

Research Article

Evaluación ecológica rápida de los quirópteros del parque ecológico de Montelíbano, Córdoba, Colombia

Elkin Y. Suárez-Villota¹, Javier Racero-Casarrubia²,
Giovany Guevara³ y Jesús Ballesteros²

¹ Instituto de Ecología y Evolución, Universidad Austral de Chile, Campus Isla de Teja, Valdivia, Chile, casilla 567 e-mail: elkin.suarez@postgrado.uach.cl www.ecolevol.cl/

² Grupo Biodiversidad, Universidad de Córdoba, Colombia, Carrera 6 No. 76-103, AA:354, Montería. TEL. 7904050, Ext. 152 e-mail: javierracero@yahoo.es, jballescor@yahoo.com .

³ Instituto de Zoología, Universidad Austral de Chile, e-mail: giovany.guevara@postgrado.uach.cl

Resumen

Entre marzo y mayo de 2005, se realizó una evaluación ecológica rápida (EER) de los murciélagos presentes en el Parque Ecológico de Montelíbano. El estudio se realizó con un esfuerzo total de captura de 368 horas/red y comprendió los cinco biotopos presentes en el parque: humedal, rastrojo alto, pastizal, bosque húmedo tropical secundario y plantación forestal. Se registraron 17 especies de murciélagos agrupadas en 5 familias y 4 subfamilias. La familia mejor representada fue Phyllostomidae con 12 especies. Las especies más abundantes fueron *Artibeus jamaicensis*, *Uroderma bilobatum*, *Sturnira lilium* y *Carollia perspicillata*. Se encontraron especies biotopo-específicas, tales como *Phyllostomus elongatus* y *Saccopteryx bilineata* en la plantación; *Myotis* sp., *Glossophaga soricina*, *Sturnira ludovici* y *Noctilio leporinus* en el humedal y *Anoura* sp. en el bosque. La composición de quirópteros del humedal es significativamente diferente (70% Jaccard, 0.72 bayes) con respecto a los demás biotopos. Los resultados muestran que las EERs de las comunidades de murciélagos, permiten identificar las zonas con prioridades de investigación en proyectos de conservación semi-urbana.

Palabras claves: murciélagos, biodiversidad, conservación semi-urbana, evaluación ecológica rápida.

Abstract

A rapid survey for assessing the composition and structure of a bat community present in a semi-urban ecological park, Northwestern Colombia, was carried out from March to May 2005. Five biotopes: wetland, secondary rain forest, wetland, acacia plantation and pasture were assessed, totaling 368 hours/net. We collected 17 bat species belonging to five families and four subfamilies, in our survey. The higher species richness (12) was found in the Phyllostomidae. Overall, the most abundant species were *Artibeus jamaicensis*, *Uroderma bilobatum*, *Sturnira lilium* and *Carollia perspicillata*. Biotope-specific species, *Phyllostomus elongatus* and *Saccopteryx bilineata* were found in plantations; *Myotis* sp., *Glossophaga soricina*, *Sturnira ludovici*, and *Noctilio leporinus*, in wetland, and *Anoura* sp., in forest. The bat community composition in the wetland is significantly different (70% Jaccard, 0.72 bayes) from the other biotopes. Our results show that rapid ecological assessment of bat communities has the potential to identify priority areas for research in semi-urban conservation projects.

Keywords: bats, biodiversity, semi-urban conservation, rapid ecological assessment

Received: 29 May 2009; Accepted: 7 September 2009, Published: 7 December 2009

Copyright: © Elkin Y. Suárez-Villota, Javier Racero-Casarrubia, Giovany Guevara and Jesús Ballesteros. This is an open access paper. We use the Creative Commons Attribution 3.0 license <http://creativecommons.org/licenses/by/3.0/> - The license permits any user to download, print out, extract, archive, and distribute the article, so long as appropriate credit is given to the authors and source of the work. The license ensures that the published article will be as widely available as possible and that the article can be included in any scientific archive. Open Access authors retain the copyrights of their papers. Open access is a property of individual works, not necessarily journals or publishers.

Cite this paper as: Suárez-Villota, E.Y., Racero-Casarrubia, J., Guevara, G. and Ballesteros, J. 2009. Evaluación ecológica rápida de los quirópteros del parque ecológico de Montelíbano, Córdoba, Colombia. *Tropical Conservation Science* Vol.2 (4):437-449 Available online: www.tropicalconservationscience.org

Introducción

Uno de los mayores problemas de los planes de ordenamiento territorial es determinar la ubicación de los proyectos de conservación urbana o semi-urbana [1]. Los inventarios biológicos y los análisis del ensamblaje de las comunidades son herramientas que apoyan la toma de decisiones, en las problemáticas de ordenamiento y conservación de proyectos tanto de pequeña como de gran escala [2]. Estas técnicas analizan la biodiversidad a largo plazo y son costosas, por lo tanto pierden aplicación cuando el presupuesto de los proyectos locales es restringido [3]. En estos proyectos, usualmente se realizan evaluaciones ecológicas rápidas (EER) convencionales, las cuales entregan medidas generales de la biodiversidad del territorio analizado en corto tiempo y su costo es moderado [3, 4]. Sin embargo, el muestreo aleatorio que se realiza con las EER convencionales, impide realizar comparaciones entre sitios candidatos, que es el objetivo que se persigue en la planeación de las zonas para conservar [2]. Este aspecto hace que las EER convencionales en proyectos de conservación urbana y semi-urbana se conviertan en un requisito político y no en una herramienta de apoyo logístico [3].

Como alternativa, las EERs enfocadas en un grupo indicador pueden realizarse con un muestreo estratificado, que permite realizar comparaciones preliminares entre biotopos, cuando se aplican en proyectos de conservación local [3, 4]. Escoger el grupo indicador adecuado no es un proceso trivial, pues es difícil seleccionar organismos que sean sensibles al deterioro de la integridad ecológica de un ecosistema determinado [5]. Uno de tales grupos son los quirópteros, que en países tropicales, se utilizan como modelos para evaluar el impacto de múltiples proyectos de conservación [6, 7]. Los quirópteros son mamíferos voladores con una alta diversidad a nivel global [8, 9]. Se conocen cerca de 1100 especies y ocupan el segundo lugar en abundancia dentro del orden Mammalia [8]. Los murciélagos representan entre el 40 y 50% de los mamíferos de ambientes tropicales [10]. En Colombia, estos organismos constituyen el grupo de mamíferos más abundante y diverso (175 de 471 especies) [10, 11], presentando casi todos los tipos de hábitos alimentarios (frugivoría, insectivoría, nectarivoría, carnivoría y hematofagia) [12]. Adicionalmente, participan activamente en el reciclaje de nutrientes en el ecosistema [13], regulan las poblaciones de invertebrados [14, 15], dispersan varios tipos de semillas y son agentes polinizadores efectivos de una gran variedad de plantas [13, 16]. Estas características ecológicas, repercuten sobre la biodiversidad asociada a los murciélagos, aspecto que ha permitido postularlos como buenos indicadores [6, 17].

En este trabajo se muestran los resultados obtenidos a través de una EER de los murciélagos presentes en el Parque Ecológico de Montelíbano (Colombia). El muestreo estratificado aplicado en este trabajo, permitió comparar la abundancia entre biotopos y soportar la distribución de los murciélagos con métodos probabilísticos. Los análisis realizados permiten inferir que el humedal y el bosque son zonas con prioridad de investigación. Estos resultados muestran que las EER enfocadas en un grupo indicador son una buena herramienta para generar datos preliminares que apoyan la toma de decisiones en proyectos de conservación local. La información representa un buen aporte a los pocos estudios de murciélagos en el Noroeste de Colombia [10, 11] y constituye una pieza clave en los planes de ordenamiento, conservación y educación de este proyecto ecológico semi-urbano.

Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en el Parque Ecológico del municipio de Montelíbano, Córdoba, Colombia, durante los meses de marzo a mayo de 2005. El área de estudio está ubicada sobre la terraza aluvial del Río San Jorge, al Noroeste de Colombia (75° 59' 16" N, 75° 24' 34" O, 55 m.s.n.m.; Fig. 1). La zona corresponde a la ecorregión del bosque húmedo tropical [18], la temperatura de esta zona es de 28°C y la precipitación promedio anual es de 2500 mm. El periodo de lluvias comprende los meses de mayo a septiembre, con una humedad relativa promedio de 78% en la época seca y 81% en el periodo húmedo [19].

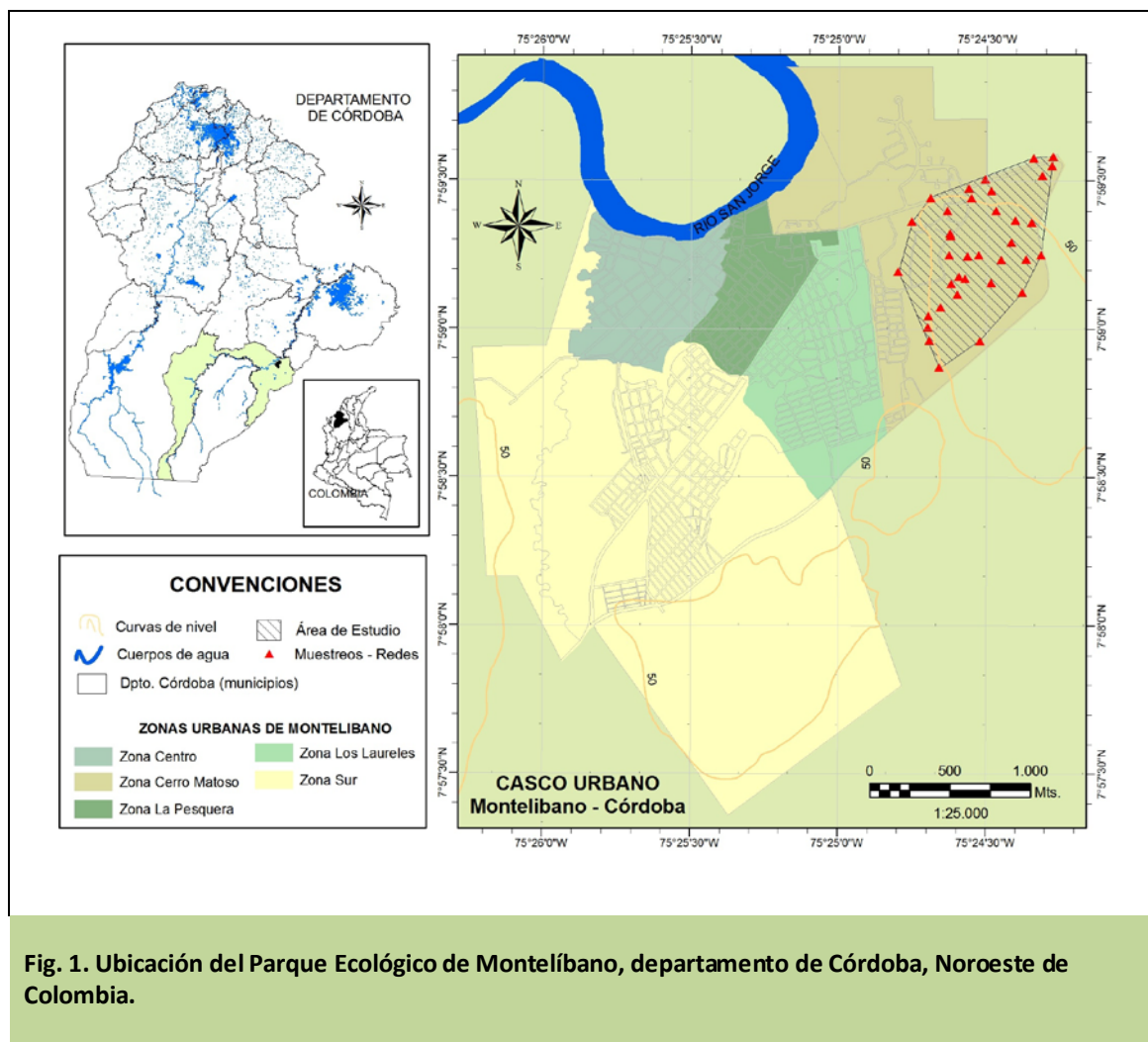


Fig. 1. Ubicación del Parque Ecológico de Montelíbano, departamento de Córdoba, Noroeste de Colombia.

Apartir del análisis de la vegetación y del paisaje, se delimitaron cinco biotopos: (1) humedal, (2) rastrojo alto, (3) pastizal, (4) bosque húmedo tropical y (5) plantación forestal exótica (Fig. 2). El humedal comprendió una zona de 10 ha con vegetación acuática y semiacuática; el rastrojo alto (10 ha.) correspondió a una sucesión vegetal hasta de 3 m de altura con presencia de especies colonizadoras de poáceas (*Panicum* sp., *Pennisetum* sp., *Chusquea* sp.), helechos (*Pteris* sp., *Ctenitis* sp.), rosáceas (*Rubus* sp.), leguminosas (*Mimosa* sp., *Phaseolus* sp.) y verbenáceas (*Aegiphila* sp., *Stachytarpheta* sp.); el pastizal (30 ha.) estuvo dominado por gramíneas introducidas del género *Brachiaria* sp., con presencia de arbustos y árboles (*Gliricidia sepium*, *Albizia* sp., *Caesalpinia* sp., *Anacardium excelsum*, *Samanea saman*); el bosque húmedo tropical fue de tipo secundario (5 ha.); la plantación de *Acacia mangium* comprendió 5 ha. con una altura promedio de 20 m.

Caracterización de la comunidad de murciélagos

En cada biotopo, los murciélagos fueron capturados con 4 redes de niebla de 12 x 2.5 m con un ojo de malla 1.2 cm. Las redes se instalaron en sitios de paso, sitios de oferta alimentaria y guaridas. La distancia entre cada red varió entre 200 - 400 m. y se activaron desde las 17:00 hasta las 24:00 h. Los individuos capturados se identificaron a nivel de especie, siguiendo las claves de Muñoz [11] y Fernández *et al.* [20]. Para la información morfológica se consideraron los trabajos de Martín *et al.* [9] y Kunz [21]. Los animales se marcaron mediante perforación en el endopatagio. Los individuos no identificados en campo fueron sacrificados y preparados según Martín *et al.* [9]. La identificación se

complementó mediante comparación con pieles del Museo de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas (Bogotá, Colombia).

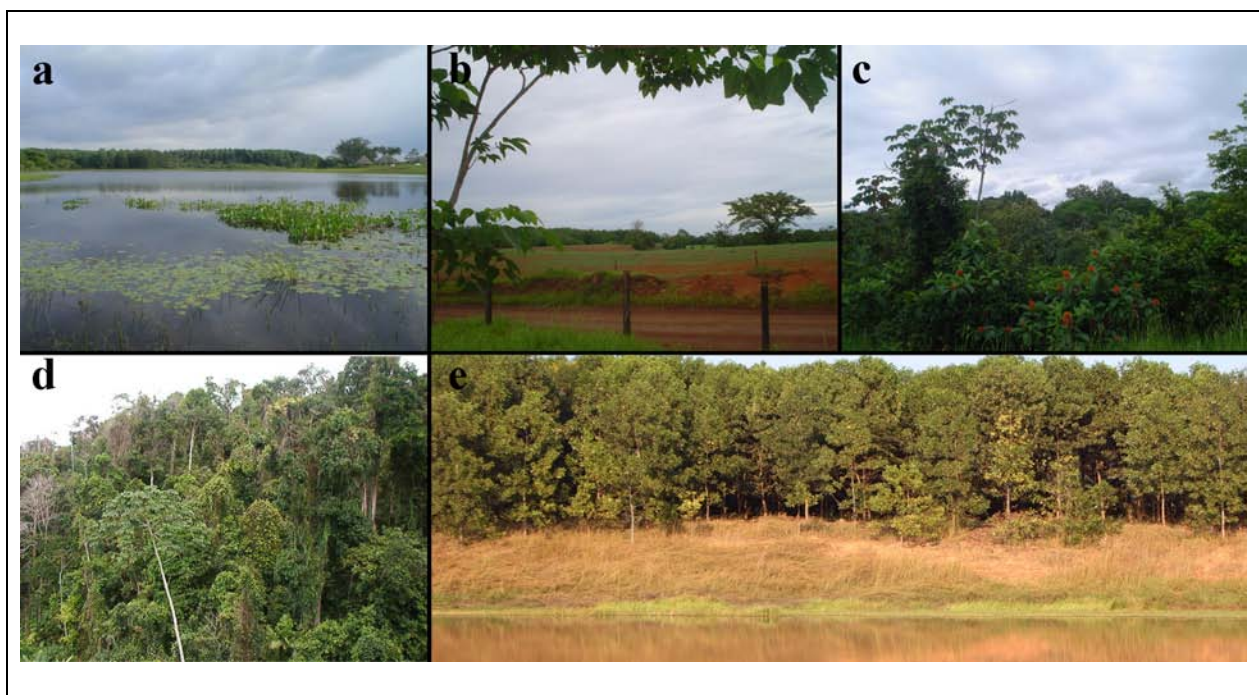


Fig. 2. Biotopos delimitados en el Parque Ecológico de Montelíbano a. Humedal, b. Rastrojo, c. Pastizal, d. Bosque húmedo tropical secundario, e. Plantación.

El éxito de captura por biotopo fue calculado según las funciones descritas por Moreno y Halffter [22]. La significancia del muestreo se evaluó a partir de una curva de rarefacción con Jackknife de primer orden y la riqueza específica se describió usando los índices de diversidad de Margalef y Menhinick [23]. La abundancia, diversidad y equitatividad se analizó con curvas rango-abundancia de acuerdo a Feinsinger [24]. Se comparó la composición de especies entre los diferentes biotopos (diversidad beta) a través de un análisis de similitud de Jaccard [23], el cual fue soportado con probabilidades *a posteriori* mediante un análisis bayesiano [25]. Este último análisis se desarrolló a partir de una matriz de presencia y ausencia para cada biotopo, utilizando el módulo binario de Mr Bayes 3.1 [26]. En este módulo se ajustó el modelo de restricción de sitio con una relación en las frecuencias estacionarias $\pi_1/\pi_0 = 1$ y la simulación Montecarlo de cadenas de Markov (MCMC) fue puesta en marcha dos veces por 7.000.000 generaciones. La separación en gremios tróficos de los murciélagos se realizó según la clasificación reportada por Kalko [12].

Resultados

Se capturaron 205 individuos representados en 17 especies, cinco familias y doce géneros (Tabla 1), con un esfuerzo total de muestreo de 368 horas-red. El mayor éxito de captura se obtuvo en los biotopos bosque y plantación ($E = 2.63$ y 2.25 , respectivamente), mientras que el menor se obtuvo en el humedal y el rastrojo alto ($E = 0.61$ y 0.68). Según el estimador no paramétrico Jackknife de orden 1, se muestreó el 90% de la quiropterofauna esperada del parque.

Tabla 1. Número de especies de murciélagos registradas en diferentes biotopos del Parque Ecológico de Montelíbano (Córdoba, Colombia), durante los meses de marzo a mayo de 2005.

FAMILIA	ESPECIE	BIOTOPOS					TOTAL	ABUNDANCIA (%)
		Humedal	Rastrojo	Pastizal	Bosque	Plantación		
Phyllostomidae	<i>Artibeus jamaicensis</i>		4	17	28	27	76	37,07
	<i>Artibeus lituratus</i>		2			1	4	1,95
	<i>Chiroderma trinitatum</i>				1	1	4	2,93
	<i>Sturnira lilium</i>	4	3	1	5	9	22	10,73
	<i>Sturnira ludovici</i>	1					1	0,49
	<i>Uroderma bilobatum</i>	4	5	8	24	13	54	26,34
	<i>Uroderma magnirostrum</i>		1			4	5	2,44
	<i>Phyllostomus elongatus</i>						2	0,98
	<i>Carollia perspicillata</i>	1	4	2	10	4	21	10,24
	<i>Anoura geoffroyi</i>					1	1	0,49
	<i>Glossophaga soricina</i>	1					1	0,49
	<i>Glossophaga</i> sp.				2	1	3	1,46
Vespertilionidae	<i>Myotis</i> sp.	3					3	1,46
	<i>Myotis albescens</i>	2					2	0,98
Molossidae	<i>Molossops temminckii</i>				1		1	0,49
Emballonuridae	<i>Saccopteryx bilineata</i>					2	2	0,98
Noctilionidae	<i>Noctilio leporinus</i>	1					1	0,49
No total de individuos Capturados		17	19	29	77	63	205	
Riqueza específica		8	6	5	11	10	17	
Índice de riqueza de Margalef		2,96	1,7	1,19	2,07	1,47	3,0	
Índice de riqueza de Menhinick		1,94	1,38	0,93	1,14	1,13	1,19	

La mayor riqueza de especies se encontró como sigue: bosque > plantación > humedal > rastrojo (Tabla 1). Sin embargo, la plantación presenta alta dominancia en la diversidad de murciélagos (Fig. 3) y es un biotopo intermedio entre el pastizal y el clado bosque-rastrojo, por lo tanto tiene una estructura similar a la del pastizal (Fig. 4). De manera consistente, el pastizal fue el biotopo que mostró la menor riqueza de especies (Tabla 1), aspecto que coincide con el lugar del parque que presenta mayor dominancia en la diversidad de murciélagos (Fig. 3). El humedal es el biotopo del parque con el mayor grado de diferenciación comunitaria (Fig. 4), lo que concuerda con la mayor riqueza de especies biotopo-específicas y con una marcada equidad (Tabla 1, Fig. 3).

Los murciélagos colectados se separaron en cinco gremios: frugívoros, insectívoros, nectarívoros, omnívoros y piscívoros. El 82% correspondió a frugívoros representados por las especies *A. lituratus*, *A. jamaicensis*, *C. trinitatum*, *U. bilobatum*, y *U. Magnirostrum*, *P. elongatus*, *S. lilium* y *S. ludovici*. El gremio de murciélagos omnívoros estuvo representado en un 10% del total por la especie *C. perspicillata*. Los gremios menos representados fueron los insectívoros (*Myotis*, *Molossops* y *Saccopteryx*), los nectarívoros (*Anoura* y *Glossophaga*) y los piscívoros (*N. leporinus*) con una abundancia relativa del 4, 2 y 0.5%, respectivamente.

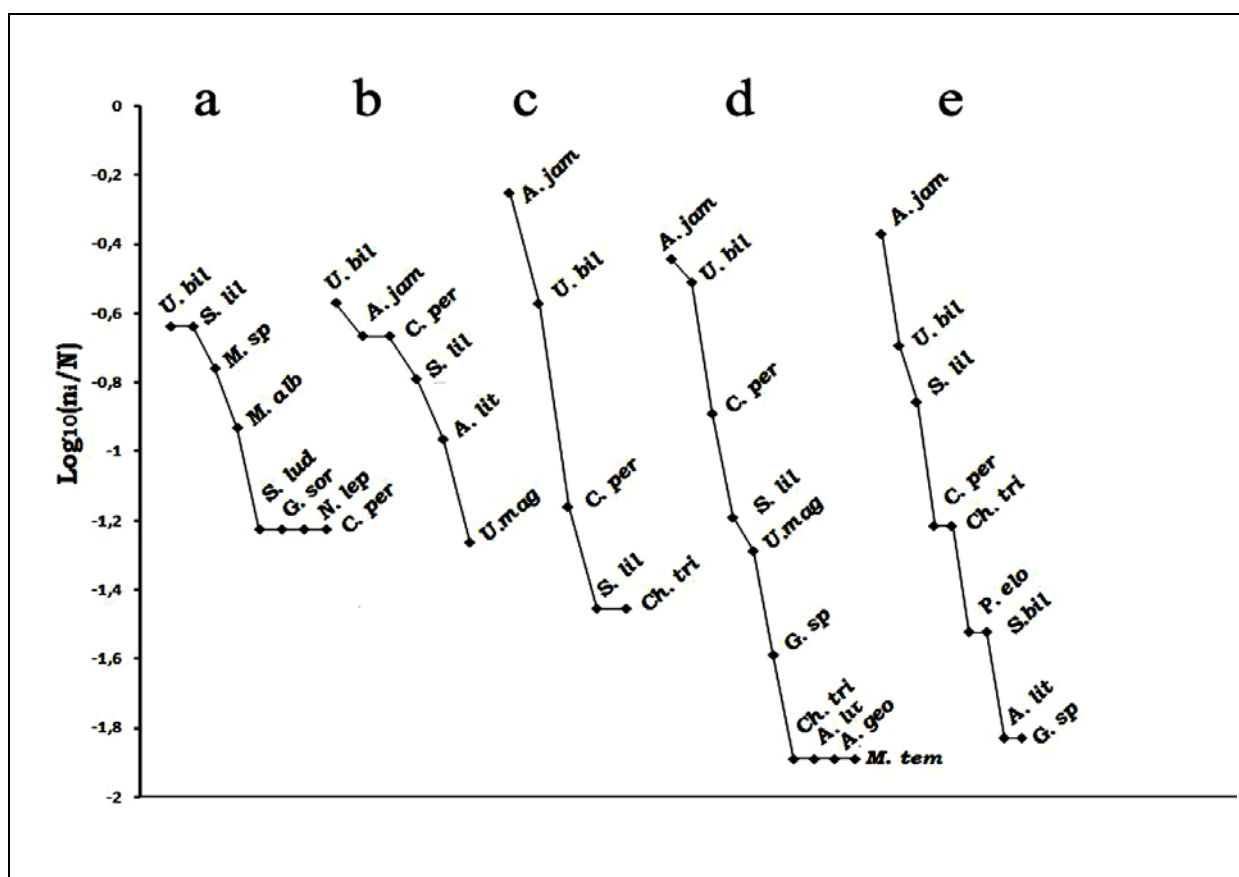


Fig. 3. Curvas de rango-abundancia de murciélagos en cinco biotopos del Parque Ecológico de Montelíbano a. Humedal, b. Rastrojo, c. Pastizal, d. Bosque, e. Plantación. Ver tabla 1 para contrastar las especies.

Discusión

Las EERs son herramientas de valoración rápida de la biodiversidad que permiten la cuantificación de especies en áreas de diferente tamaño con bajo presupuesto [3, 4]. No obstante, presentan múltiples desventajas comparadas con estudios detallados como los inventarios biológicos y los análisis del ensamblaje de las comunidades [2, 23]. Entre las limitantes más importantes se encuentran el bajo esfuerzo de captura, la ausencia de monitoreos en grandes escalas de tiempo y el muestreo aleatorio (Tabla 2) [2]. Estas limitantes no permiten realizar comparaciones entre diferentes biotopos e impiden inferir características espacio-temporales de la comunidad [3, 4]. Sin embargo, los datos generados con la EER aplicada en el presente trabajo, permiten realizar comparaciones preliminares mediante el muestreo estratificado, utilizando como grupo indicador a los quirópteros (Fig. 3, 4).

Nuestro estudio mostró que los biotopos bosque, pastizal, plantación y rastrojo tienen una alta probabilidad de ser similares en el ensamblaje de murciélagos (Fig. 4). La mayoría de los murciélagos capturados en estas zonas corresponden a frugívoros de la familia Phyllostomidae (Tabla 1). Los filostómidos, al alimentarse de frutos, activan y dispersan las semillas, desempeñando un papel importante en la regeneración de los bosques tropicales sucesionales [16]. La diversidad de murciélagos encontrada en estas zonas, se atribuye a una sobreoferta de frutos del bosque, característico de sucesiones vegetales secundarias [27]. Esta inferencia se soporta en la alta diversidad de frugívoros

encontrada en el bosque. Adicionalmente, se conoce que biotopos como el pastizal y la plantación solo pueden brindar refugio y movilidad a este gremio de murciélagos [28-30].

En contraste, el humedal es un biotopo discreto (Fig. 4); por lo tanto, murciélagos diferentes a frugívoros visitan el parque debido a los diferentes servicios que este biotopo provee, lo que se traduce en una zona con alta diversidad (Tabla 1). Esto se puede relacionar con la variada oferta alimentaria que ofrecen los ecosistemas acuáticos, importantes hábitats de forrajeo para múltiples especies de murciélagos [31, 32]. Aunque la actividad y diversidad de murciélagos que habitan un determinado lugar, se concentra en los humedales y ecosistemas ribereños tal como lo han mostrado otros estudios [7, 32], existe un sesgo al muestrear ciertas especies de quirópteros como los piscívoros y algunos insectívoros (Tabla 1, Fig. 3). Esta característica se debe tener en cuenta cuando se establezcan los programas de monitoreo continuo en el parque, pues los estimadores de estructura de este biotopo podrían tener sesgos metodológicos.

El número total de murciélagos capturados equivale al 40% de las especies descritas para el área municipal de Montelíbano y el 9% de las descritas para Colombia [10, 33-35]. *Chiroderma trinitatum*, *Myotis albescens*, *Noctilio leporinus*, *Sturnira ludovici* y *Uroderma magnirostrum* son nuevos reportes para la cuenca del Río San Jorge [33-35]. El 96% de las capturas correspondieron a grupos indicadores de hábitats tropicales intervenidos, tales como la familia Phyllostomidae [17, 36], especialmente *Carollia*, *Sturnira* y *Uroderma* (Fig. 5) [37, 38]. Aunque es necesario una estrategia de monitoreo continuo en la zona, se observa que una buena parte de la diversidad existente en la comunidad de murciélagos del Parque Ecológico de Montelíbano, se atribuye a la disponibilidad de frutos del biotopo bosque y a la heterogeneidad del recurso alimentario brindado por el humedal. La intervención humana en estos dos biotopos podría alterar la composición y estructura de la comunidad de murciélagos presentes en la zona de estudio.

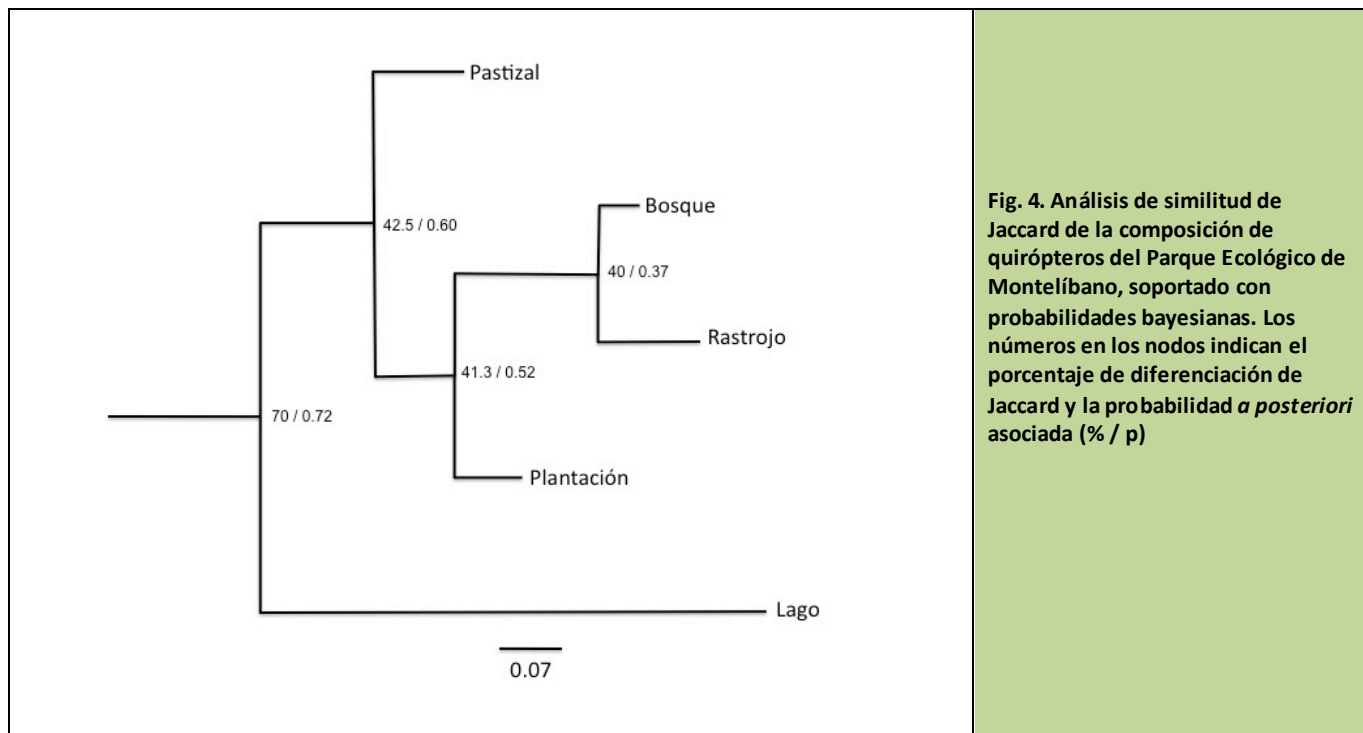


Fig. 4. Análisis de similitud de Jaccard de la composición de quirópteros del Parque Ecológico de Montelíbano, soportado con probabilidades bayesianas. Los números en los nodos indican el porcentaje de diferenciación de Jaccard y la probabilidad *a posteriori* asociada (% / p)

Implicaciones para la conservación

Una de las mayores preocupaciones de la biología de la conservación es la pérdida paulatina de hábitats a nivel mundial [39]. En Córdoba, la reducción de hábitats se refleja en la presencia de sabanas con abundantes fragmentos discontinuos y poca oferta de recursos para la mayoría de las especies de mamíferos [33- 35]. Este fenómeno junto con procesos de urbanización tienen efectos en la abundancia y patrones de actividad de los quirópteros [40-43]. Por ejemplo, a medida que ocurre un avance del área urbana, se puede generar disminución en la riqueza específica y la actividad total de forrajeo de los murciélagos [42, 43]. Una alternativa que mitiga los efectos de la urbanización y la pérdida de hábitats sobre las poblaciones de éstos mamíferos, es la conservación de fragmentos de bosque y la creación de parques ecológicos, los cuales son utilizados como refugio o áreas de alimentación [1, 41, 44]. No obstante, la ubicación, planificación y zonificación de los parques es un aspecto que merece especial atención, pues los esfuerzos políticos y económicos pueden verse frustrados, cuando se toman estas decisiones sin conocer los ensambles florísticos y faunísticos de las áreas objeto de conservación [2-4].

Tabla 2. Características de las EERs enfocadas en un grupo indicador, comparadas con los atributos de otros análisis ecológicos. Algunos datos fueron complementados con los trabajos de Sayre *et al.* [3] y Sakar *et al.* [4].

CARACTERÍSTICA	EER ENFOCADA EN UN GRUPO INDICADOR	INVENTARIO BIOLÓGICO	EER CONVENCIONAL	ANÁLISIS DEL ENSAMBLAJE DE COMUNIDADES
Aplicación	Estudios de pequeña escala, urbanos y semi-urbanos	Estudios de pequeña y gran escala	Estudios de grandes extensiones rurales a conservar	Estudios de pequeña y gran escala
Duración	Corta	Relativo a la escala de trabajo	Corta	Larga
Análisis de ciclos anuales	No incluyen	Incluyen	No incluyen	Incluyen
Costos	Bajos	Altos	Moderados	Altos
Integración de los resultados	Fácil	Difícil	Difícil	Fácil
Estadística	Análisis clásicos (índices de diversidad, curvas rango abundancia, similitud de Jaccard) soportados con probabilidades	Análisis exhaustivos de la biodiversidad	Medidas generales de la biodiversidad	Análisis exhaustivos de las comunidades
Personal requerido	Expertos en el grupo indicador (número reducido)	Expertos en diferentes áreas (gran número)	Expertos en diferentes áreas (gran número)	Expertos en el grupo de la comunidad analizada (número reducido)
Tipo de muestreo	Estratificado	Sistemático	Aleatorio	Sistemático
Debilidades en proyectos locales urbanos y semi-urbanos	La duración impide hacer inferencias temporales	Altos costos	El tipo de muestreo y la duración impiden realizar comparaciones e inferencias temporales	Altos costos

Una herramienta disponible para evaluar este tipo de problemáticas de conservación son las EERs enfocadas en un grupo indicador (Tabla 2). En nuestro trabajo, la EER de la comunidad de murciélagos soportada con inferencias bayesianas y poblacionales clásicas (índices de diversidad, curvas rango-abundancia y análisis de similitud de Jaccard), reveló que el parque ecológico de Montelíbano es un sitio candidato para conservar, puesto que en este lugar se informó un alto porcentaje de los murciélagos presentes en el área municipal y nuevos reportes para la cuenca del río San Jorge [Tabla 1; 33-35]. Adicionalmente, la EER mostró que para tener una adecuada aproximación de las áreas a conservar, se deben realizar estudios ecológicos más detallados en el bosque y el humedal. Sin embargo, es necesario resaltar que los datos obtenidos por las EERs, se deben complementar con monitoreos continuos de variables físicas y biológicas [3]. Adicionalmente es necesario distribuir el tiempo de muestreo en diferentes estaciones (p. e. seca, húmeda y épocas de transición estacional). Muestreos diseñados de esta forma, permiten realizar inferencias espacio-temporales más certeras [21-24].



Los murciélagos revelan diferencias inter-específicas en áreas urbanas debido a variaciones en la morfología de vuelo, estructura acústica y estrategias de forrajeo [45]. Aquellos con alta capacidad de vuelo y grandes relaciones biométricas son típicamente más fuertes, ágiles voladores y generalmente forrajean en hábitats más abiertos. Mientras que los de menor tamaño, debido a su maniobrabilidad, están asociados con hábitats más heterogéneos [46]. Estas características impiden estimar la abundancia total de murciélagos con un solo método de captura; por lo tanto, se recomienda complementar la técnica de muestreo de la EER con captura manual, redes de arpa, detectores ultrasónicos, etc. [21, 47]. Nuestro muestreo a través de redes permitió la captura de murciélagos de dosel y sub-dosel, pero subestimó los organismos que vuelan fuera de dicho estrato arbóreo (p.e. Molossidae) [48, 49]. Estos murciélagos representan una porción alta de la diversidad presente en zonas tropicales [41, 50]. Por lo tanto, el 90% obtenido con el indicador de Jackknife quizás sea válido únicamente para los filostómidos, puesto que este indicador realiza una reevaluación de la muestra (tipo bootstrap) a la misma tasa de colecta [22].

Un aspecto importante para el funcionamiento del parque ecológico, debe ser la implementación de módulos de educación ambiental encaminados a enfrentar las problemáticas de conservación de la biodiversidad a nivel local y regional. Por ejemplo, la erradicación de los murciélagos y sus refugios es una actividad antropogénica frecuente en el área circundante del parque [34, 35]. Los pobladores tienen la creencia errónea que todas las especies se alimentan de sangre y pueden transmitir enfermedades tanto a animales como al hombre, desconociendo su importante papel ecológico [40]. Aunque las especies hematófagas *Desmodus rotundus*, *Diameus youngui* y *Diphylla eucaudata* se han descrito previamente para la región [11, 35, 51], nuestro trabajo muestra que en el parque existe una gran variedad de murciélagos con otros hábitos alimentarios. Por esta razón, sugerimos que uno de los módulos educativos se centre en la identificación y conservación de los murciélagos del parque y de su área de influencia. El desconocimiento de la importancia ecológica de estos organismos, podría desencadenar desequilibrios en zonas boscosas y agroecosistemas aledaños [13, 15, 16, 30, 40] debido a que muchas de las especies afectadas por la actividad humana pueden ser dispersoras de semillas y controladoras de insectos.

Agradecimientos

A la Fundación San Isidro y la empresa Cerro Matoso S.A. que permitieron desarrollar este trabajo en sus predios. A Lina Sánchez y Andrea Benavides por su apoyo logístico. A L.M. Díaz, R.A. Figueroa y M.H. Gallardo por sus valiosos comentarios y la revisión del artículo. Agradecemos al editor en jefe y a los revisores anónimos por la revisión crítica y las valiosas sugerencias que ayudaron a mejorar el enfoque de este trabajo.

Referencias

- [1] Gaston, K. J., Jackson, S. F., Salazar, L. C., and Cruz-Piñon, G. 2008. The ecological performance of protected areas. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39:93-113.
- [2] Sarkar, *et al.* 2006. Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources* 31:123-59.
- [3] Sayre, R. *et al.* Eds. 2000. *Nature in Focus: Rapid Ecological Assessment*. Washington: Island Press.
- [4] Rodrigues, S. L. and Brooks, T. M. 2007. Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38:713-37.

- [5] Carignan, V. and Villard, M. A. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78:45-61.
- [6] Jones, G., Jacobs, D. S., Kunz, T. H., Willig, M. R. and Racey, P. A. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research* 8:93-115.
- [7] Menzel, J. M. *et al.* 2005. Bat response to Carolina bays and wetland restoration in the southeastern U.S. coastal plain. *Wetlands* 25:542-550.
- [8] Simmons, N. B. 2005. Order Chiroptera. In: *Mammal Species of the World*. Wilson, D. E., Reeder, D. M. (Eds), pp. 312-529. John Hopkins University Press, Baltimore.
- [9] Martín, R. E., Pine, R. H. and Deblase, A. F. 2001. *A Manual of Mammalogy: With Keys to Families of the World*. McGraw Hill company, Boston.
- [10] Alberico, A., Cadena, A., Hernández-Camacho, J. I. and Muñoz-Saba, Y. 2000. Mamíferos (Synapsida: Theria) de Colombia. *Biota Colombiana* 1:43-75.
- [11] Muñoz, J. 2001. *Los Murciélagos de Colombia: Sistemática, Distribución, Descripción, Historia Natural y Ecología*. Colección Ciencia y Tecnología, Editorial Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
- [12] Kalko, E. K. V. 1997. Diversity in tropical bats. In: *Tropical biodiversity and Systematics*. Ulrich, H. (Eds), pp. 13-43. Proceedings of the International Symposium on Biodiversity and Systematics in Tropical Ecosystems, Bonn.
- [13] Kunz, T. H. and Fenton, M. B. Eds. 2003. *Bat Ecology*. Chicago: University of Chicago Press.
- [14] Kunz, T. and Pierson, E. Eds. 1994. *Walker's Bats of the World*. Baltimore and London: Johns Hopkins University Press.
- [15] Williams-Guillén, K., Perfecto, I. and Vandermeer, J. 2008. Bats limit insects in a Neotropical agroforestry system. *Science* 320:70
- [16] Muscarella, R. and Fleming, T. H. 2007. The role of frugivorous bats in tropical forest succession. *Biological Reviews* 82:573-590.
- [17] Medellín, R., Equihua, M. and Amín, M. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. *Conservation Biology* 14:1666-1675.
- [18] Holdridge, L. R., Grenke, W. C., Hatheway, W. H., Liang, T. and Tosi, J. A. 1971. *Forest Environments in Tropical Life Zones, A Pilot Study*. Pergamon Press, New York and Oxford.
- [19] IDEAM. 2001. *Instituto De Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) Estación Turipana, 2001*. <http://www.ideam.gov.co/indicadores/clima2.htm>
- [20] Fernández, A., Guerrero, R., Lord, R., Ochoa, J. y Ulloa, G. 1988. *Mamíferos de Venezuela: Lista y Claves para su Identificación*. Maracay; Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela.
- [21] Kunz, T. H. 1996. *Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- [22] Moreno, C. E. and Halffter, G. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology* 37:149-158.
- [23] Moreno, C. E. and Halffter, G. 2001. Spatial and temporal analysis of α , β and γ diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation* 10:367-382.
- [24] Feinsinger, P. 2001. *Designing Field Studies for Biodiversity Conservation*. Washington: Island Press.
- [25] Ronquist, F. 2004. Bayesian inference of character evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 19:475-481.
- [26] Pittman, J., Huang, E., Nevins, J., Wang, Q. and Wests M. 2004. Bayesian analysis of binary prediction tree models for retrospectively sampled outcomes. *Biostatistics* 5:587-601.
- [27] Krause, L. and Gottsberger, G. 2007. Elevated fruit production of a secondary rainforest tree at the forest edge - what does it depend on? *Phyton* 46:205-206.
- [28] Stockwell, E. F. 2001. Morphology and flight maneuverability in New World leaf-nosed bats (Chiroptera: Phyllostomidae). *Journal of Zoology* 254:505-514.

- [29] Pinto, N. and Keitt, T. H. 2008. Scale-dependent responses to forest cover displayed by frugivore bats. *Oikos* 117:1725-1731.
- [30] Barclay, R. and Kurta, A. 2007. Ecology and behavior of bats roosting in tree cavities and under bark. In: *Bats in Forests: Conservation and Management*. Lacki, M. J., Parker, J. and Kurta, A. (Eds.), pp. 17-60. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- [31] Zedler, J. B. and Kercher, S. 2005. Wetland resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources* 30:39-74.
- [32] Carter, T. C. 2006. Indiana bats in the Midwest: the importance of hydric habitats. *Journal of Wildlife Management* 70:1185-1190.
- [33] Castaño, G. J. 1998. Inventario preliminar de aves y mamíferos presentes en fragmentos boscosos en el medio San Jorge, departamento de Córdoba. *Crónica forestal y del medio ambiente, Universidad Nacional de Colombia* 13:1-8.
- [34] Restrepo, H. F. 1998. Diagnóstico ambiental preliminar de la zona del alto Uré en la cuenca alta del río San Jorge, zona amortiguadora Parque Nacional Natural Paramillo. Informe técnico, convenio Fundación San Isidro - Fundación El Pinto, Montelíbano Córdoba.
- [35] Muñoz, Y. 2004. Informe final caracterización de flora y fauna de los humedales de Córdoba, capítulo mamíferos. Informe técnico, Convenio Interadministrativo y de Cooperación Técnica celebrado entre la Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge (CVS) y el Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia.
- [36] Fenton, M. B. *et al.* 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropic. *Biotropica* 24:440-446.
- [37] Willig, M. R. *et al.* 2007. Phyllostomid bats of lowland Amazonian forest: effects of anthropogenic alteration of habitat. *Biotropica* 39:737-746.
- [38] Castro-Luna, A. A., Sosa, V. J. and Castillo-Campos, G. 2007. Quantifying phyllostomid bats at different taxonomic levels as ecological indicators in a disturbed tropical forest. *Acta Chiropterologica* 9:219-228.
- [39] Dyke, F. V., Bigelow, M. J., Ebihara, J. and Anderson L (Eds). 2008. *Conservation Biology: Foundations, Concepts, and Applications*. New York / Heidelberg: Springer.
- [40] Fenton M. B. 2003. Science and the conservation of bats: where to next? *Wildlife Society Bulletin* 31:6-15.
- [41] Oprea M., Mendes P., Vieira T. and Ditchfield A. 2009. Do wooded streets provide connectivity for bats in an urban landscape? *Biodiversity and Conservation* 18:2361-2371.
- [42] Hourigan C., Johnson C. and Robson S. 2006. The structure of a micro-bat community in relation to gradients of environmental variation in a tropical urban area. *Urban Ecosystems* 9:67-82.
- [43] Johnson J., Gates J. and Ford W. 2008. Distribution and activity of bats at local and landscape scales within a rural-urban gradient. *Urban Ecosystems* 11:227-242.
- [44] Debra A. S. and Stanley D. G. 2009. Bat response to woodland restoration within urban forest fragments. *Restoration Ecology* In press.
- [45] Gehrt S. D. and Chelvig J. E. 2003. Bat activity in an urban landscape: patterns at the landscape and microhabitat scale. *Ecological Applications* 13:939-950.
- [46] Gehrt S. D. and Chelvig J. E. 2004. Species-specific patterns of bat activity in an urban landscape. *Ecological Applications* 14:625-635.
- [47] Scanlon A.T. and Petit S. 2008. Effects of site, time, weather and light on urban bat activity and richness: considerations for survey effort. *Wildlife Research* 35:821-834.
- [48] Flaquer C., Torres I. and Arrizabalaga A. 2007. Comparison of sampling methods for inventory of bat communities. *Journal of Mammalogy* 88:526-533.

- [49] Murray, K. L., Britzke, E. R., Hadley, B. M., and Robbins, L. W. 1999. Surveying bat communities: a comparison between mist nets and AnaBat II bat detector system. *Acta Chiropterologica* 1:105-112.
- [50] O'farrell, M. J., and Gannon, W. L. 1999. A comparison of acoustics versus capture techniques for the inventory of bats. *Journal of Mammalogy* 80:24-30.
- [51] Ballesteros, J., Racero, J. and Núñez, M. 2007. Diversidad de murciélagos en cuatro localidades de la zona costanera del departamento de Córdoba-Colombia. *Revista MVZ Córdoba* 12:1013-1019.