*"; una de las regiones mas importantes para la conservación en el mundo. La región Tumbesina es una zona de alta representación biológica y se presenta por la presencia de la corriente cálida de El Niño, la fría de Humboldt, los vientos y la topografía (López 2002).

La temperatura y la precipitación media anual varían entre 20–26°C y 300–700 mm/año. Se diferencian dos periodos: uno seco entre mayo a noviembre y otro lluvioso de diciembre a abril. Generalmente los suelos sobre los cuales se desarrollan son arcillosos, que en la temporada lluviosa forman lodazales y en la temporada seca se manifiestan con grandes grietas, ocasionalmente pueden desarrollarse en suelos pedregosos y arenosos (Herbario Loja 2001)

La importancia biológica esta dada por la existencia de fauna única, esta región en el mundo es considerada como un EBA (Endemic Bird Area). Se conoce que estos bosques secos restringido a un área geografica pequena (50 000 km², entre Ecuador y Perú) son el hábitat de al menos 500 especies de aves, 84 especies con una distribución muy restringida, de las cuales 15 están amenazadas; también viven 10 especies de mamíferos endémicos, situación que eleva la importancia biológica de estos ecosistemas (Willams 2005; www.Darwinnet.org).

A primera vista, los bosques secos del sur-occidente del Ecuador se pueden apreciar como dominados por especies de la familia Bombacaceae: *Ceiba trichistandra*, *Cavanillesia platanifolia*, *Eriotheca ruizi*; pero su composición florística es en realidad mucho más diversa, encontrándose especies características de otras familias, como: *Tabebuia chrysantha*, *Cordia lutea*, *Terminalia valverdae*, *Machaerium millei*, *Cochlospermum vitifolium*, *Bursera graveolens*, *Coccoloba ruiziana*, *Caesalpinia glabrata*, *Piscidia carthagenensis* y cactus como *Armatocereus cartwrightianus* y *Espostoa lanata* (Aguirre et al 2001)

Métodos

El trabajo se basa en el análisis de datos específicos de las investigaciones realizadas por el Herbario LOJA, considerando especialmente los sitios y localidades de colección y presencia de las especies. También se revisó literatura existente sobre los bosques secos del sur-occidente del Ecuador, ubicados en el extremo sur de la provincia de Loja. Se reviso el Catálogo de las plantas vasculares del Ecuador (Jørgensen & León-Yáñez 1999) y el Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador 2000 (Valencia et al 2000) para obtener datos sobre endemismo y amenaza. También se trabajo con la base de datos y colecciones del herbario LOJA de la Universidad Nacional de Loja. La información para la composición florística esta basada en estudios realizados en los bosques secos mediante parcelas temporales, permanentes e inventarios generales. Para describir los tipos de bosque seco se consideran criterios de densidad, estructura, composición florística e intensidad de la intervención humana (alto, medio y bajo) y el tipo de intervención (pastoreo, extracción de madera, incendios y monocultivos). Los valores de densidad (número de árboles mayores a 5 cm DAP por hectárea), se basaron en la propuesta realizada por el herbario LOJA et al (2001), que plantea los siguientes rangos: >700 individuos (denso), 500-699 individuos (semidenso), 300-499 (ralo) y <299 individuos (muy ralo). Las definiciones y ubicación de las comunidades vegetales en los diferentes tipos de bosque seco se basan en los estudios de: Herbario LOJA et al (2001), Aguirre et al (2001), Aguirre y Delgado (2001), Lozano (2002), Sierra et al (1999) y experiencias locale del primer autor.

Para evaluar la similitud de la composición florística entre las formaciones vegetales se calculo el *índice de similitud de Sørensen* ($K_s = 2c/(a + b)$), donde c son las especies comunes entre dos comunidades/zonas, y a y b, son los totales de especies presentes en estas dos comunidades/zonas) (Sørensen 1948). Además la diversidad relativa de familia (DrF = Numero de individuos de la familia/número de individuos totales* 100).

Resultados

Comunidades vegetales identificadas en los bosques secos del sur occidente del Ecuador
Se diferenciaron ocho comunidades vegetales, con sus especies características y especialistas, que se distribuyen en los diferentes tipos de formaciones vegetales de bosque seco. Las comunidades identificadas y los tipos de bosques donde se localizan se presentan en la tabla 1:

Tabla 1. Correspondencia de las diferentes comunidades a los tipos de formaciones secas presentes en el sur-occidente del Ecuador (provincia de Loja)

Comunidades vegetales	Formación vegetal de bosque seco
Comunidad vegetal I de <i>Acacia macracantha</i> , <i>Acnistus arborescens</i> , <i>Vernonanthura patens</i> y <i>Adenaria floribunda</i> .	Matorral espinoso seco Estribaciones bajas Bosque seco decido ralo
Comunidad vegetal II de <i>Ceiba trichistandra</i> , <i>Phytocellobium excelsum</i> , <i>Bougainvillea peruviana</i> , <i>Pisonia macranthocarpa</i> y <i>Senna mollisima</i> .	Bosque decido denso Bosque decido semidenso
Comunidad III. De <i>Eriotheca ruizii</i> , <i>Senna mollisima</i> , <i>Bursera graveolens</i> y <i>Bougainvillea peruviana</i>	Bosque decido ralo Bosque decido muy ralo Bosque decido semidenso Bosque decido denso
Comunidad IV. <i>Tabebuia chrysantha</i> , <i>Caesalpinia glabrata</i> , <i>Simira ecuadorensis</i> . <i>Zanthoxylum</i> sp. con <i>Cytarexylum</i> sp. y <i>Prokia crucis</i>	Bosque decido ralo Bosque decido muy ralo Bosque decido semidenso Bosque decido denso
Comunidad V. De <i>Triplaris cumingiana</i> , <i>Erythrina velutina</i> , <i>Albizia multiflora</i> , <i>Machaerium millei</i> con <i>Senna mollisima</i> y <i>Prokia crucis</i> .	Bosque semidecido Estribaciones bajas
Comunidad VI. De <i>Cordia lutea</i> , <i>Caesalpinia glabrata</i> con <i>Prosopis juliflora</i> e <i>Ipomoea carnea</i> .	Bosque decido ralo Bosque decido muy ralo Matorral seco espinoso
Comunidad vegetal VII de <i>Bursera graveolens</i> e <i>Ipomoea wolcottiana</i>	Bosque decido ralo Bosque decido semidenso Bosque decido denso
Comunidad VIII de <i>Centrolobium ochroxylum</i> , <i>Cochlospermum vitifolium</i> y <i>Simira ecuadorensis</i>	Bosque semidecido Bosque decido semidenso Bosque decido denso

Formaciones vegetales de bosque secos en el sur-occidente del Ecuador

No se propone una nueva nomenclatura, sino una forma sencilla para ubicar y describir los diferentes tipos de bosque seco que se pueden diferenciar en áreas secas de la provincia de Loja. Se diferencian y describen cinco diferentes tipos de vegetación, incluyendo las tierras bajas, estribaciones bajas occidentales de los andes y los valles secos interandinos del sur (Loja).

a. Matorral espinoso seco

Ocurre en las partes bajas y planas cerca de las tierras bajas, el relieve es relativamente plano con pocas colinas. La vegetación se presenta poco densa, aislada, xerofítica, espinosa, achaparrada con presencia de cactus columnares y plantas con látex de los géneros *Croton* y *Euphorbia*.

Se localiza en las partes más bajas de Zapotillo en la vía a Progreso y Lalamor. En la zona de Yuluc, Sumaipamba y Cochás (Manú), dentro de la cuenca del río Uchucay, tributario del Jubones, este tipo de vegetación se presenta sobre 1100 msnm sobre fuertes pendientes.

Las especies vegetales que caracterizan este tipo de vegetación son: *Croton wagneri*, *Ipomea carnea*, *Cordia lutea*, *Cereus diffusus*, *Armatocereus cartwrightianus*, *Hylocereus polyrhizus*, *Chloroleucon mangense*, *Achatocarpus pubescens*, *Erythroxylum glaucum*.

b. Bosque deciduo

El bosque deciduo ocurre en las tierras bajas, esta ubicado entre 0 y 700 msnm, se caracteriza porque mas del 75% de sus especies pierden las hojas durante la época seca del año, como es el caso de *Ceiba trichistandra*, *Eriotheca ruizii* y *Tabebuia chrysantha*, que son las especies mas conspicuas de estas formaciones. Esta formación vegetal tienen las características descritas en la publicación de Sierra et al (1999), pero en la realidad sobrepasan los límites de altitud. En la estructura de la vegetación se logran diferenciar árboles aparasolados y espinosos de hasta 15 m de altura. Para caracterizar los bosques secos deciduos, se consideró el grado de intervención antropogénica, la densidad de plantas, la estructura y composición florística y como resultado se plantea tres tipos de subformaciones vegetales deciduas:

Bosque deciduo denso

Son bosques con buena estructura, se diferencian tres estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, con promedios de altura de 15 a 18 m. Se logra contar mas de 800 individuos/ha mayores o iguales a 5 cm DAP. Granda (2005 en preparación), reporta 1124 individuos/ha, en una parcela permanente en Algodonal, provincia de Loja.

La vegetación característica está representada por: *Tabebuia chrysantha*, *Cordia macrantha*, *Loxopterygium huasango*, *Terminalia valverdeae*, que además presentan muy buena regeneración. Existen otras especies como: *Ceiba trichistandra*, *Cavanillesia platanifolia*, *Bursera graveolens*, *Geoffroea spinosa*, *Cochlospermum vitifolium*, *Armatocereus cartwrightianus*, *Hylocereus polyrhizus*, *Eriotheca ruizii*, *Simira ecuadorensis*, *Machaerium millei* y *Erythroxylum glaucum*. Sobre estos árboles están creciendo bromelias de los géneros *Tillandsia*, *Racinaea* y *Vryesea* y orquídeas de los géneros *Oncidium* y *Catasetum*.

Este tipo de bosque se puede diferenciar en sectores como: La Ceiba, Vicin, Algodonal, Paletillas, Cazaderos, Cabeza de Toro, Cordillera Arañitas, Cochas (Provincia de Loja), en el Bosque Petrificado de Puyando.

Bosque deciduo semidenso

Se caracteriza porque la vegetación ha sufrido una constante degradación causada por la explotación selectiva de las especies maderables de alto valor económico y principalmente por el sobrepastoreo caprino y bovino, que afecta la regeneración natural, alterando de esta manera la dinámica del bosque. En estos bosques se encuentra un promedio de 500-700 árboles/ha, mayores o iguales a 5 cm de DAP.

La vegetación está formada por árboles grandes aislados, sotobosque formado por arbustos de *Simira ecuadorensis*, *Croton* spp., *Erythroxylum glaucum*, *Pisonia aculeata* y escasa regeneración natural de *Tabebuia chrysantha*. Las especies comunes son: *Ceiba trichistandra*, *Acacia macracantha*, *Prosopis juliflora*, *Erythrina smithiana*, *Bougainvillea peruviana*, *Bursera graveolens*, *Terminalia valverdeae* y *Tabebuia chrysantha*. También se observa herbáceas de las familias Acanthaceae, Amaranthaceae, Asteraceae, Malvaceae y algunas enredaderas de Sapindaceae.

El bosque deciduo semidenso está presente en los márgenes de las vías que conducen desde La Ceiba hasta Paletillas, en Tambo Negro, El Empalme (Macará), Lucarqui (Paltas).

Bosque seco deciduo ralo

Este tipo de bosque es el resultado de la extrema intervención del hombre, que aprovecho al máximo los recursos vegetales, quedando solo las plantas de poco o ningún valor comercial. Se observan creciendo en un promedio 300 árboles mayores o iguales a 5 cm de DAP. El sotobosque es casi inexistente, solo se observa *Croton*, *Mimosa*, *Acacia*. Las especies características son: *Ceiba trichistandra*, *Eriotheca ruizii*, *Cordia lutea*, *Cochlospermum vitifolium*, *Senna incarnata*, *Capparis scabrida*, *Bougainvillea peruviana*.

Dentro del bosque ralo se incluye la formación vegetal **Sabana**, que ocupa la misma distribución geográfica del bosque deciduo de tierras bajas y semideciduo. Se desarrolla en lugares donde la vegetación arbórea ha sido eliminada "casi" por completo, quedando algunos árboles caducifolios aislados, principalmente de la familia Bombacaceae y Mimosaceae.

Esta formación vegetal esta presente en el área entre Zapotillo-Lalamor, Saucillo y Lucarqui, en altitudes entre 300 a 1000 msnm.

c. Bosque semideciduo

El bosque semideciduo presenta vegetación dispersa, con escasos árboles aparasolados de

más de 20 m de altura. Entre el 75 y 25% de los elementos florísticos que conforman este tipo de bosque pierden sus hojas en la temporada seca. Este tipo de bosque se caracteriza por la presencia de mayoritaria de especies arbóreas, abundantes arbustos y hierbas en temporada lluviosa, sobre laderas con pendientes moderadas que no superan el 20-30 %, en suelos muy pedregosos y, altitudes entre 200 y 900 msnm, los límites altitudinales reales difieren con la propuesta por Sierra et al (1999). Presentan un grado de intervención antrópica que varía entre intervenido y muy intervenido.

La flora indicadora del bosque seco semidecíduo es: *Triplaris cumingiana*, *Bauhinia aculeata*, *Caesalpinia glabrata*; *Pradosia montana*, *Centrolobium ochroxylum*, *Machaerium millei*, *Cochlospermum vitifolium*; *Gallesia integrifolia*, *Delostoma integrifolium*, *Pisonia aculeata* y *Senna mollisima*. Mezclados con elementos florísticos que por su ubicación junto a vertientes o causes de quebradas mantienen su follaje siempreverde, como es el caso de *Muntingia calabura*, *Acacia macracantha*, *Mimosa acantholoba*, *Trema micrantha* y *Cecropia litoralis*.

Los elementos florísticos que están también presentes y que pierden sus hojas (caducifolios) son: *Ceiba trichistandra*, *Pithecellobium excelsum*, *Hura crepitans* y *Tabebuia chrysantha*.

Este tipo de vegetación se desarrolla, en la provincia de Loja entre 400-600(-900) msnm, en Tambo Negro, La Victoria, Sabiango, Jorupe (Macará), en Pindal de Jujal, Playas, Yamana y Valle de Casanga en Paltas, hasta El Empalme a 1100 msnm.

d. Bosque de estribaciones bajas (estribación occidental)

Se ubica y desarrolla altitudinalmente entre 900 hasta 1500 (1600) msnm, en lugares colinados y escarpados, donde generalmente por influencia de las zonas bajas secas se intercambian elementos florísticos piemontanos y tropicales secos. Algunos autores a esta área de transición la denominan premontana o piemontana. En este tipo de vegetación hasta el 50% de los elementos florísticos llegan a perder su follaje.

Las especies características son: *Triplaris cumingiana*, *Fulcaldea laurifolia*, *Cupania cineria*, *Chyonanthus pubescens*, *Tecoma stans*, *Pradosia montana*, *Cochlospermum vitifolium*, *Muntingia calabura*, *Jacaranda sparrii*, *Annona cherimola*, *Sorocea sprucei* y *Acnistus arborescens*.

Este tipo de bosque se localiza en las áreas de las estribaciones occidentales de la cordillera de los Andes, en lugares inmediatamente arriba del bosque semidecíduo, en terrenos colinados como en La Victoria, Sabiango, Larama (Macará), El Ingenio, Colaisaca (Calvas), Nambacola (Sozoranga), Guineo (Pindal), Santa Ana, Nueva Fatima (Sozoranga), Buenavista (Chaguarpamba) y Sabanilla (Zapotillo) en la provincia de Loja.

e. Vegetación de los Valles secos interandinos del sur (Loja).

Este tipo de formación vegetal, es denominada matorral seco montano por Lozano (2002), se caracteriza por ser vegetación arbustiva tipo matorral achaparrado, en ocasiones muy enmarañada y es una mezcla de plantas armadas de espinas y especies que poseen látex, alcanza alturas máximas de 3-4 m. Se desarrolla en áreas ubicados en el rango altitudinal 1100-1700 (-1900) msnm.

Las especies vegetales características son: *Acacia macracantha*, *Mimosa quitensis*, *Cybistax antisiphilitica*, *Capparis scabrida*; *Dodonaea viscosa*, *Echinopsis pachanoi*, *Cyathostegia mathewsii*, *Centrosema virginianum*, *Spartium junceum*, *Caesalpinia spinosa*, *Puya lanata*, *Annona cherimola*, *Cantua quercifolia*, *Marsdenia cundurango*, *Agave americana*, *Fourcraea gigantea*, *Salvia hirta*, *Croton wagneri* y *Jatropha curcas*.

En los valles secos de Vilcabamba, Malacatos, Quinara (Loja), en las hondonadas y debido a la humedad se desarrollan bosquetes de *Acacia macracantha*, *Anadenanthera colubrina* y *Ceiba insignis*, que pueden alcanzar hasta 12 m su dosel superior. En las riveras de los ríos y quebradas es muy conspicuo *Salix humboldtiana*.

Este tipo de formación vegetal seca se localiza en los valles de Catamayo, Vilcabamba, Malacatos, Quinara, en la vía Malacatos- El Tambo-La Toma, en Uduzhe y Sumaipamba (Manú), Yaramine en Sozoranga (provincia de Loja), Susudel en el valle del río León, Yunguilla-Jubones (provincia del Azuay).

Diversidad florística de los bosques secos.

En las formaciones vegetales secas (bosques secos de tierras bajas, bosques secos de estribaciones y valles secos interandinos del sur) se han registrado 219 especies dentro de 152 géneros y 61 familias. De las cuales 128 son árboles y 91 arbustos desde 3 metros de altura, las especies se muestran en el apéndice 1.

Numero de especies por formaciones vegetales de los bosques secos sur-occidentales

Cada tipo de bosque esta formado por especies que caracterizan su estructura y composición

florística; pero también existe un considerable grado de compartición de especies vegetales entre los tipos de vegetación; es decir que crecen indistintamente en más de un tipo de bosque. En la tabla 2, se presenta los cinco tipos de bosque con el respectivo número de especies.

Tabla 2. Tipos de vegetación de bosque seco del Ecuador, mostrando el número de especies que se desarrollan en ellas.

Tipos de vegetación de bosque seco	Numero de especies
Matorral espinoso seco	34
Bosque deciduo	111
Bosque semideciduo	120
Bosque de estribaciones secas bajas	99
Valles secos interandinos del sur (Loja)	104

El mayor número de especies se reporta para el bosque seco semideciduo, seguido por el bosque seco deciduo y el menor número de especies presenta la vegetación del matorral espinoso seco. También es importante resaltar que existen especies que están presentes en más de un tipo de bosque, para demostrar las especies compartidas o la similitud de la composición florística se calculó el índice de similitud de Sorensen, cuyos resultados se presentan en la tabla 3.

Tabla 3. Valores del índice de similitud de Sorensen (Ks) entre los diferentes tipo de vegetación seca del Ecuador, se indica en la parte derecha (superior) en índice de Sorensen y en la parte izquierda (inferior) el número de especies compartidas.

Formación Vegetal	ms	de	sd	es	vi-s
Ms	0	0.34	0.28	0.16	0.27
De	25	0	0.85	0.22	0.2
Sd	22	99	0	0.32	0.24
Es	11	24	36	0	0.64
vi-s	19	22	27	65	0

ms: Matorral espinoso; de: Bosque deciduo; sd: Bosque semideciduo; es: bosque estribaciones secas; vi-s: valles secos interandino del sur.

El bosque seco deciduo y semideciduo son muy similares florísticamente. También la vegetación de los valles secos interandinos de Loja y la vegetación de las estribaciones secas del flanco occidental de los andes con los valles presentan una mediana similitud florística. Entre los restantes tipos de bosque seco existen diferencias marcadas en la composición florística.

Especies dominantes por formación vegetal de bosque seco

Las familias más diversas son Mimosaceae, Fabaceae y Caesalpinaceae, un aspecto importante que resaltar es que al comparar con las familias dominantes, se determinan que son las mismas familias, los resultados de las 10 familias más diversas se presentan en la tabla 4.

Tabla 4. La diversidad relativa de las 10 familias más representativa de la vegetación seca del Ecuador.

Familia	Número de Especies	DRF %
MIMOSACEAE	25	11,41
FABACEAE	17	7,76
CAESALPINACEAE	14	6,39
MORACEAE	11	5,02
EUPHORBIACEAE	9	4,11
BIGNONIACEAE	9	4,11
CACTACEAE	8	3,65
BORAGINACEAE	8	3,65
BOMBACACEAE	7	3,2

Endemismo y categorías de amenaza de las especies vegetales de bosque seco

El endemismo florístico es importante, la zona es parte del centro de endemismo de plantas áridas del Guayas, que se extiende desde la provincia de Manabí hasta el norte de Perú (Madsen et al 2001) y de la región de endemismo Tumbesina (www.darwinnet.org). Desde este estudio se reportan 15 especies endémicas, el endemismo florístico es relativamente bajo, si se compara con los bosques siempreverdes de la región norte o de la Amazonía. En la tabla 5 se presentan las especies de flora endémicas que crece en los bosque secos del Ecuador.

Tabla 5. Especies de flora endémicas de la vegetación de bosques secos del Ecuador, indicando la formación vegetal, provincia donde se encuentra y rango altitudinal.

Familia/ Especie	Presencia en las diferentes categorías de vegetación seca	Presencia en provincias con zonas secas	Rango altitudinal	Estado de conservación
---------------------	--	---	----------------------	---------------------------

Familia/Especie	ms	de	sd	es	i-s	Lo	Or	Gu	Ma	Ri		
Anacardiaceae												
<i>Mauria membranifolia</i>				x	x	x	x		x		280-2500	En Peligro (EN)
Asteraceae												
<i>Fulcaldea laurifolia*</i>		x	x	x		x			x		500-100	Vulnerable (VU)
<i>Verbesina pentantha</i>				x	x	x	x	x			0-3000	Casi Amenazada (NT)
Bombacaceae												
<i>Pseudobombax millei</i>		x	x			x		x	x	X	0-500	Datos insuficientes (DD)

Cactaceae												
<i>Armatocereus brevispinus</i>					x	x					1500-2000	En Peligro (CR)
Euphorbiaceae												
<i>Croton menthodorus</i>					x	x					1500-300	Casi amenazada (NT)
<i>Croton wagneri</i>				x	x	x					800-2000	Casi amenazada (NT)
Fabaceae												
<i>Clitoria brachystegia</i>		x		x		x	x	x			0-500	En peligro EN
<i>Erythrina smithiana</i>				x	x	x	x	x	x		(0) 400-1000	Preocupación menor (LC)
<i>Gliricidia brenningii*</i>		x	x			x	x	x	x	X	0-700	Datos insuficientes (DD)
Lamiaceae												
<i>Lepechinia mutica</i>					x	x					1500-2500	Vulnerable (VU)
Mimosaceae												
<i>Mimosa loxensis</i>					x	x					1600-2100	?
<i>Mimosa townsendii</i>					x	x					1600-2200	En Peligro (EN)
Monimiaceae												
<i>Siparuna eggersii</i>				X		x	x	x	x		0-2500	En Peligro (EN)
Theophrastaceae												
<i>Clavija pungens</i>	x	x	x			x	x	x	x		0-500	Vulnerable (VU)

De las 15 especies reportadas como endémicas en el libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador (Valencia et al, 2000), dos (*Gliricidia brenningii* y *Fulcaldea laurifolia*) han sido recientemente registradas para la flora del Perú, por esta razón para este análisis se considera 13 especies endémicas, que corresponden al 5,94% del total de especies analizadas. Seis crecen en las tierras bajas (0-500 msnm), siete en las estribaciones secas (600-1900 msnm), dos en los valles secos interandinos del sur: *Lepechinia mutica* y *Croton wagneri*. Las especies *Siparuna eggersii* y *Verbesina pentantha* tiene amplia distribución, van desde el nivel del mar hasta los páramos.

Discusión

Se discute sobre los siguientes temas: 1) vacíos de conocimiento con respecto a las formaciones de vegetación de bosque seco, 2) Especies dominantes/principales en diferentes formaciones, 3). estado de conservación de algunos especies de importancia económica y 4). estado de conservación de las diferentes formaciones de bosque seco

Vacíos de conocimiento con respecto a las formaciones de vegetación de bosque seco

Son pocos los estudios de diversidad florísticos que se han realizado en los diferentes tipos de vegetación de bosque seco, en los últimos cinco años en los bosques del suroccidente de Loja se han realizado buenos esfuerzos con el fin de documentar la diversidad florística, pero aun falta estudios de fenología de especies más importantes, métodos de reproducción, requerimientos silviculturales, estado actual de conservación de especies, etc.

Los ecosistemas secos del Ecuador están amenazados por la destrucción que producen las actividades antropogénicas. En la actualidad la mayor parte de las áreas antes dominadas por vegetación de bosque seco presentan apenas pequeños remanentes y en otros casos solamente algunos árboles aislados. El desarrollo de una cultura de conservación y la implementación de actividades que permitan preservar y aprovechar los bosques de una manera sustentable, son necesidades urgentes. Sin embargo, para satisfacer es preciso contar con información biológica básica, que lamentablemente es escasa. Para el caso de los bosques secos del suroccidente de provincia de Loja existen algunas iniciativas que se han desarrollado con el fin de suplir, aunque sea parcialmente, estos vacíos de información.

Es importante resaltar que no existe un catastro de las diferentes formaciones de bosque seco, que permita definir y describir a detalle, su superficie, componentes, cambios de superficie en el tiempo, composición florística y estructura de la vegetación, fenología de la totalidad de especies forestales, dinámica de sus componentes, especies importantes desde la perspectiva ecológica y económica, etc.

Especies dominantes/principales en diferentes formaciones

En los bosques secos deciduo las familias dominantes debido al número de especies, densidad, abundancia y dominancia de los individuos son: Fabaceae, Mimosaceae, Moraceae y Bombacaceae, situación que es corroborada por autores como Cabrera et al (2002) y Delgado y Aguirre (2002), Klitgaard et al (1999), Aguirre et al (2001). En los bosques secos semideciduo: Fabaceae, Polygonaceae, Nyctaginaceae; en estribaciones secas: Asteraceae, Solanaceae, Bignoniaceae y Caesalpinaceae. En los valles secos interandinos del sur las familias dominantes son: Mimosaceae, Cactaceae y Euphorbiaceae, por la densidad de los individuos, más que por diversidad de especies. Referente a especies se tiene que *Ceiba trichistandra*, *Eriotheca ruizii*, *Cordia macrantha*, *Terminalia valverdeae*, *Tabebuia chrysantha* y *Glicidia brenningii*, tienen los IVI más altos en todas las investigaciones realizadas y las reportan como dominantes, por ser propias de las zonas más secas, sin mayores requerimientos de suelo. Son los elementos florísticos conspicuos que dominan las formaciones de bosque seco deciduo, sea éste denso, semidenso y ralo. Otras especies dominantes de los ecosistemas de bosque seco son: *Bursera graveolens*, *Ipomoea carnea* en los bosques secos deciduos. *Hura crepitans*, *Centrolobium ochoxylum*, *Triplaris cumingiana* en los bosques secos semideciduos. (Klitgaard et al 1999; Delgado y Aguirre 2002; Cabrera et al 2002, Herbario LOJA et al 2001, Herbario LOJA et al 2003)

En las estribaciones secas es común *Fulcaldea laurifolia*, *Jacaranda sparrii*. La mayoría de estas especies son dominantes debido a que no son maderables, tampoco son muy apetecidas para forraje por parte del ganado caprino y tienen buen nivel de germinación en condiciones naturales, situación que ha garantizado buena regeneración natural y por ende poblaciones estables de estas especies. En los valles secos interandinos del sur son dominantes: *Acacia macracantha*, *Croton wagneri*, *Dodonaea viscosa*, *Caesalpinia spinosa*, *Capparis scabrida*.

Estado de conservación de algunas especies de importancia económica

En los bosques secos del Ecuador, existen varias especies de importancia económica, según Sanchez et al, 2005 (en preparación), existen 80 especies vegetales con 200 usos diferentes. El uso más importante es la madera para construcciones, donde las especies más importantes son *Simira ecuadorensis*, *Tabebuia chrysantha*, *Terminalia valverdeae*, *Piscidia carthagenensis*, *Loxopterigium huasango*, pero lamentablemente no se conoce cuál es su real estado de conservación de estas especies, ya que su explotación es incontrolada e incluso irracional. Tampoco se han realizado estudios que permitan conocer el comportamiento en vivero, plantaciones, etc. Conociendo que estas especies son muy aprovechadas por su madera dura, actualmente decenas de

árboles son cortados ilegalmente para postes en los bosque secos de Zapotillo y Macará y, luego son ingresados desde el Perú, ya que en este país no existe la prohibición de aprovechamiento, esto agrava la situación actual de las poblaciones de estas especies muy conspicuas de bosque seco. Es importante resaltar la importancia económica y de usos que representa la guápala (*Simira ecuadorensis*.) que es muy usada para construcción de cercos, casas y para tutorar cultivos de tomate. La población esta representada mayormente por individuos jóvenes y son pocos los que alcanzan la madurez, debido a la explotación masiva en estado juvenil.

El guayacán (*Tabebuia chrysantha*) es abundante, la veda que se estableció hace 20 años, ha permitido que la población de esta especie se recupere. Si se levanta la veda, la especie se vería en problemas ya que el diámetro de los árboles está muy por debajo del promedio de aprovechamiento. El charán (*Caesalpinia glabrata*), especie muy útil, su madera es usada para leña y construcción y sus hojas y frutos sirven como forraje. La veda ha favorecido el desarrollo de individuos. Se está trabajando en viveros con esta especie, lo que ayudará a la recuperación de la población.

Bursera graveolens es una especie que también es muy aprovechada por sus propiedades repelentes, actualmente se esta aprovechando en una forma semi-industrializada y comercializando en las provincias de Azuay y El Oro, situación que esta poniendo en riesgo las poblaciones de esta especie.

Es importante resaltar que especies como *Bursera graveolens*, *Cavanillesia platanifolia*, *Ceiba trichistandra*, *Geoffroea spinosa*, *Loxopterygium huasango*, *Lonchocarpus atropurpureus* y *Triplaris cumingiana*, debido a la veda sus poblaciones se han mantenido y en otros casos se han recuperando muy bien. Estas especies se catalogan como en buen estado de conservación debido a su presencia y abundancia en el bosque, especialmente en Algodonal-Vicin (Macará) y La Ceiba (Zapotillo).

Estado de conservación de las diferentes formaciones de bosque seco

En los bosques secos del Ecuador, el hombre ha influido mucho en el estado actual de conservación de la vegetación, con acciones como: la deforestación para ampliar la frontera agrícola, los incendios forestales, la explotación selectiva de maderas valiosas, etc. La industria maderera de las parqueteras en los años de 1970–1980, fueron las causantes directas de la devastación de poblaciones enteras de *Tabebuia chrysantha*, *Loxopterygium huasango* y *Terminalia valverdeae*. La dedicación y costumbres socioeconómicas basadas en la crianza de cabras, como uno de los renglones importantes de las economías campesinas es uno de los problemas críticos para el estado actual de conservación de los ecosistemas secos, ya que el manejo del ganado caprino no se sustenta en un manejo técnico, sino en la capacidad selectiva de alimentación de estos animales, que en el pastoreo a campo abierto arrasan con plántulas de especies valiosas, disminuyendo de esta la capacidad de recuperación natural de las especies vegetales del bosque.

La explotación maderera selectiva de especies consideradas duras todavía continúa. La demanda de postes muertos desde el vecino país de Perú, ha hecho que se formen grupos de interés, dedicados a la extracción y venta ilegal de madera de estas especies, con los consecuentes efectos degradantes del ecosistema seco, ya que en ningún caso se repone o cuida el recurso explotado.

Un aspecto preocupante que ocurre a lo largo de una buena parte de la gradiente altitudinal de bosque seco, es la presencia de bosques monoespecíficos de *Acacia macracantha*, denominados "faicales" y *Prosopis juliflora* "algarrobales", que se desarrollan con frecuencia en sitios que han sido convertidos de uso y luego abandonados, ocupan lugares planos y colinados, esto se puede apreciar mas específicamente en los bosques secos de las zonas bajas. En el caso de los "faicales" ocurre en cualquier sitio, en cambio los "algarrobales" solo en lugares aluviales de suelos arenosos y profundos.

Considerando la composición florística y estructura de los bosques secos deciduos y semideciduos del sur de Ecuador (Loja), comparando con sus similares de El Oro, Guayas, Manabi y norte del Peruano, se determina que el estado actual de conservación de los bosques secos en el sur del Ecuador es regular. Aunque se pueden hacer ciertas puntualizaciones considerando tres diferentes estados de conservación dentro de los cuales se enmarcan, así: bosques en buen estado de conservación, que se pueden encontrar en Algodonal, Vicin, La Ceiba, Cazaderos-Mangaurco, El Vergel, Laipuna; bosques medianamente conservados en Tambo Negro, Sabanilla, Malvas, Romeros, Algodonal, Jorupe y, bosques en mal estado de conservación en Lucarqui, alrededores de Zapotillo, El Empalme (Herbario Loja et al 2001, Herbario Loja et al 2003)

La buena conservación de algunos sectores de bosques secos de la provincia de Loja, se justifica debido a condiciones abruptas de algunas áreas con bosque no han permitido la explotación

de la madera, ni ejecución de actividades agrícolas y, posiblemente una situación que ha apoyado a la recuperación de los bosques secos en la provincias de Loja y El Oro es la declaratoria de zona de veda bajo de la cota 1000 msnm, desde 1978, y también hay que reconocer las actividades de proyectos de conservación e instituciones gubernamentales.

Las estribaciones secas donde también se desarrolla vegetación de bosque seco, soportan fuertes presiones por explotación de maderas para leña, construcciones y deforestación de áreas para cultivos agrícolas. Son pocas las áreas con vegetación natural. Algunos remanentes se ubican en cimas de las cordilleras, laderas escarpadas y hondonadas y quebradas. Por esta razón se determina que el estado de conservación de esta formación es de regular o malo.

La vegetación natural de los valles secos interandinos del sur (Loja), se encuentra totalmente alterada, debido principalmente a la deforestación para ampliar las áreas para agricultura, incendios forestales y sobreexplotación de recursos. En estas áreas la vegetación natural esta rezagada a lugares con fuertes pendientes, riveras de quebradas y ríos y en hondonadas con mejor humedad. En conjunto esta formación presenta un grado de conservación malo.

Conclusiones

La dedicación y costumbres socioeconómicas basadas en la crianza de cabras y uso del bosque como espacio de pastoreo, que es la actividad económica dominante y sustento de las economías campesinas de la población de bosque seco del sur-occidente del Ecuador, es uno de los problemas críticos que determinan el estado de conservación actual de los ecosistemas secos.

Considerando la abundancia y distribución, las especies ecológicamente más importantes del bosques secos del Ecuador son: *Cavanillesia platanifolia*, *Ceiba trichistandra*, *Erytheca ruizii* y *Tabebuia chrysantha*, *Bursera graveolens*, *Simira ecuadorensis*, *Cordia lutea*, *Cochlospermum vitifolium*, *Piscidia carthagenensis*, *Caesalpinia glabrata*, *Chloroleucum manguense*.

Las familias más diversas en los bosques secos sur-occidentales del Ecuador son: Mimosaceae, Fabaceae y Caesalpinaceae

La regeneración natural de especies como *Tabebuia chrysantha*, *Cordia lutea*, *Piscidia carthagenensis*, *Machaerium millei* y *Terminalia valverdeae*, es buena; sin embargo, son pocas las plantas que llegan a estado adulto debido al ramoneo, pisoteo y la tala en estado juvenil.

La importancia del endemismo en fauna contrasta con el endemismo en flora (bajo), ya que los bosques secos constituyen el hábitat de una gran cantidad de especies de fauna endémica o de hábitats muy restringidos, por estar en territorios de la región Tumbesina.

Existen especies raras o muy escasas en estos bosques como *Jacaranda sparrii*, *Acacia riparia*, *Maclura tinctoria*, *Pachira rupicola*, *Gallesia integrifolia*, cuyas poblaciones actualmente son muy reducidas y se pueden considerar en peligro.

Los bosques secos de la provincia de Loja se encuentran en buen y mejor estado de conservación, frente a otros de lugares cercanos. Florística y estructuralmente presentan mejores características que los de El Oro, Guayas, Manabí y El Peruano

La vegetación arbórea seca de los valles secos interandinos, ha desaparecido en su totalidad, quedando únicamente remanentes en lugares de fuertes pendientes y hondonadas, con vegetación exclusivamente arbustiva y escasos representantes arbóreos.

El buen estado de conservación de algunas áreas boscosas, obliga a tomar acciones inmediatas que garanticen su permanencia y protección. Estas áreas son: El Vergel, La Victoria, Tambillo, Alrededores y parte alta de Algodonal y Alrededores del puente de Visin, Tambo Negro, Jorupe, Las Haciendas de Romeros y La Ceiba

La información técnica-científica de los bosques secos es aun incompleta provincia de Loja se ha investigado este ecosistema con intensidad, los resultados han sido poco difundidos, las metodologías de investigación no han sido estándares y esto dificulta la mejor utilización de la información para estudios comparativos.

Agradecimientos

A ECOCIENCIA, Proyecto Bosque Seco, SNV, COSV-UNL, que apoyaron las investigaciones que el herbario desarrollo durante cinco años en los bosque secos de la provincia de Loja. A Henrik Balslev y la Universidad de Aarhus que siempre ha tenido especial deferencia para el herbario LOJA de la Universidad Nacional de Loja. A Orlando Sánchez, Bolívar Merino, Omar Cabrera, Wilson Quizhpe, Robert Alvarado, Tanya Delgado, Eduardo Cueva, Oswaldo Jadan, técnicos del Herbario LOJA que han estado en el campo obteniendo la información que ha servido de base para elaborar

este trabajo. Al proyecto BEISA financiado por Danida, y la Fundación del Príncipe Heredero de Dinamarca.

Referencias

- Aguirre Z., E. Cueva, B. Merino, W. Quizpe & A. Valverde. 2000. *Formaciones Vegetales de los bosques Secos de la Ceiba y Romeros, Provincia de Loja*. EcoCiencia, Loja. 34 pp.
- Delgado T. & Z. Aguirre. 2002. *Vegetación de los bosques secos de Cazaderos-Mangaurco, occidente de la provincia de Loja*. Ecociencia. Quito, Ecuador.
- Cabrera O, Z. Aguirre, W. Quispe & R. Alvarado. 2002. Estado actual de conservación de los bosques secos del sur-occidente ecuatoriano. En: Aguirre Z (Ed). *Botánica Austroecuatoriana.. Estudios sobre los recursos vegetales en las provincias de El Oro, Loja y Zamora Chinchipe*. Editorial ABYA YALA, UTPL. Loja, Ecuador. pp. 65-78.
- HERBARIO LOJA, UNISIG, CINFA. 2001. *Zonificación y determinación de los tipos de Bosque seco en el suroccidente de la provincia de Loja. Informe Final*. Herbario Loja — Proyecto Bosque Seco, Universidad Nacional de Loja, Ecuador. 144 pp.
- HERBARIO LOJA, CINFA, SNV. 2003. *Zonificación ecológica de los seis cantones de influencia del Proyecto Bosque Seco. Fase II. Informe Final*. Herbario Loja — Proyecto Bosque Seco, Universidad Nacional de Loja, Ecuador. 144 pp.
- Joergensen P.M. & S. León-Yáñez (eds.). 1999. Catalogue of the vascular plants of Ecuador. *Monographs of Systematic Botany of the Missouri Botanical Garden* 75: i–viii, 1–1182.
- Klitgaard B., P. Lozano, Z. Aguirre, B. Merino, N. Aguirre, T. Delgado & F. Elizalde. 1999. Análisis Florístico y estructural del Bosque "el Tundo" Sozoranga. *Herbario LOJA* (Universidad Nacional de Loja) 3: 1–24.
- Lamprecht, H. 1990. *Silvicultura en los Trópicos*. Deutsche Gesellschaft fur Technische Zusammenarbeit (GTZ), Alemania. 334 pp.
- Lopez. F. 2002. *Ecuador-Perú, conservación para la Paz*. Editorial UTPL. Loja, Ecuador. P 73-76.
- Lozano P. 2002. Los tipos de bosque en el sur del Ecuador. En: Aguirre Z (Ed). *Botánica Austroecuatoriana.. Estudios sobre los recursos vegetales en las provincias de El Oro, Loja y Zamora Chinchipe*. Editorial ABYA YALA, UTPL. Loja, Ecuador. Pp 29-50.
- Madsen, J.E., R. Mix & H. Balslev. 2001. *Flora of Puná Island — Plant resources on a neotropical Island*. Aarhus University Press, Denmark. 289 pp.
- Sierra, R. (ed.). 1999. *Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental*. Proyecto INFAN/GEF-BIRF y EcoCiencia, Quito. 194 pp.
- Valencia R., N.S. Pitman, S. Leon-Yanez & P.M. Joergensen (eds.). 2000. *Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador*. Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito.
- www.Darwinnet.org
- Williams R. 2005. *Biodiversidad y Cultura de los bosques secos, Ecuador y Perú. Bosques sin Fronteras*. Artistas por la naturaleza. p 12.

Apéndice 1

Apéndice 1. Árboles y arbustos presentes en los bosques secos del sur-occidente del Ecuador ordenados alfabéticamente según familias, géneros y especies. Para cada especie esta marcado con una x en que formaciones de bosque seco la especie crece (Presencia en formacion de bosque seco = PF: ms: matorral seco espinoso; de: bosque seco decíduo; sd: bosque seco semidecíduo; es: bosque seco de estribaciones; vi-s: bosque seco interandino del sur, en que provincias ocurre o esta presente (Presencia en Provincia = PP: Lo: Loja; Or: El Oro; Gu: Guayas; Ma: Manabí; Es: Esmeraldas; Ri: Los Ríos), la altura máxima del árbol/arbusto (en metros), y su rango de distribución altitudinal (en cientos de metros, 3-8 significa de 300 msnm a 800 msnm). Al inicio aparece el número de especies encontradas en los diferentes tipos de vegetación y zonas geográficas (y el total de 61 familias y 219 especies leñosas).

Familia/Especie (totales 61/219)	PF					PP						Altura	Rango
Número de especies	34	112	120	99	104	219	103	134	106	43	63	arbusto	distrib.

Formación/zona	ms	de	sd	es	vi-s	Lo	Or	Gu	Ma	Es	Ri	o arbol	altitudinal
Achatocarpaceae													
<i>Achatocarpus pubescens</i> C.H. Wright	x	x	x			x	x	x	x			5	3-8
Agavaceae													
<i>Yucca guatemalensis</i> Baker				x	x	x	x	x			x	5-6	0-5/16-25
Anacardiaceae													
<i>Loxopterygium huasango</i> Spruce ex Engl.		x	x			x		x				20	0-7
<i>Mauria membranifolia</i> Barfod & Holm-Nielsen				x	x	x	x	x				12	10-25
<i>Mauria heterophylla</i> Kunth.					x	x		x			x	10	3-6/10-29
<i>Mauria suaveolens</i> Poepp.		x	x			x	x		x			8	2-7
<i>Schinus molle</i> L.		x	x	x	x	x						7	0-16
<i>Spondias purpurea</i> L.					x	x		x	x	x		7	2-16
Annonaceae													
<i>Annona cherimola</i> Mill				x	x	x						8	8-20
<i>Annona muricata</i> L.					x	x		x	x	x	x	8	0-8(13)
Apocynaceae													
<i>Aspidosperma</i> spp.		x	x			x	x	x			x	5-6	0-7
<i>Rauwolfia tetraphylla</i> L.		x	x			x	x	x	x	x	x	3 (10)	0-7
<i>Thevetia peruviana</i> (Pers.) K. Schum.					x	x	x	x	x			7	0-10
Asteraceae													
<i>Fulcaldea laurifolia</i> (Bonpl.) Poir. ex Less.		x	x		x	x			x			9	5-10

<i>Verbesina pentantha</i> S.F. Blake				x	x	x	x	x			3-4	0-30
<i>Vernonanthura patens</i> (Kunth) H. Rob.					x	x	x	x		x	3-4	0-20
<i>Wedelia grandiflora</i> Benth		x	x			x	x	x	x		3	0-20
Bignoniaceae												
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) C. Mart. ex DC.					x	x					6	10-15
<i>Delostoma integrifolium</i> D. Don				x	x	x	x				5 (10)	11-26
<i>Delostema lobbii</i> Seem				x		x					5-6	10-35
<i>Jacaranda mimosifolia</i> S. Don				x	x	x		x		x	10-12	0-5/20-30
<i>Jacaranda sparrii</i> A.H. Gentry			x	x	x	x					8	15-25
<i>Tabebuia bilbergii</i> (Bureau & K. Schum.) Standl.		x	x			x	x	x	x	x	8	0-7
<i>Tabebuia chrysantha</i> (Jacq.) G. Nicholson		x	x			x	x	x	x	x	14	0-21
<i>Tecoma castanifolia</i> (D. Don) Melch.		x	x		x	x		x	x	x	2-5	1-10(18)
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth.	x		x	x	x	x					2-5 (8)	19-27
Bixaceae												
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.		x	x			x	x	x	x	x	15	0-10
Bombacaceae												
<i>Cavanillesia platinifolia</i> (Bonpl.) Kunth		x	x			x	x	x			25	0-7
<i>Ceiba insignis</i> (Kunth) P.E. Gibbs & Semir					x	x					9-10	0-5/10-15

<i>Ceiba trichistandra</i> (A. Gray) Bakh.		x	x		x	x	x	x	x			22	0-7
<i>Eriotheca ruizii</i> (K. Schum.) A. Robyns		x	x	x		x	x	x				12	0-11
<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.				x		x	x	x	x	x		25	0-11
<i>Pachira rupicola</i> (A. Robyns) W.S. Alverson		x	x			x		x				10	0-5
<i>Pseudobombax millei</i> (Standl.) A. Robyns		x	x			x		x	x	x		20	0-5
Boraginaceae													
<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken		x	x	x		x	x	x	x	x	x	10-20	0-4
<i>Cordia cylindrostachya</i> (Ruiz & Pav.) Roem. & Schult.		x	x			x		x	x			2-4	0-10
<i>Cordia hebeclada</i> I.M. Johnst			x			x			x			4-6	3-9
<i>Cordia lantanoides</i> Spreng.	x			x	x	x						3-4	6-20
<i>Cordia lutea</i> Lam.	x	x	x			x	x	x	x	x	x	1-4	0-6(15)
<i>Cordia macrantha</i> Chodat.		x	x			x		x				12	0-7
<i>Cordia macrocephala</i> (Desv.) Kunth			x			x		x	x			1-4	0-5
<i>Tournefortia polystachya</i> Ruiz & Pav.				x	x	x						3	13-35
Buddlejaceae													
<i>Buddleja americana</i> L.				x	x	x		x	x	x	x	3-4	0-30
Burseraceae													
<i>Bursera graveolens</i> (Kunth) Triana & Planch.		x	x			x		x	x		x	8-10	0-14

Cactaceae													
<i>Armatocereus brevispinus</i> Madsen		x	x		x	x						10	19-20
<i>Armatocereus cartwrightianus</i> (Britton & Rose) Backeb. ex A.W. Hill	x	x	x		x	x	x	x	x			8	0-6
<i>Armatocereus matucanensis</i>		x	x	x		x						8	10-15
<i>Cereus diffusus</i> (Britton & Rose) Werderm.	x				x	x	x	x	x			4-7	0-18
<i>Echinopsis pachanoi</i> (Britton & Rose) Friedrich & G.D. Rowley					x	x						2-6	15-30
<i>Espostoa lanata</i> (Kunth) Britton & Rose	x	x			x	x						3-4	2-9
<i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.	x			x	x	x	x	x	x			5	3-22
<i>Opuntia quitensis</i> F.A.C. Weber	x			x	x	x	x					3	0-22
Caesalpinaceae													
<i>Bauhinia aculeata</i> L.		x	x			x	x	x	x		x	4-8	0-7
<i>Bauhinia angustifolia</i> Harms		x	x			x						4	10-15
<i>Bauhinia weberbaueri</i> Harms		x	x			x						8	10-20
<i>Caesalpinia cassioides</i> Willd.				x	x	x						3	15-19
<i>Caesalpinia glabrata</i> Kunth		x	x		x	x	x	x	x			5-15	0-6(12)
<i>Caesalpinia spinosa</i> (Molina) Kuntze				x	x	x						7-10	17-27
<i>Cercidium praecox</i> (Ruiz & Pav.) Harms			x	x	x	x		x	x			5-8	9-1
<i>Cynometra bauhiniifolia</i> Benth		x	x			x	x	x	x		x	15-20	1-7

<i>Senna cajamarcae</i> H.S. Irwin & Barneby				x	x	x						3	20-30
<i>Senna incarnata</i> (Pav. Ex Benth.) H.S. Irwin & Barneby				x	x	x						6-7	15-25
<i>Senna macranthera</i> (DC.ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby				x		x						4	15-20
<i>Senna mollissima</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H.S. Irwin & Barneby		x	x		x	x	x	x	x			4-7	0-5
<i>Senna pistaciifolia</i> (Kunth) H.S. Irwin & Barneby		x	x			x		x	x			7	0-15
<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S. Irwin & Barneby		x	x			x		x	x		x	3-5 (20)	0-12
Capparidaceae													
<i>Capparis ecuadorica</i> H.H. Iltis		x	x			x		x	x		x	4	1-15
<i>Capparis flexuosa</i> (L.) L.		x	x	x		x		x	x			2-6	0-16
<i>Capparis heterophylla</i> Ruiz & Pav. ex DC.		x	x			x	x	x	x			3-5 (10)	0-10
<i>Capparis petiolaris</i> Kunth		x	x			x		x	x		x	10	0-20
<i>Capparis scabrida</i> Kunth	x	x		x	x	x	x	x	x			6-10	0-5/10-20
Caricaceae													
<i>Carica microcarpa</i> Jacq.				x		x	x	x		x	x	5	0-15
<i>Carica parviflora</i> (A. DC.) Solms				x		x	x	x	x		x	4	0-20
Cecropiaceae													
<i>Cecropia litoralis</i> Sneathl.			x	x		x	x	x		x	x	12	0-15
Celestraceae													

<i>Maytenus octogona</i> (L'Her.) DC.	x	x	x			x	x	x	x			5-8	0-5
Combretaceae													
<i>Terminalia valverdeae</i> A.H. Gentry		x	x			x		x				10	0-5
Convolvulaceae													
<i>Ipomoea wolcottiana</i> Rose	x	x	x	x		x	x					5	3-11
<i>Ipomoea carnea</i> Jacq.	x	x			x	x	x	x	x			1-3	0-25
Erythroxylaceae													
<i>Erythroxylum glaucum</i> O.E. Schulz	x	x	x			x	x	x	x			5	0-5
Euphorbiaceae													
<i>Acalypha diversifolia</i> Jacq.				x	x	x	x					3	0-20
<i>Cnidioscolus aconitifolius</i> (Mill.) I.M. Johnst.	x	x	x		x	x		x			x	6-7	0-50/16
<i>Croton menthodor</i> (L.) Arthur				x	x	x						3	13-30
<i>Croton wagneri</i> Müll. Arg.				x	x	x						3	8-20
<i>Croton</i> sp.						x						3	7-9
<i>Hura crepitans</i> L.		x	x			x						12-15	0-9
<i>Jatropha curcas</i> L.		x	x	x	x	x		x			x	3	0-13
<i>Phyllanthus</i> sp.		x	x			x						4	3-10
<i>Ricinus communis</i> L.				x	x	x	x	x	x		x	3	0-30
Fabaceae													
<i>Aeschynomene scoparia</i> Kunth				x	x	x						4	15-25
<i>Aeschynomene tumbezensis</i> J.C. Macbr.	x					x		x	x	x	x	3	0-20
<i>Centrolobium ochroxylum</i> Rose ex Rudd			x	x		x	x	x	x	x	x	12	(2)5-11

<i>Clitoria brachystegia</i> Benth.		x		x		x	x	x				7	0-5
<i>Coursetia caribaea</i> (Jacq.) Lavin				x	x	x	x	x	x	x		5	0-15
<i>Coursetia grandiflora</i> Benth.					x	x						4	15-30
<i>Cyathostegia mathewsii</i> (Benth.) Schery				x	x	x						1-3	14-22
<i>Dalea carthagenensis</i> (Jacq.) J. F. Macbr.				x	x	x		x	x			3	0-20
<i>Erythrina smithiana</i> Krukoff				x	x	x	x	x	x		x	10	(0)4-10
<i>Erythrina velutina</i> Willd.		x	x			x	x	x	x			12	0-5
<i>Geoffroea spinosa</i> Jacq.		x	x			x	x	x	x			6-10	2-12(15)
<i>Gliricidia breningii</i> (Harms) Lavin		x	x			x	x	x	x		x	8-10	0-7
<i>Lonchocarpus atropurpureus</i> Benth.		x	x			x		x	x			11-15	0-11
<i>Machaerium millei</i> Standl.		x	x	x		x	x	x	x		x	7-15	0-5(17)
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.		x	x	x		x	x	x	x		x	10 (20)	0-5(17)
<i>Piscidia carthagenensis</i> Jacq.		x	x			x	x	x				12-15	0-6
<i>Pterocarpus</i> sp.		x	x			x	x	x	x			12-15	2-12
Flacourtiaceae													
<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.		x	x			x						5	5-7
<i>Muntingia calabura</i> L.		x	x			x	x	x	x	x	x	6-7	1-10(15)
Grossulariaceae													
<i>Escallonia micrantha</i> Mattf.				x	x	x						4	13-25
Hippocrataceae													
<i>Salacia</i> sp.		x	x			x						8-10	3-10

<i>Hibiscus phoeniceus</i> Jacq.		x	x			x	x	x	x			3	0-20
<i>Malvastrum tomentosum</i> (L.) S.R. Hill			x		x	x	x	x	x	x		3	0-30
<i>Pavonia sepium</i> A. St.-Hil.	x	x			x	x	x		x			3	0-30
Meliales													
<i>Cedrela odorata</i> L.					x		x		x			10-15	0-20
<i>Schmardaea microphylla</i> (Hook.) H. Karst. ex. Müll. Hal.					x	x	x					6	15-30
<i>Trichilia hirta</i> L.			x	x	x	x	x	x	x		x	6-7	0-10
Mimosaceae													
<i>Acacia riparia</i> Kunth		x	x			x		x				6-7	0-5
<i>Acacia macracantha</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		8-10	0-20
<i>Acacia weberbaueri</i> Harms		x				x						6	?
<i>Albizia multiflora</i> (Kunth) Barneby & J.W. Grimes		x	x			x	x	x	x			5-10	0-10
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan					x	x						5-10	12-17
<i>Calliandra taxifolia</i> (Kunth) Benth.		x	x	x	x	x						4	12-20
<i>Calliandra tumbeziana</i> J. F. Macbr.		x				x						4	4-8
<i>Chloroleucon mangense</i> (Jacq.) Britton & Rose	x	x	x			x	x					8-10	0-10
<i>Inga ornata</i> Kunth					x	x	x					8	10-20
<i>Inga oerstediana</i> Benth. ex Seem					x		x	x		x	x	8-10	0-15(20)
<i>Leucaena trichodes</i> (Jacq.) Benth.	x	x	x		x	x	x	x	x	x		5	0-5

<i>Mimosa acantholoba</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.)Poir.	x	x	x			x		x	x			7-9	0-7
<i>Mimosa albida</i> Humb. & Ponpl. ex Willd.	x			x	x	x						3-4	10-35
<i>Mimosa caduca</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Poir.				x	x	x						7	8-23
<i>Mimosa loxensis</i> Barneby					x	x						5	16-21
<i>Mimosa nothacacia</i> Barneby					x	x						6	10-15
<i>Mimosa quitensis</i> Benth.					x	x						4	15-30
<i>Mimosa townsendii</i> Barneby					x	x						9	16-22
<i>Piptadenia flava</i> (Spreng. ex DC.) Benth	x	x	x			x	x	x				5	0-7
<i>Pithecolobium excelsum</i> (Kunth) Mart.	x	x				x	x	x	x	x		5	0-5
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	x	x	x		x	x		x	x	x		10	0-5(10)
<i>Prosopis pallida</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Kunth	x	x	x			x	x	x				8-10	0-5
<i>Pseudosamanea guachapele</i> (Kunth) Harms			x			x	x	x	x	x		20	0-7
<i>Zapoteca andina</i> H.M. Hern					x	x						8	10-19
<i>Zapoteca caracasana</i> (Jacq.) H.M. Hern	x		x		x	x		x				4	0-10
Monimiaceae													
<i>Siparuna eggersii</i> Hieron				x	x	x	x	x	x			8	0-25
Moraceae													
<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.		x	x			x	x	x	x	x	x	18	0-10

<i>Ficus citrifolia</i> Mill.		x				x	x	x	x	x		18	0-7	
<i>Ficus insipida</i> Willd.		x	x			x	x					18	0-5	
<i>Ficus jacobii</i> Vazq. Avila			x			x		x				20	0-5	
<i>Ficus maxima</i> Mill.		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	20	0-20	
<i>Ficus obtusifolia</i> Kunth			x	x		x	x	x	x	x		18	0-10	
<i>Ficus pertusa</i> L. F.			x	x		x				x	x	15	0-20	
<i>Ficus tonduzii</i> Standl.			x	x		x	x			x	x	14	0-25	
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) Steud.		x	x	x		x			x	x	x	15	3-15(20)	
<i>Sorocea sprucei</i> (Baill.) J.F. Macbr.		x	x			x	x	x				14	0-5	
<i>Sorocea trophoides</i> W.C. Burger			x	x	x	x					x	14	5-25	
Myrtaceae														
<i>Myrcianthes rhopaloides</i> (Kunth) McVaugh				x	x	x	x				x	8-10	10-15	
<i>Psidium guajava</i> L.				x	x	x	x	x			x	x	8	0-25
<i>Psidium guineense</i> Sw.				x	x	x	x						4-5	5-25
Nyctaginaceae														
<i>Bougainvillea peruviana</i> Bonpl.	x	x	x	x		x						4-5	0-15	
<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	4-5	0-5/20-30	
<i>Pisonia aculeata</i> L.		x	x			x	x	x			x	6-7	0-10	
Oleaceae														
<i>Chionanthus pubescens</i> Kunth				x	x	x						6-8	10-30	
Ophiliaceae														
<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.		x	x			x	x	x				5-7	0-5	
Phytolaccaceae														

<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms		x	x	x		x	x	x				12	0-10
<i>Phytolacca dioica</i> L.			x	x		x					x	18	0-5/20-25
Piperaceae													
<i>Piper lanceifolium</i> Kunth				x	x	x						3	10-30
Polemoniaceae													
<i>Cantua pyrifolia</i> Juss. ex Lam.					x	x						3	20-35
<i>Cantua quercifolia</i> Juss.					x	x						3	15-30
Polygonaceae													
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.		x	x			x	x	x	x	x	x	9	0-6
<i>Coccoloba ruiziana</i> Lindau		x	x			x	x	x	x			5	0-10(18)
<i>Ruprectia jamesonii</i> Meins		x	x			x		x				5	0-7
<i>Triplaris cumingiana</i> Fisch. & C.A. Mey. ex C.A. Mey.			x	x		x	x	x	x	x	x	12	0-15
Proteaceae													
<i>Roupala obovata</i> Kunth					x	x						6	10-30
Rhamnaceae													
<i>Scutia spicata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Weberb.	x	x	x			x		x	x			1-3	0-5
<i>Zizyphus thyriflora</i> Benth.		x	x			x	x	x	x			5-10 (15)	0-5
Rosaceae													
<i>Prunus subcorymbosa</i> Ruiz & Pav.				x	x	x					x	8	0-15
Rubiaceae													
<i>Randia</i> sp.		x	x			x		x	x			4	0-8
<i>Simira ecuadorensis</i> (Standl) Steyerm		x	x			x	x	x	x			4	0-8

Rutaceae													
<i>Zanthoxylum cf. fagara</i> (L.) Sarg.		x	x			x			x			10	0-5/15
Salicaceae													
<i>Salix humboldtiana</i> Willd.				x	x	x			x			12	0-30
Sapindaceae													
<i>Cupanea cinerea</i> Poepp.				x	x	x	x	x			x	14-15	5-15
<i>Cupania latifolia</i> Kunth				x		x			x		x	12	0-10
<i>Dodonaea viscosa</i> Jacq.				x	x	x						3	5-10/20-40
<i>Sapindus saponaria</i> L.			x	x	x	x		x	x	x	x	8-10	0-16(25)
Sapotaceae													
<i>Pradosia montana</i> T.D. Penn.		x	x			x	x	x				8-10	0-5
Solanaceae													
<i>Acnistis arborescens</i> (L.) Schlttdl.				x	x	x	x	x	x	x		5	0-20(30)
<i>Cestrum auriculatum</i> L'Hér.				x	x	x		x	x			4	0-8
<i>Lycianthes lycioides</i> (L.) Hassl.					x	x						3	12-20
<i>Solanum confertiseriatum</i> Britton				x	x	x		x	x	x		3	0-15
<i>Solanum hazenii</i> Britton						x		x				4	0-5
Sterculariaceae													
<i>Byttneria parviflora</i> Benth.	x				x	x	x	x	x			4	0-5
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.		x	x			x	x	x	x			8	0-16(25)
Styracaceae													
<i>Styrax tomentosus</i> Humb. & Bonpl.				x	x	x	x					8	5-25
Theophrastaceae													

<i>Clavija euerganea</i> J. F. Macbr.		x	x			x	x					4	5-15
<i>Clavija pungens</i> (Willd. ex Roem & Schult.) Decne	x	x	x			x	x	x	x			3	0-5
Tiliaceae													
<i>Heliocarpus</i> <i>americanus</i> L.				x	x	x		x	x		x	15	0-25
<i>Triumfetta</i> <i>semitriloba</i> Jacq.				x	x			x			x	3	0-10/15-25
Ulmaceae													
<i>Ampelocera</i> sp.		x		x		x			x			6	0-15
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.		x	x			x		x	x		x	6	0-5(6-15)
<i>Celtis loxensis</i> C.C. Berg		x	x			x						12	0-8
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume			x	x		x		x		x	x	6	0-25
Urticaceae													
<i>Urera caracasana</i> (Jacq.) Griseb.			x	x	x	x	x	x	x	x	x	3	0-20
Verbenaceae													
<i>Aegiphila</i> <i>cuatrecasasii</i> Moldenke				x		x						12	15-25
<i>Citharexylum</i> sp.		x				x	x	x	x			6	0-5
<i>Cornutia</i> <i>pyramidata</i> L.		x	x	x		x	x	x	x	x	x	6	0-15
<i>Duranta</i> <i>dombeyana</i> Moldenke				x	x	x						4	0-25
<i>Lantana trifolia</i> L.				x	x	x	x	x		x	x	3	0-15
<i>Lippia americana</i> L.		x				x	x	x	x			4	0-10

“Spatial analysis to determine priority conservation areas of dry ecosystems in two interandean valleys of Valle del Cauca- Colombia”

“Análisis espacial para determinar áreas prioritarias para la conservación de ecosistemas secos en dos valles interandinos del Valle del Cauca – Colombia”

Galindo, Gustavo*1, Cabrera, Edersson2, Londoño, Camilo3

1. Instituto

de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Laboratorio de Biogeografía y Análisis espacial, Cr. 7 No. 35-20, Bogotá,

Colombia, email: ggalindo@humboldt.org.co, 2.email: gicecabrera@humboldt.org.co, 3. email: cjlondono@humboldt.org.co

December 2005

Download at: <http://www.lyonia.org/downloadPDF.php?pdfID=2.456.1>

“Spatial analysis to determine priority conservation areas of dry ecosystems in two interandean valleys of Valle del Cauca-Colombia”

Resumen

Las formaciones vegetales secas hacen parte de los ecosistemas más amenazados a nivel mundial. En Colombia, los bosques secos representan el 1.5% de su cobertura original ya que han sido transformados principalmente a agroecosistemas. Esto, sumado a sus altos niveles de endemismo, las adaptaciones únicas a condiciones extremas de los organismos que viven en ellos y su importancia como bancos genéticos **in situ** hacen necesario caracterizarlos y tomar medidas de conservación que garanticen la sostenibilidad de los procesos ecológicos existentes. El uso de sensores remotos ha sido una alternativa para su monitoreo, pero debido a la dificultad para mapearlos efectivamente por sus altos niveles de fragmentación, al pequeño tamaño de los parches y a la respuesta espectral en la que se confunden los matorrales, los pastizales y el suelo desnudo se desarrolló una metodología para identificar estos ecosistemas usando imágenes IKONOS y usando el software orientado a objetos **e-cognition** en los enclaves secos interandinos de Dagua y Tulúa en el Valle del Cauca- zona suroccidental de Colombia-. Estos enclaves aún mantienen alrededor del 14% de su área en ecosistemas naturales, sobretodo en zonas de alta pendiente, el resto ha sido convertido a agroecosistemas. La alta fragmentación, el tamaño pequeño de los remanentes naturales sumado a los resultados de composición florística hechos en 11 parcelas de muestreo en los parches de bosque más representativos de los ecosistemas naturales sugieren que proteger pequeñas áreas núcleo no sería suficiente para conservar la biodiversidad de los enclaves. Se recomienda además desarrollar estrategias de manejo de paisaje para mejorar la conectividad entre los ecosistemas naturales existentes. Palabras Clave: Ecosistemas secos, Valles interandinos, Colombia, sensores remotos, áreas protegidas”

Abstract

Dry vegetation formations are part of the most threatened ecosystems worldwide. In Colombia dry forests exist in 1.5% of their original extension because they have been transformed mostly to agroecosystems. This, joined with their high endemism, the unique adaptation of organisms to extreme conditions and their importance as genetic banks reveal the necessity to characterize them and establish conservation actions that guarantee the sustainability of the existent ecological processes. Based on the difficulty to map them effectively with remote sensors because of their high fragmentation, small patch size and the similar spectral response of dry bushes, sparse grasses and bare soils; a methodology to identify these ecosystems was developed using IKONOS multispectral images and the object oriented software in the interandean canyons of Dagua and Tuluá in Valle del Cauca-Southwestern region of Colombia-. Results show that these canyons still maintain about 14% of their area in natural ecosystems even though they are found mostly in the higher slope areas and the rest has been transformed to agro ecosystems. High fragmentation of natural ecosystems, the small size of the existent patches and the results of the floristic composition made in 11 plots of the more representative patches of the existent forest ecosystems suggest that small protected areas would not be enough to conserve the biodiversity of the canyons. Landscape management practices that help enhance connectivity between the existent natural ecosystems is suggested.

Key Words: Dry ecosystems, Inter Andean Valleys, Colombia, Remote sensing, Protected area

Introducción

Las formaciones secas, xéricas y subxéricas se caracterizan por una alta distribución estacional de la precipitación con periodos secos críticos de hasta seis meses, temperaturas medias anuales superiores a 17° C y evapotranspiración potencial mayor a la precipitación media anual (Murphy & Lugo 1986). Usualmente, en los andes se presentan en condiciones microclimáticas especiales tales como sombras secas.

Las características de escasa precipitación durante periodos largos, intensa radiación solar, baja humedad relativa, altas temperaturas y fuertes vientos exigen de las especies que los habitan

unas adaptaciones morfológicas y fisiológicas únicas. La vegetación típica de las formaciones xéricas y subxéricas comprende árboles pequeños y arbustos achaparrados de hojas persistentes, coriáceas y rígidas con gruesa cutícula o que las pierden en verano, plantas espinosas y suculentas, rosuletos de hojas rígidas y pequeños sufrútices y gramíneas que se secan en el verano (Cuatrecasas 1958). La gran mayoría de estos bosques se presentan como un matorral arbustivo a arborecente integrado de manera dominante por cactáceas y fabáceas (Ricardi 1996).

Las principales formaciones vegetales secas de América tropical están concentradas en la costa norte del continente, en los valles secos interandinos de los Andes del Norte (desde el norte de Perú hasta Mérida en Venezuela), a lo largo de la costa de Ecuador y Perú, en los valles secos de los Andes centrales y en la vertiente occidental de los Andes del Perú (Sarmiento, 1975). En Colombia estas formaciones xerofíticas y subxerofíticas se encuentran localizadas tanto en tierras bajas (cinturón seco del Caribe y valles secos interandinos por debajo de los 1.000 msnm), como en tierras altas (enclaves secos altoandinos de la cordillera Oriental, (Cavelier 1997) y en algunos sectores de los llanos orientales (Pennington 2000).

Los Valles secos interandinos de tierras bajas y subandinas están definidos como valles en "V" por debajo de los 2.000 m en los que las condiciones de relieve permiten efectos de sombra y otras condiciones microclimáticas tales como precipitaciones anuales inferiores a los 1.800 mm. Presentan afinidades con los ecosistemas costeros áridos, lo que indica que probablemente estuvieron conectados en el pasado con este tipo de vegetación y tuvieron condiciones climáticas similares. Los valles interandinos secos actuaban como corredores que conectaban las áreas costeras de todo el Norte de los Andes de Suramérica (Sarmiento 1975). Se encuentran localizados en Colombia principalmente en el cañón del río Chicamocha, valle del Táchira, Ocaña, Aguachica, inmediaciones de Cúcuta, Cañón del río Cauca (Santa fe de Antioquia), Dabeiba (Valle alto de río Sucio), Cañón del río Dagua, Cañón alto del Cauca, Cañón del río Amaime, cañón del río Patía y Juanambú, Ipiales y algunos sectores del Valle del río Magdalena.

En ellos se presentan matorrales espinosos de carácter arbustivo, que varían de abiertos a semi-cerrados, estas especies arbustivas están acompañadas por cactáceas con diferentes formas de crecimiento. Los matorrales espinosos entran en contacto con los bosques secos y en esa transición aparecen especies que pierden sus hojas durante la estación de sequía (Cavelier 1997). Algunas veces se pueden encontrar ecosistemas secos por encima de los 2000 msnm como los localizados en el altiplano cundí boyacense y en algunos cañones del Valle del Cauca, con temperaturas medias anuales alrededor de los 13°C. Las precipitaciones medias anuales están entre los 500-1.000 mm como en el caso de Villa de Leyva (Hernández Camacho et al. 1995).

En estas zonas el bosque andino es reemplazado por vegetación arbustiva con predominio de cactáceas (*Opuntia*), fique (*Furcraea*) y Agaves. En los enclaves secos interandinos que presentan un amplio rango altitudinal (ejemplo, cañón del río Chicamocha), las cactáceas son reemplazadas fisiónomica y funcionalmente por *Furcraea* y *Agave* (*Agavaceae*) (Van der Hammen 1997; Fernández-Alonso 1997).

Los ecosistemas secos son quizás los ecosistemas menos prioritarios en el esquema de conservación actual, ya desde 1983 Jansen evidenciaba que solo el 0.09% del bosque seco neotropical tenía algún status de conservación, y menos del 2% se encontraba lo suficientemente conservado como para despertar el interés de los conservacionistas; en la actualidad los procesos de transformación y fragmentación no se han detenido y se continúa poniendo en peligro un número de ecosistemas y especies importantes para la conservación. Colombia no es ajena a esa tendencia y en el Sistema de Parques Nacionales Naturales solo el 0.4% de las alrededor de diez millones de hectáreas protegidas incluyen áreas que contienen ecosistemas secos (Álvarez et al. 1997). La mayoría de estas áreas de conservación se encuentran en la región Caribe y sólo en Área única Natural de los Estoraques en el oriente colombiano hay 640 ha protegidas de bosque seco y de vegetación xerofítica y subxerofítica en la región Andina. No hay áreas protegidas en los valles interandinos colombianos.

La clasificación de la vegetación de tierras áridas usualmente presenta problemas debido a la alta reflectancia del suelo, a la dispersión debida a los doseles abiertos y suelos desnudos, a la mezcla variable de la vegetación verde y la senescente en diferentes estados sucesionales, y a la prevalencia de pastizales y arbustales. (Huete & Tucker 1991; Pfaff et al, 2000; Arroyo-Mora et al. 2003; Okin & Roberts 2004)

Debido a esto, y teniendo en cuenta otras experiencias de mapeación de vegetación seca (Espinal & Montenegro 1977; Hernández C. 1992; Etter 1998; Rodríguez et al. 2004) en los que se la extensión de la cobertura xerofítica ha presentado inconvenientes; se plantea una metodología para

cuantificar los ecosistemas de los valles secos interandinos que ayuden a establecer objetos de conservación en ellos.

Métodos

Área de Estudio

El estudio se realizó en dos enclaves secos interandinos en el Departamento del Valle del Cauca en Colombia: El enclave seco del cañón del río Dagua está ubicado en la jurisdicción de los municipios de Dagua, La Cumbre y Restrepo en las siguientes coordenadas: $76^{\circ} 43' 53''\text{W} - 3^{\circ} 49' 15. ''\text{N}$ extremo noroccidental y $76^{\circ} 33' 2. ''\text{W} - 3^{\circ} 36' 35.68''\text{N}$ extremo suroriental a alturas entre los 500 a los 1300 msnm. El enclave seco del cañón del río Tuluá está ubicado en la jurisdicción de los municipios de Tuluá y Buga en el departamento del Valle del Cauca a alturas entre los 1300 y los 2000 msnm, en las siguientes coordenadas: $76^{\circ} 5' 2''\text{W} - 3^{\circ} 56' 35. ''\text{N}$ extremo noroccidental y $76^{\circ} 1' 4''\text{W} - 3^{\circ} 51' 10''\text{N}$ extremo suroriental. (Figura 1). Ambos se encuentran en los Andes en montañas fluviogravitacionales sobre filas y vigas moderadas a fuertemente escarpadas con temperaturas que varían entre los 18° en las partes altas a 24° en las partes más bajas de los cañones. El cañón de Dagua se encuentra en la vertiente oriental de la cordillera occidental con una orientación Norte-sur y el Cañón del río Tuluá se encuentra en la vertiente occidental de la cordillera central con una orientación Este- Oeste. La posición transversal de estos cañones en relación a las corrientes de viento húmedo que descargan la humedad a barlovento, hacen que a sotavento, sobre todo las laderas bajas y fondo de los cañones, se reciba poca humedad por encontrarse en posición de sombra.(Flórez 2003). La precipitación varía de 800- 1200 mm al año, presentándose dos periodos secos de enero a febrero y de julio a agosto.

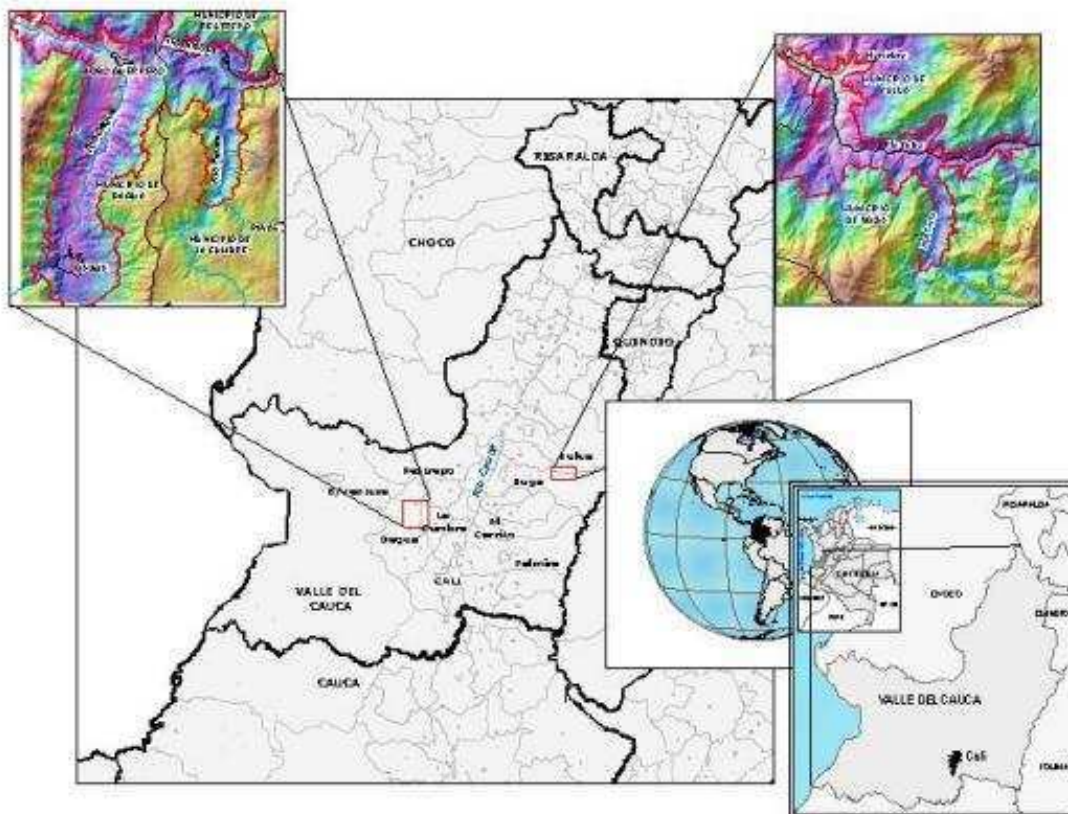


Figura 1: Area de Estudio

Metodología

Se desarrolló una metodología para el mapeo de ecosistemas secos a través de la utilización de imágenes multi-espectrales IKONOS en dos enclaves secos del departamento del Valle del cauca. Para el cumplimiento del objetivo se plantea un desarrollo metodológico que está dividido en cinco fases.

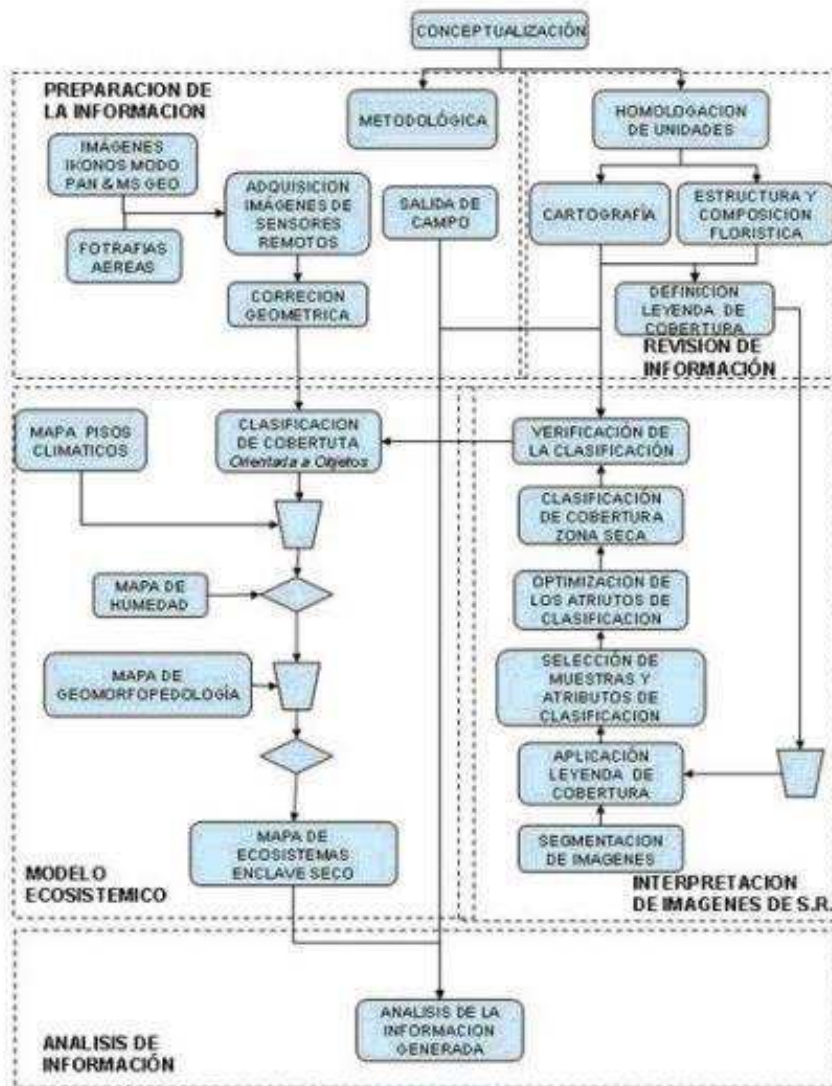


Figura 2: Desarrollo metodológico

Revisión de la información secundaria Preparación de la información cartográfica

Para las áreas de Dagua y Tulúa se utilizaron imágenes multi-espectrales IKONOS modo PAN & MS GEO del 2000-02-03 y del 2002-07-13 respectivamente. Las imágenes de satélite de alta resolución son las más adecuadas para mapear zonas secas por el fragmentación y el tamaño pequeño de los parches existentes.

Además se revisaron las fuentes de información secundarias relevantes sobre el mapeo de ecosistemas secos (Hernández-Camacho 1992; IDEAM 1996; Etter 1998; IGAC 1998; Rodríguez et al. 2004). Encontrando diferencias de criterios en la delimitación de las mismas, aducida a factores de escala que no permiten evidenciar de forma certera el estado actual de estos tipos de cobertura. Delimitación de las áreas de estudio

Los valles interandinos transversales presentan una serie de condiciones de clima y relieve que propician la formación de enclaves secos, además el tipo de vegetación presente en estos lugares presenta una serie de características espectrales que pueden ser diferenciadas utilizando imágenes de satélite de alta resolución, por ello la delimitación de los tres enclaves secos se realizó teniendo en cuenta: el relieve usando el modelo digital de elevaciones SRTM resolución 30 m; el clima usando la información de las estaciones localizadas alrededor y en los enclaves y a la respuesta espectral de la vegetación usando las imágenes IKONOS.

Interpretación de las imágenes de satélite

La interpretación de cobertura sobre imágenes de sensores remotos se realizó a través de la implementación de un enfoque de clasificación orientado a objetos (o segmentos) usando lógica

difusa. Para este efecto se utilizó el software de análisis de imágenes [b+] eCognition v 4.0. Este software resultó ser versátil para la delimitación de las unidades de cobertura necesarias para la construcción del mapa de ecosistemas de los enclaves secos, pues permite integrar el valor espectral de los píxeles con las características de jerarquía y las relaciones de vecindad propias de los objetos tales como los relictos de bosque y los parches de matorral xérico y subxérico. Los elementos de los objetos que se usaron al permitir una mayor separación entre las diferentes coberturas vegetales secas fueron la media de los valores espectrales en las cuatro bandas, la desviación Standard de las bandas tres y cuatro, la diferencia media a los vecinos más cercanos para las bandas dos y tres, el brillo, la tasa de la banda uno sobre todas las bandas y para separar los arbustales xerofíticos de otros rastrojos se usó la textura usando la media de las bandas en una matriz de co-ocurrencia en escala de grises (GLCM) en todas las direcciones.

Con esta metodología se evidenció la separación entre los diferentes tipos de cobertura. Se clasificaron 16 tipos de cobertura naturales y no naturales con este procedimiento. Los mapas de cobertura obtenidos luego de la verificación de campo a escala 1:10000 son el insumo primario para la generación del mapa de ecosistemas.

Aplicación modelo ecosistémico

La base conceptual y metodológica a partir de la cual se obtuvo el mapa de ecosistemas de las tres zonas de interés, siguió los lineamientos metodológicos establecidos por el Instituto Humboldt, para la definición y delimitación de ecosistemas (Etter 1998; Rudas et al. 2002; Armenteras et al. 2003; Rodríguez et al. 2004; Romero et al. 2004). Se parte de una conceptualización en donde la definición de ecosistemas se basa en la asociación espacial de sus estructuras verticales, es decir, como los componentes de un territorio están integrados en un lugar, identificando y determinando sus fronteras (Bailey 1996). El mapeo se basa en el principio general de que su delimitación es una unidad funcional basada en los componentes del territorio y en la escala de trabajo utilizada, dejando una estructura abierta que permite incorporar información de biotas para caracterizar, a nivel de grupos biológicos, las unidades delimitadas de esta forma.

Así, la delimitación de las fronteras ecosistémicas se realiza con los factores que controlan la distribución de los mismos a varias escalas (Bailey 1996). Estos componentes son los pisos climáticos, la humedad, la cobertura del suelo y la geomorfopedología presentes en las zonas de interés, la integración de esta información se realiza mediante técnicas computarizadas de superposición temática de mapas realizadas en el software ERDAS v. 8.7.

Análisis de la estructura y la composición florística

Para tener una imagen del estado de conservación de los enclaves y lograr conclusiones acerca de cuáles deben ser los objetos de conservación en la zona, se seleccionaron áreas de muestreo en bosque y matorral seco. La identificación de estos lugares se realizó teniendo en cuenta aquellos parches de ecosistemas naturales con mayor área y aquellos con diferentes respuestas espectrales en imágenes de satélite IKONOS. En el área de Tulúa se seleccionaron cuatro áreas de muestreo en los ecosistemas: Matorral subxérico secundario seco sobre filar y vigas en diabasas en piso andino (28s-MF), Bosque secundario seco sobre filar y vigas en diabasas en piso andino (26s-MF), Bosque secundario de cañada subhúmedo a seco sobre filar y vigas en diabasas en piso subandino (22-MF) y Matorral subxérico secundario seco sobre filar y vigas en piso subandino (24s-MF). Para el área de Dagua se seleccionaron siete áreas de los ecosistemas Bosque y Matorral de cañada secundarios secos y muy secos sobre filar y vigas en diabasas y esquistos de piso subandino (8-MF), Bosque medio denso muy seco sobre filar y vigas en diabasas y esquistos en piso subandino (1ms-MF), Bosque medio denso muy seco sobre conos de deyección en piso subandino (2ms-MC) y Bosque y Matorral de Cañada secundarios muy secos sobre conos de deyección en pisos subandino (4ms-MC) para un total de 11 estaciones en 8 ecosistemas naturales.

La aplicación de índices de agrupamiento para conocer las características afines de la composición y distribución de la especie en las estaciones de muestreo se realizó con base en levantamientos ecológicos rápidos que permitieron establecer la presencia/ausencia de individuos y de que manera cómo estas están actuando en la funcionalidad y la dinámica de los parches evaluados.

En cada estación georeferenciada se delimitó un transecto de 25m por dos metros y se evaluaron todos los individuos con diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 10 cm.

A cada individuo muestreado se le midió el DAP, se estimó su altura, su posición y se tomaron muestras botánicas de todos los individuos. Con colecciones de herbario de la Universidad del Valle (CUVC) y claves taxonómicas se realizaron las descripciones a nivel de género.

Con base en los datos obtenidos se calculó la abundancia, frecuencia, índice de valor de

importancia y patrón de distribución de las especies (porcentaje de disimilaridad de Bray-Curtis). Se clasificaron los estratos en herbáceos, arbustivos, subarbóreos y arbóreos según el dosel de los árboles y su altura usando la metodología propuesta por Rangel y Lozano (1976).

Resultados

Cañón del río Dagua

La interpretación de cobertura se realizó utilizando una imagen de satélite IKONOS multi-espectral que cubre el 81.52% del área total del enclave, representando 7664.45 ha, de estas 207.7 has de la imagen presentan nubes/sombras, lo que impide tener datos de ellas.

El 80.12% del enclave se encuentra transformado respecto a su cobertura original que estaba constituida por bosque seco tropical y matorral xérico, los cuales han sido transformados hacia pastos (44.17% del enclave), cultivos (4.04% del enclave principalmente caña y piña) y pastizales arbustales con el 20% del área del enclave. Los ecosistemas transformados ubicados en piso subandino ocupan el 70.47% (5401.3 ha) del área interpretada y los ecosistemas transformados del piso Andino ocupan 6.2% (475.1 ha). En la Tabla 1 se presentan los resultados de los ecosistemas transformados del enclave de Dagua.

En el enclave del río Dagua el 86.6% (1093.55 ha) de los ecosistemas naturales intervenidos se encuentran piso subandino y el resto (220.75 ha) en piso Andino. El 0.47% del área con información se encuentra en ecosistemas naturales en bosque medio denso (1ms-MF, 2ms-MC, 3s-ML) mientras que el 4% se encuentra en ecosistemas secundarios de bosque seco subandino (4-MC, 5-ML, 6ms-ML, 7ms-ML y 8-MF) y solo el 0.3% en 3 ecosistemas secundarios de bosque seco andino (14-ML, 15s-ML y 16-MF). El 24.8 % de los ecosistemas naturales presentes se encuentran en bosques y matorrales de cañada en pisos andinos y subandinos (8- MF y 16-MF) siendo estos los tipos de ecosistemas boscosos más frecuentes; de los demás sólo se encuentran remanentes aislados y muy separados entre sí. En el Anexo 1 están los resultados de los ecosistemas naturales y el mapa de ecosistemas del cañón de Dagua.

	ECOSISTEMA	CÓDIGO	ÁREA (ha)
SUBANDINO	Pastos manejados	A1	172,52
	Caña	A2	42,45
	Cultivos	A3	248,63
	Pastizal arbustal	A4	1358,07
	Pastos no manejados	A5	2952,69
	Rastrojos	A6	626,91
ANDINO	Pastizal arbustal	B1	167,92
	Pastos no manejados	B2	261,37
	Rastrojos	B3	45,79
OTROS	Plantación forestal	Pf	2,74
	Quemas	Q	48,40
	Zonas Urbanas	Zu	95,84
	Cuerpos de agua	Ca	49,39
	Playas y arenas	Pa	4,55
	Sin vegetación	Sv	117,98
	Sin información	Si	1945,36

Tabla 1. Ecosistemas transformados del enclave de Dagua

Cañón del río Tulúa

El cañón de Tulúa tiene 7478 ha y no se tiene información del 31.8% del enclave. El 72.51% del área analizada se encuentra transformada respecto a su cobertura original que era constituida por bosque seco tropical y matorral subxérico. Los bosques y matorrales subxéricos han sido

transformados principalmente a pastizales-arbustales (24.6% del enclave), Rastrojos (10.6%) y pastos no manejados (9 %). A diferencia del cañón de Dagua, en Tulúa hay muy pocos cultivos (0.47%).

Sólo el 0.13% del área analizada se encuentra en coberturas naturales y el 14,57% se encuentra en coberturas seminaturales. El 58.3% de los ecosistemas seminaturales existentes están constituidos por matorrales subxéricos secundarios y el resto por pequeños fragmentos de bosques secundarios alrededor de cañadas y en zonas de altas pendientes. Se encuentran 4 ecosistemas naturales en el orobioma azonal subandino (20s- MF, 22-MF, 24s-MF, 25s-MF) y tres en el orobioma azonal andino (26s-MF, 27-MF, 28s-MF). La mayoría de los ecosistemas transformados se encuentra en pastizales-arbustales en piso subandino.

Las tabla 2 y el Anexo 2 presentan los resultados del mapeo de ecosistemas en el cañón de Tulúa.

	ECOSISTEMA	CÓDIGO	ÁREA (ha)
SUBANDINO	Pastos manejados	A1	223,63
	Cultivos Generales	A3	18,46
	Pastizal arbustal	A4	1350,13
	Pastos no manejados	A5	506,44
	Rastrojos	A6	569,45
	ANDINO	Pastizal arbustal	B1
	Pastos no manejados	B2	172,07
	Rastrojos	B3	226,62
	Pastos manejados	B4	285,48
	Cultivos Generales	B5	17,37
OTROS	Plantación forestal	Pf	14,24
EN	Quemas	Q	13,97
PISOS	Zonas Urbanas	Zu	4,72
ANDINO Y	Cuerpos de agua	Ca	37,46
SUBANDINO	Playas y arenas	Pa	10,00
	Sin vegetación	Sv	64,21
	Sin información	Si	2377,50

Tabla 2. Ecosistemas Transformados del Cañón del río Tulúa.

Aspectos Estructurales

En las localidades de Dagua se registraron 205 individuos, agrupados en 51 géneros y 50 familias botánicas. El porcentaje de disimilaridad (UPGMA, group average) entre las estaciones de muestreo varía de 0.26 entre dos parcelas ubicadas en *Bosque y Matorral de cañada secundario seco y muy seco sobre filas y vigas en diabasas y esquistos de piso subandino* (8-MF) a 0.79 entre el grupo conformado por estas dos parcelas y un *Bosque medio denso muy seco sobre conos de deyección en piso subandino* (2ms-MC) y el grupo conformado por un ecosistema 8-MF en un área poco accesible del río Pavas, un *Bosque y Matorral de Cañada secundarios muy secos sobre conos de deyección en pisos subandino* (4ms- MC) y un *Bosque medio denso muy seco sobre filas y vigas en diabasas y esquistos en piso subandino* (1ms-MF). Hay disimilaridad entre estos dos grupos de unidades de muestreo. En dos de estas parcelas se encontraron especies con algún grado de amenaza (UICN 2001) que son *Maclura tinctoria* (Lr) y *Zanthoxylum gentry* (Lr/Vu) y *Cinchona officinalis* con datos insuficientes.

En las cuatro localidades de Tulúa se registraron 122 individuos, agrupados en 31 géneros y 25 familias botánicas. El porcentaje de disimilaridad (UPGMA, group average, Bray-Curtis) entre las estaciones de muestreo varía de 0.98 a 0.88. Hay una diferencia significativa en cuanto a la composición de géneros entre las diferentes estaciones de este enclave. La baja frecuencia de las especies sumando todas las estaciones indica que son bosques y matorrales muy heterogéneos. Hay una disimilaridad de 0.79 entre las parcelas de Tulúa y las de Dagua (UPGMA, group average), En el análisis de cluster donde se agrupan las estaciones de muestreo hacia el interior de

cada enclave y no entre los enclaves, reflejando diferencias de hábitat y de procesos ecológicos. La mayor abundancia de individuos en Dagua que en Tuluá. El mayor peso ecológico de las especies evaluadas con un DAP mayor a 10 cm en la zona de Tuluá se encuentra distribuido en los géneros *Tabebuia sp* con el 25,27, *Sapindus sp* con 24,82, *Opuntia sp* con 23,50, *Clusia sp*, con 20,37, *Cinchona sp* con 18,27, *Erythrina sp* con 17,59, *Piper sp* con 16,36 y *Lantana sp* con 13,47 que suman el 53, 22% del total del Índice de Valor de Importancia (IVI).

En el caso de Dagua el resultado del IVI muestra que los géneros con mayor valor son *Myrtus sp* con 59.92, *Piper sp* con 59.08 y *Xanthoxylum sp* con 34.93. Estos 3 géneros suman el 51.3% del total del IVI. Las especies del género *Myrtus sp* son de crecimiento rápido, colonizadoras de áreas degradadas e intervenidas y actúan como especies sombrilla creando un microclima propio para el desarrollo y establecimiento de asociaciones vegetales propias de los enclaves secos. Su frecuencia puede indicar es estado sucesional temprano y la degradación de los ecosistemas del enclave.

Discusión

En el enclave seco de Dagua la mayoría de la cobertura vegetal natural existente está compuesta por bosques y matorrales secundarios que no tienen más de 10m de ancho y están asociados a cuerpos de agua, con sectores totalmente despejados y con una baja conectividad. Los parches más conservados se encuentran en zonas de alta pendiente y en media ladera. Los bosques de cañada asociados a los ríos principales del enclave tal como los del río Dagua y el río Bitaco han sido casi totalmente transformados aumentándose en estas áreas las coberturas seminaturales de rastrojos y las transformadas de cultivos y pastos.

Los matorrales subxéricos se ubican como parches aislados primordialmente en las laderas occidentales de los cañones del Dagua y de la quebrada Pavas y su extensión va disminuyendo de Norte a sur. Estos matorrales subxéricos en el río Pavas son también los que presentan un mayor porcentaje de disimilaridad con respecto a las otras áreas de muestreo.

En las partes más altas de la ladera occidental del río Dagua quedan unos bosques secundarios secos no asociados a cuerpos de agua, remanentes de los bosques que existieron anteriormente en el enclave. Estos parches serían los recomendados para establecer áreas de protección municipal, aunque se recomendaría simultáneamente establecer herramientas que ayuden aumenten la conectividad usando los bosques secundarios de cañada.

Para el enclave del río Tuluá no se conocen estudios anteriores sobre su composición florística o sobre su historia de uso y transformación. La proporción de vegetación natural existente es muy similar a la que se encuentra en Dagua, y al igual que en este, se encuentra sobretodo en las áreas de pendiente muy escarpada. En la franja protectora del río Tuluá, los bosques y matorrales existentes se encuentran como parches aislados y fragmentados, siendo más frecuentes en las franjas protectoras de los afluentes Nogales y Cofre. La vegetación subxérica se encuentra principalmente en el costado Norte del río Tuluá, en zonas de media ladera y con una alta pendiente. El enclave de Tuluá presenta alturas desde los 1300 a los 2000 m. Presentando remanentes de bosques Andinos subhúmedos en las partes más elevadas del enclave.

La degradación que puede conducir a la desertificación ocurre principalmente en ecosistemas sensibles bioclimáticamente, en los que el déficit hídrico casi siempre está presente (Thomas & Middleton 1994), En estos dos enclaves secos hay una larga historia de ocupación humana, estudios de la CVC (CVC 1994, CVC 2002) revelan que aproximadamente desde 1920 viene dándose un uso intensivo del suelo orientado hacia el desmonte de las coberturas naturales y consecuente introducción de sistemas agropecuarios. Este tipo de intervención (tanto de flora, fauna, suelo, agua) puede en cierta medida superar el umbral de funcionamiento de los ecosistemas (Flórez, 2003), causando la irrecuperabilidad de las condiciones originales en el corto y mediano plazo y poniendo en riesgo la biodiversidad asociada a estos.

Conclusiones

Según el mapeo ecosistémico, hay un alto grado de transformación y fragmentación en los enclaves: los ecosistemas transformados predominan y los ecosistemas naturales se presentan de forma dispersa., generalmente asociados a cursos de agua con formas alargadas en donde la relación área-perímetro es muy baja, en zonas de alta pendiente o a manera de parches de tamaño pequeño en medio de áreas de pastura sin manejo reciente. La mayor concentración de ecosistemas naturales y seminaturales (con presencia de cactáceas y otras especies típicas de estos ambientes)

ocurre en zonas de pendiente y de difícil acceso, pues en los terrenos planos, aptos para la agricultura o ganadería, los ecosistemas han sido transformados.

Las actividades antrópicas expresadas como quemas y sobrepastoreo han degradado áreas que anteriormente estaban cubiertas por vegetación xérica y bosque seco en los cañones de Dagua y de Tulúa, lo que ha dificultando la delimitación de las áreas naturales en estas zonas.

La metodología utilizada, usando un software orientado a objetos y usando imágenes IKONOS ha permitido separar la vegetación xérica y subxérica de otros tipos de vegetación como pastizales, suelo desnudo y arbustales. Esta es la primera aproximación para mapear enclaves secos usando este tipo de tecnología.

Dentro de la planeación para la conservación esta propuesta permite seleccionar áreas funcionales para conservar a escala regional y local al determinar cuál la proporción y el estado de los ecosistemas remanentes existentes. Los parches de ecosistemas boscosos más grandes se encuentran en las partes altas de la ladera occidental del cañón del río Dagua y en algunos ecosistemas boscosos en la quebrada Nogales en el cañón de Tulúa sin embargo ninguno de estos parches tienen más de 30 ha y los análisis de la estructura y composición florística de los muestreos de los ecosistemas más representativos indica que ningún parche sería suficiente para proteger los ecosistemas y las especies existentes, por los que se recomienda además trabajar en el reestablecimiento de las conexiones entre los diferentes ecosistemas usando herramientas de manejo de paisaje.

Referencias

Álvarez, M.; F. Escobar; F. Gast; H. Mendoza; A. Repizzo; H. Villareal. 1997. Bosque Seco Tropical. En: M. E. Chaves, y N. Arango editores. *Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad Tomo I*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia.

Armenteras, D.; F. Gast; H. Villareal. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, Vol 113 (2): 245 - 256.

Arroyo-Mora, P.; A. Sánchez-Azofeifa; B. Rivard; J. C. Calvo. 2003. Integrating very high and high resolution imagery for detecting secondary growth in a Neotropical Dry Forest Ecosystem: A vegetation Indices Approach. Proceedings of the XI Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Belo Horizonte, Brazil.

Bailey, R.G. 1996. *Ecosystem Geography*. Springer Verlag, USA.

Cavelier, J. 1997. Selvas y bosques montanos. Páginas 38-55 En: M. E. Chaves, y N. Arango editores. *Informe nacional sobre el estado de la biodiversidad Tomo I*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia.

Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC). 1994. *Comparación de la cobertura de bosques y humedales entre 1957 y 1986 con delimitación de las comunidades naturales críticas del valle geográfico del río Cauca*. Informe. Cali.

Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. (CVC). 2002. Subdirección de Patrimonio Ambiental. Grupo de Vida Silvestre. *Bosques secos y muy secos del Departamento del Valle del Cauca, Colombia*. Santiago de Cali: CVC.

Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca. (CVC) & Fundación Trópico. 2003. *Propuesta para la consolidación del Enclave subxerofítico de la cuenca alta del río Dagua y su zona de influencia como área de manejo especial*. Valle del Cauca, Colombia.

Cuatrecasas, J. 1958. Aspectos de la vegetación natural de Colombia. *Rev. Academia Colombiana de Ciencias Exactas*. 10: 221-264.

Espinal, L, & E. Montenegro. 1977. *Formaciones vegetales de Colombia*. INAC. Bogotá.

Etter, A. 1998. Mapa general de ecosistemas de Colombia. En: Chaves. M.E., y Arango, N. (Eds). *Informe Nacional sobre el estado de la biodiversidad – Colombia. Tomo I. Causas de pérdida de la biodiversidad*. Instituto Humboldt, PNUMA, Ministerio del Medio Ambiente. Bogota-Colombia.

Fernandez-Alonso, J.L. 1997. Nueva especie de *Condalia* cav. (Rhamnaceae) y notas sobre géneros de la familia en la flora de Colombia. *Caldasia* 19 (1-2) 101-108.

Flórez, A. 2003. *Colombia: evolución de sus relieves y modelados*. Universidad Nacional de Colombia. Unibiblos. 240 p.

Hernández-Camacho, J., & H. Sánchez - P. 1992. Biomas terrestres de Colombia. En: Halffter G.

(Comp.). *La Diversidad Biológica de Iberoamérica I. Acta Zoológica Mexicana. Volumen especial*. México D. F.

Hernández –Camacho, J., V. Ruefa & H. Sánchez. 1995. Las Fronteras del Desierto. En: Hernández-C. *Desiertos, Zonas Áridas y Semiáridas de Colombia*. Banco de Occidente. Bogotá.

Huete, A.R., C.J. Tucker.. 1991. Investigation of soil influences in AVHRR red and near infrared vegetation index imagery. *Int. J. Remote Sens.* 12:1223-1242.

Instituto Alexander von Humboldt, IAvH. 1997. Formaciones xerofíticas y subxerofíticas. Págs. 96-105. En: Chávez, M. & N Arango (eds.). *Informe Nacional sobre el Estado de la Biodiversidad de Colombia. Tomo I*. Ministerio del Medio Ambiente - Naciones Unidas, Bogotá.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios ambientales, –IDEAM-. 1998. *El Medio ambiente en Colombia*. Bogota D.C.

Instituto Geográfico Agustín Codazzi, –IGAC-. 2004. *Estudio general de suelos del departamento del Valle del cauca, escala 1:100000*. IGAC.

Janzen, D.H., editor. 1983. *Costa Rican Natural History*. The University of Chicago Press, Chicago, IL.

Medina, E. 1985. Estudio Ecológico de Zonas Áridas y Semiáridas del Neotrópico. *Interciencia* 10(5): 223-224

Murphy, P. G., & A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 67–88.

Okin, G.S. & D.A: Roberts. 2004. Remote Sensing in Arid Regions: Challenges and Opportunities , en *Manual of Remote Sensing, 3rd ed. Vol. 4*, (ed. Ustin, S.L.) John Wiley and Sons, New York, pp 111-146.

Pfaff, A.S.P.; S. Kerr; F. Hughs; S. Liu; G.A. Sánchez-Azofeifa; G.A.; D. Schimel; Tosi, J.;Watson, V. 2000. The Kyoto protocol and payments for tropical forest: An interdisciplinary method for estimating carbon-offset supply and increasing the feasibility of a carbon market under the CDM. *Ecological. Economics.* 35, 203-221.

Pennington, R. T., D. A. Prado & C. Pendry. 2000. Neotropical seasonally dry forests and Pleistocene vegetation changes. *Journal of Biogeography.* 27, 261–273.

Rangel, CH. O & G. C. Lozano. Un perfil de la vegetación entre la Plata (Huila) y el Volcán Purace. *Caldasia.* 14 (68 – 70): 503-547. 1976

Ricardi, M. 1996. Algunas consideraciones sobre la flora xerofítica de la region de Lagunillas, Merida, Venezuela. *Plantula* Vol 1(2): 167-170.

Rodriguez, N. D.; Armenteras; M. Morales; M. Romero. 2004. *Ecosistemas de los Andes colombianos*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 155p.

Romero, M.; G. Galindo; J. Otero; D. Armenteras. 2004. *Ecosistemas de la cuenca del Orinoco colombiano*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá. Colombia. 189 p.

Rudas, G.; D. Armenteras; S. M. Sua; N. Rodriguez. 2002. *Indicadores de Seguimiento de la Política de Biodiversidad en la Amazonia Colombiana – 2001. Informe Final de Resultados, Proyecto Diseño e Implementación del Sistema Indicadores de Seguimiento de la Política de Biodiversidad en la Amazonia Colombiana*. Instituto Humboldt, CDA, Corpoamazonia, Cormacarena, Instituto Sinchi, Unidad de Parques, Ministerio del Medio Ambiente (Crédito BID 774 OC/CO), Bogotá. (114 páginas + 6 documentos anexos).

Sarmiento G. 1975. The dry plant formations of South America and their florista connections. *J. Biogeography* 2: 233-251.

Thomas, D. S. G., & N. J. Middleton (Eds.), 1994. *Desertification: Exploding the Myth.* . John Wiley, New York. 194 pp.

IUCN Species Survival Commission. 2001. *IUCN Red List Categories. 3.1*.

Van der Hammen, T. 1997. El bosque de Condalia. *Caldasia* 19 (1-2): 355-359.

Anexo

Anexo 1: Ecosistemas Naturales del Cañón de Dagua

BIOMA	ECOSISTEMA	CÓDIGO	ÁREA (ha)
OROBIOIMA	Bosque medio denso muy seco sobre filas y vigas en diabasas y esquistos	1ms-MF	19,65
AZONAL	Bosque medio denso muy seco sobre conos de deyección	2ms-MC	12,09
SUBANDINO	Bosque medio denso seco sobre lomas en diabasas	3s-ML	13,10
CORDILLERA	Bosque y matorral de cañada secundarios muy secos sobre conos de deyección	4-MC	53,55
OCCIDENTAL	Bosque y matorral de cañada secundarios secos sobre lomas en diabasas	5-ML	54,43
	Bosque secundario y matorral muy seco sobre filas y vigas en diabasas y esquistos	6ms-MF	16,61
	Bosque secundario y matorral muy seco sobre conos de deyección	7ms-ML	10,89
	Bosque y matorral de cañada secundarios secos y muy secos sobre filas y vigas en diabasas y esquistos	8-MF	243,92
	Matorral subxérico secundario muy seco sobre filas y vigas en diabasas y esquistos	9ms-MF	353,09
	Matorral subxérico secundario muy seco sobre conos de deyección	10ms-MC	55,52
	Matorral subxérico secundario muy seco sobre lomas en diabasas	11ms-ML	30,17
	Matorral subxérico secundario seco sobre filas y vigas en diabasas y esquistos	12s-MF	177,76
	Matorral subxérico secundario seco sobre lomas en diabasas	13s-ML	52,77
OROBIOIMA	Bosque y matorral de cañada secundarios secos sobre lomas en diabasas	14s-ML	4,82
AZONAL	Bosque secundario y matorral seco sobre lomas en diabasas	15s-ML	5,44
ANDINO	Bosque y matorral de cañada secundarios secos y muy seco sobre filas y vigas en diabasas y esquistos	16-MF	26,98
CORDILLERA	Matorral subxérico secundario muy seco sobre filas y vigas en diabasas y esquistos	17ms-MF	21,50
OCCIDENTAL	Matorral subxérico secundario seco sobre filas y vigas en diabasas y esquistos	18s-MF	95,44
	Matorral subxérico secundario seco sobre lomas en diabasas	19s-ML	13,80

Tabla 3. Ecosistemas Naturales del Cañón de Dagua

Anexo 2. Ecosistemas Naturales del Cañón de Tuluá

BIOMA	ECOSISTEMA	CÓDIGO	ÁREA (ha)
OROBIOAMA AZONAL	Bosque secundario seco sobre filas y vigas en diabasas	20s-MF	36,06
SUBANDINO	Bosque secundario de cañada subhúmedo a seco sobre filas y vigas en diabasas	22-MF	240,15
CORDILLERA	Matorral subxérico secundario seco sobre filas y vigas en diabasas	24s-MF	492,48
CENTRAL	Bosque medio denso seco sobre filas y vigas en diabasas	25s-MF	9,90
OROBIOAMA AZONAL	Bosque secundario seco sobre filas y vigas en diabasas	26s-MF	25,05
ANDINO	Bosque secundario de cañada subhúmedo a seco sobre filas y vigas en diabasas	27-MF	147,12
CORDILLERA CENTRAL	Matorral subxérico secundario seco sobre filas y vigas en diabasas	28s-MF	148,91

Tabla 4. Ecosistemas Naturales del Cañón de Tuluá.

