

Efectos de la reducción del hábitat sobre la riqueza de especies y la abundancia de murciélagos filostómidos en el Caribe Colombiano

Leidy Milena Ramos Escudero

Línea de Investigación: Biodiversidad Conservación y Sostenibilidad de los Recursos Naturales, Programa de Biología, Universidad de Córdoba. Córdoba, Colombia. E-mail: ramosmilena13@gmail.com

Resumen

La disminución de hábitat boscoso disponible es un fenómeno preponderante en el bosque seco tropical del Caribe Colombiano. Este fenómeno tiene repercusiones sobre la biodiversidad, causando aumento en la heterogeneidad del paisaje y modificaciones en la abundancia y diversidad de las especies. A fin de analizar los efectos que tiene la reducción del hábitat sobre la diversidad y la abundancia de las especies de murciélagos se planteó que la reducción de la cantidad de hábitat boscoso por actividades antrópicas modifica la disponibilidad de recursos, ocasionando cambios en la diversidad y abundancia de las especies de filostómidos según su gremio trófico. Se llevó a cabo una búsqueda de literatura sobre murciélagos filostómidos asociados a la reducción de hábitat boscoso en el Caribe Colombiano. Se construyó una base de datos con los listados de especies y se complementó con el gremio trófico de cada una de ellas. Adicionalmente, se calculó el porcentaje de hábitat boscoso alrededor de cada localidad en tres escalas diferentes (1, 3 y 5km). Para establecer la relación entre el porcentaje de bosque y la riqueza de especies se usaron modelos lineales generalizados y para determinar la relación entre el número de especies e individuos por gremio trófico, se usó un análisis de componentes principales. Se registró un total de 43 especies en 14 localidades. Aunque la riqueza de especies a escala local no varió, en escalas medias y grandes si hubo una respuesta significativa que demuestra que cuanto más bosque disponible hay mayor será la riqueza de especies. En cuanto a los gremios tróficos para las escalas locales y medias las especies frugívoras y omnívoras fueron más frecuentes en zonas con menor cantidad de bosque, sin embargo para escalas grandes hay una mayor cantidad de especies frugívoras y omnívoras en zonas con más bosque. Los efectos de la fragmentación del hábitat revelan un efecto dependiente de la escala y de la ecología de las especies en ambientes perturbados, sugiriendo que la pérdida de hábitat podría perjudicar algunas especies, sin embargo, a otras puede no afectarlas o incluso beneficiarlas al ser altamente tolerantes a las perturbaciones.

Palabras clave: biodiversidad, bosque seco, fragmentación, quirópteros.

Introducción

La pérdida del hábitat es considerada como una de las principales causas de la actual crisis de biodiversidad (Vázquez 2011). Estas modificaciones afectan la disponibilidad y configuración de los hábitats, a los cuales las especies pueden o no ajustarse. Particularmente en bosques tropicales, los murciélagos representan un elemento importante de la biodiversidad, y se encuentran amenazados por procesos asociados a las

modificaciones de los hábitats (Mena 2010). Dentro de estos procesos, la reducción del hábitat boscoso ha llevado a la declinación de las poblaciones de diversas especies, entre ellas los quirópteros filostómidos (Sosa *et al.* 2018).

En general, las especies de murciélagos tienen un rango óptimo de sobrevivencia y límite de tolerancia marcado por la cantidad del hábitat que requiere cada una para persistir en el bosque, afectando la riqueza de especies en un sitio particular (Vázquez 2011). Desde el punto de vista trófico, son un grupo muy diverso y explotan diferentes dimensiones del nicho alimenticio en ecosistemas tropicales. Incluso, dentro de un gremio trófico, cada especie responde de manera diferencial a las características del hábitat, dependiendo de su capacidad para utilizar los diferentes recursos disponibles (Mena 2010; Ávila *et al.* 2015). Algunos autores informan que la riqueza de especies de murciélagos disminuye a medida que se talan los bosques (Medellín *et al.* 2000; Fenton *et al.* 1992; Estrada & Coates 2002), mientras que otros afirman que el número de especies de ciertos grupos de murciélagos podría no verse afectado o incluso aumentar en ambientes perturbados (García 2013).

Un patrón similar puede ser observado en la abundancia de las especies, la cual, en hábitats perturbados, depende del gremio trófico al que pertenecen las especies, debido a que no todos los gremios responden de la misma manera ante la perturbación del hábitat (Medellín *et al.* 2000; Klingbeil & Willig 2009; Willig *et al.* 2019). Por ejemplo, en bosques tropicales, la vegetación presente en zonas perturbadas está compuesta, principalmente, por especies de estadios tempranos, como *Piper sp.*, *Solanum sp.* y *Cecropia sp.*, que benefician en primera instancia a las especies frugívoras que toleran, en cierta medida, la reducción del hábitat (Vázquez 2011). Por lo tanto, su abundancia puede no verse afectada en estos hábitats (Caraballo *et al.*, 2021). De manera contrastante, existe un efecto negativo de la reducción del hábitat sobre las especies con requerimientos tróficos o de hábitat especializados, los cuales son particularmente susceptibles a las perturbaciones (Mena 2010; Castillo & Pérez 2018).

La disminución de la cantidad de hábitat disponible es un fenómeno preponderante en el bosque seco tropical del Caribe colombiano (MINAM 2021). En esta región la mayor parte de la tierra se utiliza para la ganadería y la agricultura, lo que ha ocasionado una reducción de las coberturas boscosas que originalmente cubría extensas zonas del territorio (Rico 2017) dejando un área de bosque fragmentado de 8,6 % del territorio original en el país (MINAM 2021). Es así como el uso de la tierra se ha convertido en un problema para la conservación de estos bosques, debido a que las modificaciones ocasionadas por las actividades antrópicas han generado una reducción de su tamaño original. Esto ha ocasionado modificaciones importantes en la configuración espacial de la disponibilidad de hábitat a nivel del paisaje local, con efectos sobre la abundancia y diversidad de las especies que allí habitan.

Históricamente los estudios sobre pérdida de hábitat han evaluado su efecto en función del tamaño del fragmento (Tellería & Santos 2006), asociando que la diversidad, y en parte, la abundancia de los animales aumentará en fragmentos más grandes que ofrecen mayor cantidad y variedad de recursos (Mena 2010). Sin embargo, Fahrig (2013) propone la hipótesis de cantidad de hábitat, la cual enuncia que el número de especies en un parche está

determinado, tanto por el tamaño del área, como por el área de muestra representada por el hábitat circundante. Esta afirmación lleva a predecir que la riqueza de especies en sitios de muestreo de igual tamaño debería aumentar con la cantidad total de hábitat en el paisaje local (Fahrig 2013). La hipótesis también postula que los efectos del aislamiento de los parches sobre la riqueza de especies se relacionan con el área de muestreo, ya que esta solo afecta a la riqueza de especies en aquellos lugares donde se realiza un estudio previo y no en parcelas enteras. Pero también hay pruebas de que la matriz puede influir en la riqueza de especies en el hábitat (Prevedello & Vieira 2010; Fahrig 2013). En este trabajo utilizamos la cantidad de área con hábitat boscoso del bosque seco tropical en tres escalas diferentes locales con el fin de evaluar el efecto de la pérdida de hábitat sobre la abundancia y diversidad de murciélagos filostómidos, siguiendo lo propuesto por Fahrig (2013).

Es claro que la reducción de hábitat disponible es uno de los procesos antrópicos con mayores efectos sobre la biodiversidad (Tellería & Santos 2006). Sin embargo, las respuestas pueden ser diferenciales según la ecología de las especies (Mena 2010; Cabrera 2011). Por lo tanto, en un contexto de alta perturbación antrópica, como la observada en el bosque seco tropical del Caribe colombiano, es necesario analizar los efectos que tiene la reducción del hábitat sobre la diversidad y la abundancia de las especies de fauna. En este trabajo, y con el objetivo de analizar esta problemática, usaremos a los murciélagos filostómidos como modelo de estudio, por lo cual se plantea el siguiente interrogante: ¿Cómo afecta la cantidad de hábitat boscoso la riqueza de especies y la abundancia de murciélagos filostómidos según el gremio trófico en el bosque seco tropical del Caribe colombiano? Particularmente, proponemos probar la hipótesis de que la reducción de la cantidad de hábitat boscoso por actividades antrópicas modifica la disponibilidad de recursos. Ocasionando cambios en la diversidad y abundancia de las especies de murciélagos filostómidos según su gremio trófico. Por lo tanto, esperamos que a medida que disminuye el hábitat boscoso disponible, la riqueza de especies de murciélagos se reduzca, además, las especies frugívoras y omnívoras serán más frecuentes y abundantes.

Métodos

Área de estudio

La región Caribe se encuentra localizada en la parte norte del país y actualmente está conformada por siete departamentos en su parte continental (La Guajira, Magdalena, Atlántico, Cesar, Córdoba, Sucre y Bolívar), y uno en su parte insular (San Andrés y Providencia), los cuales representan el 11.6% de los 1'141.748 Km² (Figura 1). El área continental de la región se localiza entre los 12° 60' y 7° 80' de latitud norte y los 75° y 71° de longitud al oeste (Meisel & Pérez 2006). En su aspecto físico, la región Caribe está constituida predominantemente por tierras bajas y planas, aunque parte del territorio se encuentra enmarcado por las estribaciones de las tres cordilleras, específicamente en Córdoba, Bolívar y Cesar. Adicionalmente, en la región se encuentra la Sierra Nevada de Santa Marta la cual se destaca por ser una de las mayores fuentes hídricas para los departamentos de Magdalena, Cesar y La Guajira (Meisel & Pérez 2006).

Revisión de literatura

Se realizó una revisión exhaustiva de la literatura disponible a través de *Google Scholar* y *Scielo* y repositorios de universidades de la región. Se utilizaron como palabra claves la combinación de “murciélagos”, “bosque seco”, “Caribe”, “Colombia” y “bats”, “*tropical dry forest*”. Estas palabras fueron buscadas en el título, el resumen y palabras claves de los trabajos. Se restringió la búsqueda a los últimos 15 años con el objetivo de tener asociaciones más precisas con las características del hábitat (cobertura forestal) a partir de sensores remotos. De igual forma, fueron buscados estudios en las citas de los artículos encontrados. Se eligieron los estudios con información detallada sobre número de individuos capturados por especie de murciélago, localidad del muestreo (coordenadas) y esfuerzo de muestreo aplicado en la toma de datos.

Base de datos

Con la información recopilada se construyó una base de datos con los listados de especies y la cantidad de capturas de cada especie por localidad. Solo se tuvo en cuenta las especies de la familia Phyllostomidae, debido a que los muestreos de otras familias con redes de niebla generalmente son incompletos. La base de datos fue complementada con información sobre el gremio trófico de las especies, esta información fue obtenida de la revisión realizada por (Rojas *et al.* 2011). El gremio para cada especie fue asignado según el principal hábito alimenticio. Las especies con más de un gremio fueron agrupadas como omnívoras.

Riqueza de especies y abundancia por gremio trófico

En los análisis fue considerada la riqueza de especies (número total de especies) en cada localidad. Adicionalmente, se calculó la proporción del número de especies en cada gremio trófico con respecto al total de especies en cada localidad. Este mismo procedimiento se llevó a cabo con el número de individuos capturados pertenecientes a cada gremio trófico independiente de la especie, con respecto al total de individuos capturados en cada localidad.

Cantidad de hábitat disponible

Para calcular la cantidad de hábitat boscoso disponible en cada localidad se utilizó un mapa de bosque no bosque a una escala de 1:8.500.00 con una resolución del píxel de 10 metros (IDEAM 2016). Dado que la respuesta de los filostómidos a la cantidad de bosque disponible puede variar entre especies, la cantidad de bosque disponible se calculó en tres escalas diferentes (Ávila *et al.* 2015). Para esto se utilizaron círculos concéntricos de 1, 3 y 5 km de radio alrededor de la coordenada reportada en cada estudio (Ávila *et al.* 2015).

Relación entre la riqueza de especies, abundancia por gremio trófico y cantidad de hábitat disponible

Para cada escala de análisis (1, 3 y 5 km de radio) y con el objetivo de evaluar la relación entre la riqueza de especies y la cantidad de hábitat boscoso se utilizó un modelo de regresión lineal generalizado (Poisson). Para esto se usó el número de especies en cada localidad como variable respuesta, la cantidad de bosque, en términos de porcentaje, y el

esfuerzo de muestreo como variables explicativas. Para analizar la asociación entre la proporción de especies e individuos en cada gremio trófico y la cantidad de hábitat boscoso, se utilizaron análisis de componentes principales (ACP), utilizando como variables los gremios tróficos y la cantidad de bosque en cada una de las localidades. Estos análisis se realizaron para cada escala de análisis de manera independiente.

Resultados

Descripción general

Se revisaron 17 trabajos de investigación sobre murciélagos filostómidos en la región Caribe Colombiana. De estos estudios solo se seleccionaron ocho, en vista de que en ellos se encontraba información detallada sobre la ubicación geográfica de las localidades muestreadas, número de especies y número de individuos por especie. En total hubo un registro de 14 localidades distribuidas en 13 municipios y dos departamentos (Figura 1, Tabla 1).

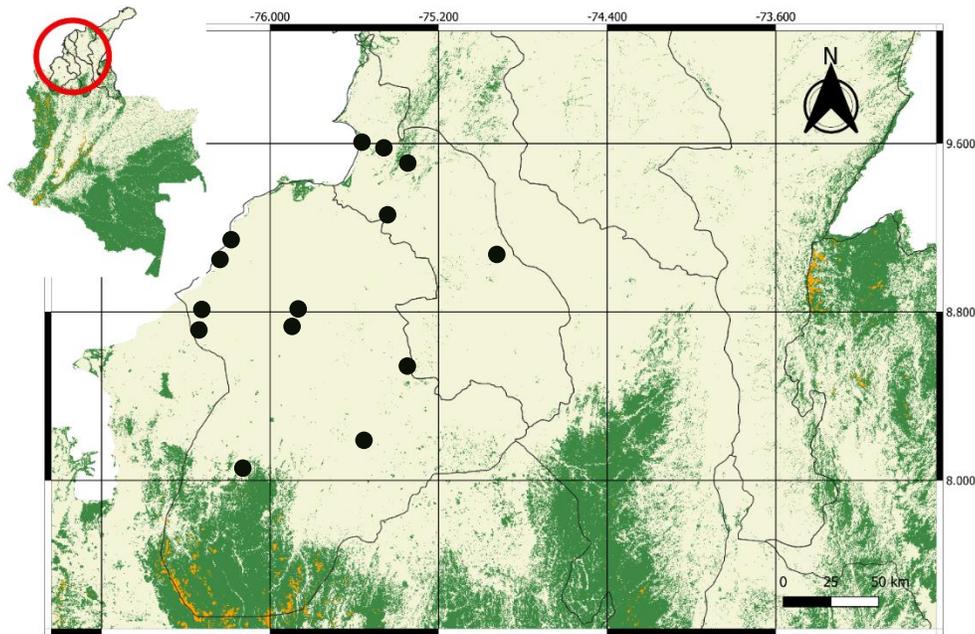


Figura 1. Ubicación geográfica de la Región Caribe con las respectivas localidades registradas (puntos negros).

En términos de riqueza se registró un total de 43 especies de murciélagos filostómidos para la región Caribe. Las localidades con mayor riqueza de especies fueron Primates, La flojera y Guacamayas (17 especies), ubicadas en los municipios de Colosó, Sincelejo y Santiago de Tolú respectivamente. Así mismo, se registraron tres localidades con una riqueza baja de especies (seis especies) en los municipios de Moñitos, Puerto Escondido y Montería, en las localidades de Viento Solar, Leticia y la Universidad de Córdoba respectivamente.

El genero con mayor cantidad de especies registrado fue *Artibeus* y la especie más abundante fue *Artibeus planirostris* que se registró en la localidad Avenida primera (Montería –

Córdoba). Así mismo, hubo presencia, en la mayoría de las localidades, de especies comunes como *Glossophaga soricina*, *Phyllostomus discolor*, *Artibeus lituratus* y *Sturnira lilium*. También, se hallaron especies poco frecuentes como *Vampyrum spectrum*, *Uderma convexum* y *Vampyressa torne*.

Tabla 1. Porcentaje de bosque en las 14 localidades donde se reconocieron la presencia de murciélagos filostómidos en el Caribe Colombiano para cada una de las tres escalas (1, 2 y 3 km). Se dan los departamentos y municipios para cada una de las localidades, incluyendo la cantidad de especies registradas en cada una de ellas.

Localidad	Departamento	Municipio	# de especies	% de bosque 1km	% de bosque 3km	% de bosque 5km
Viento Solar	Córdoba	Moñitos	6	8,3	1,6	0,9
Leticia	Córdoba	Puerto Escondido	6	7,5	1,9	0,9
El Chimborazo	Córdoba	Los Córdoba	8	11,8	1,3	0,5
Campo Alegre	Córdoba	Canalete	9	6,3	2,4	0,8
Universidad de Córdoba	Córdoba	Montería	6	0	0	0
Betancí-Guacamayas	Córdoba	Buenavista	16	2,9	2,5	0,9
El Refugio	Córdoba	Pueblo Nuevo	13	0	0,2	0,6
Avenida primera	Córdoba	Montería	10	0	0	0
Estación de Biodiversidad URRÁ	Córdoba	Tierralta	11	0	6,7	11,3
Primates	Sucre	Colosó	17	31,2	34,5	32,9
La flojera	Sucre	Sincelejo	17	1,2	0,3	0,1
Guacamayas	Sucre	Santiago de Tolú	17	82,8	35,5	21,0
Navas	Sucre	Tolú viejo	14	29,3	15,6	8,6
Sabanas	Sucre	Galeras	16	0	0,5	0,5

Relación entre la cantidad de hábitat disponible, la riqueza de especies y abundancia por gremio trófico

Relación con riqueza de especies: Para cada una de las escalas (1, 3 y 5 km) se evaluó la relación entre la riqueza de especies y la cantidad de hábitat boscoso disponible. Para la escala de 1 km, se encontró que no existe una relación significativa respecto a la cantidad de bosque ($p= 0.056$, Pseudo- $R^2 = 24.89$). Sin embargo, la relación en las escalas de 3 km ($p= 0.012$, Pseudo- $R^2 = 35.90$) y 5 km ($p= 0.016$, Pseudo- $R^2 = 33.84$) si fue significativa, indicando que cuanto más bosque disponible, mayor será la riqueza de especies de murciélagos filostómidos (Tabla 2). Para ninguna de las tres escalas el esfuerzo de muestreo tiene influencia significativa sobre la riqueza de especies (Tabla 2).

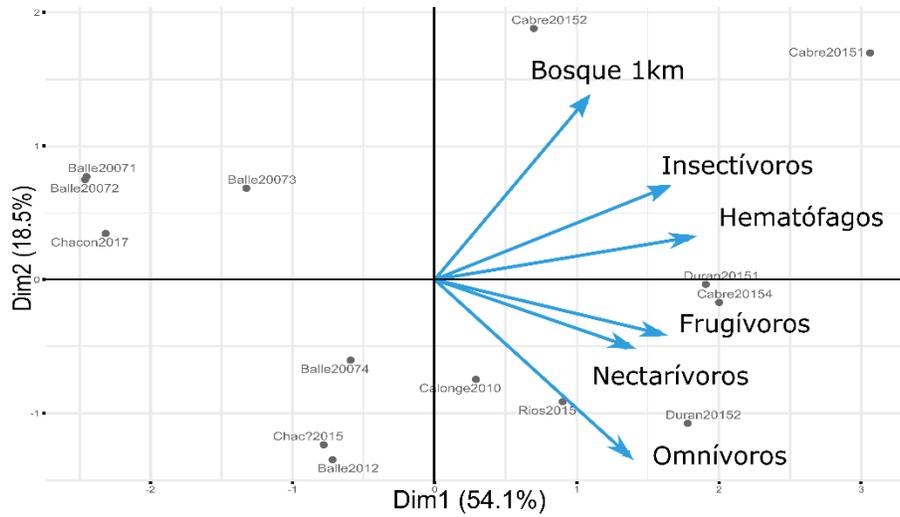
Tabla 2. Modelos lineales generalizados de relación entre la riqueza de especies y la cantidad de hábitat boscoso disponible en cada localidad para cada una de las escalas.

	Estimate	Std. Error	Z-Value	Pr (> z)
(Intercept)	2.303e+00	1.096e-01	21.009	<2e-16 ***
% bosque - 1 km	5.838e-03	3.060e-03	1.908	0.0564
Esfuerzo	9.041e-05	5.501e-05	1.644	0.1003
(Intercept)	2.263e+00	1.136e-01	19.914	<2e-16 ***
% bosque - 3 km	1.427e-02	5.716e-03	2.496	0.0125*
Esfuerzo	9.462e-05	5.560e-05	1.702	0.0888
(Intercept)	2.270e+00	1.129e-01	20.102	<2e-16 ***
% bosque - 5 km	1.713e-02	7.128e-03	2.403	0.0162 *
Esfuerzo	9.679e-05	5.537e-05	1.748	0.0804

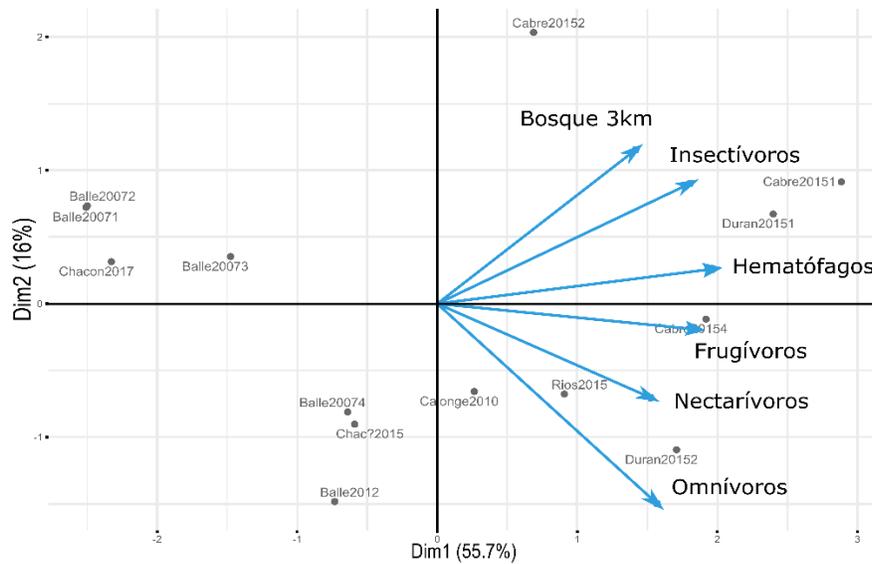
Número de especies por gremio trófico: el análisis de componentes principales (ACP) para cada una de las tres escalas permitió evaluar la asociación entre la proporción de especies por cada gremio trófico y la cantidad de hábitat boscoso disponible. Para la escala de 1 km se encontró que para las localidades con mayor cantidad de bosque disponible existe una mayor cantidad de especies que pertenecen a los gremios insectívoro y hematófago, mientras que, los gremios frugívoro, nectarívoro y omnívoro están más asociados a una condición contraria (i.e. menor cantidad de bosque) (Figura 2A). Este mismo patrón fue encontrado para la escala de 3 km (Figura 2B). Para la escala de 5 km el patrón

cambia, y son los gremios omnívoro y frugívoro los que presentan una mayor cantidad de especies en zonas con mayor disponibilidad de bosque (Figura 3C)

a.



b.



C.

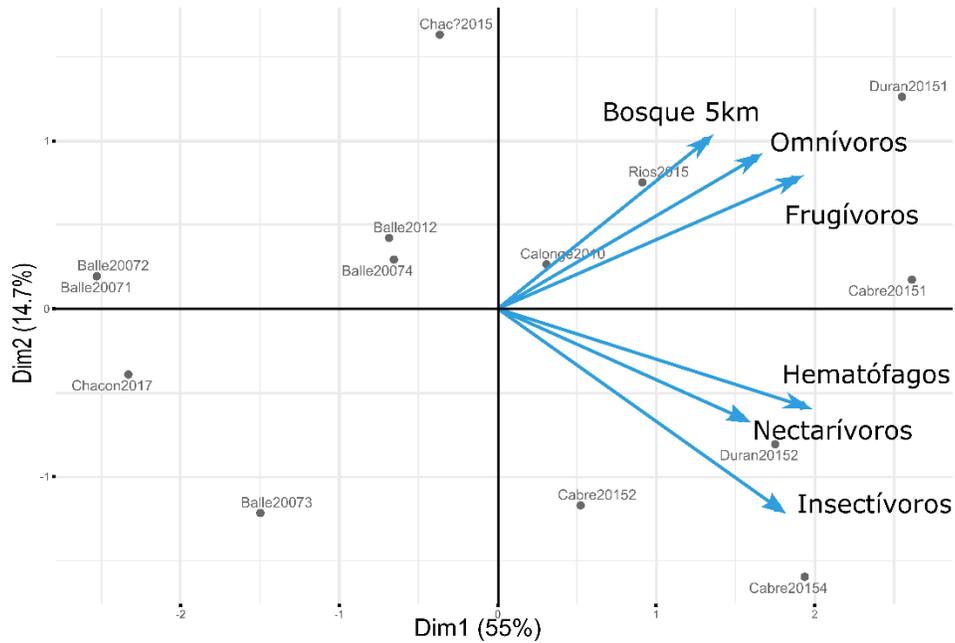
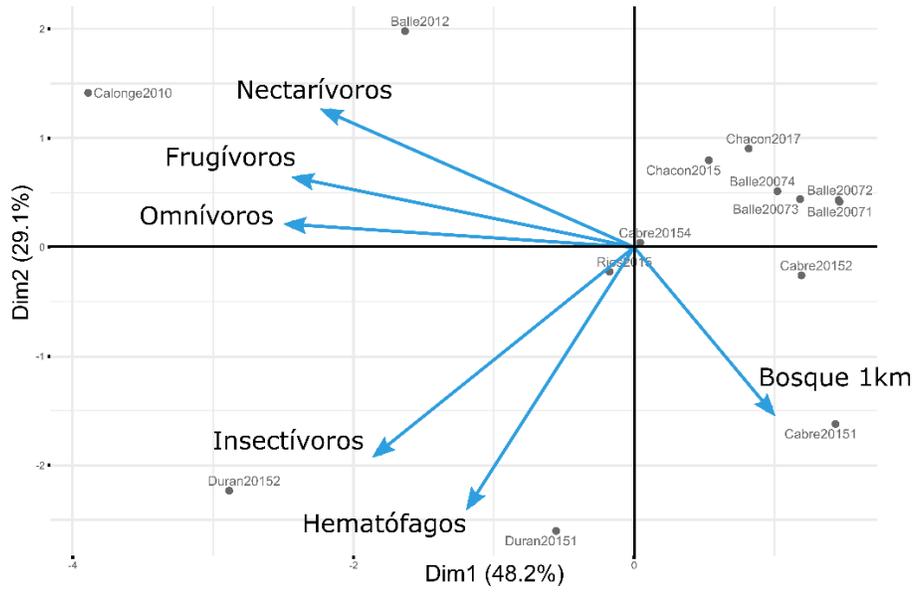


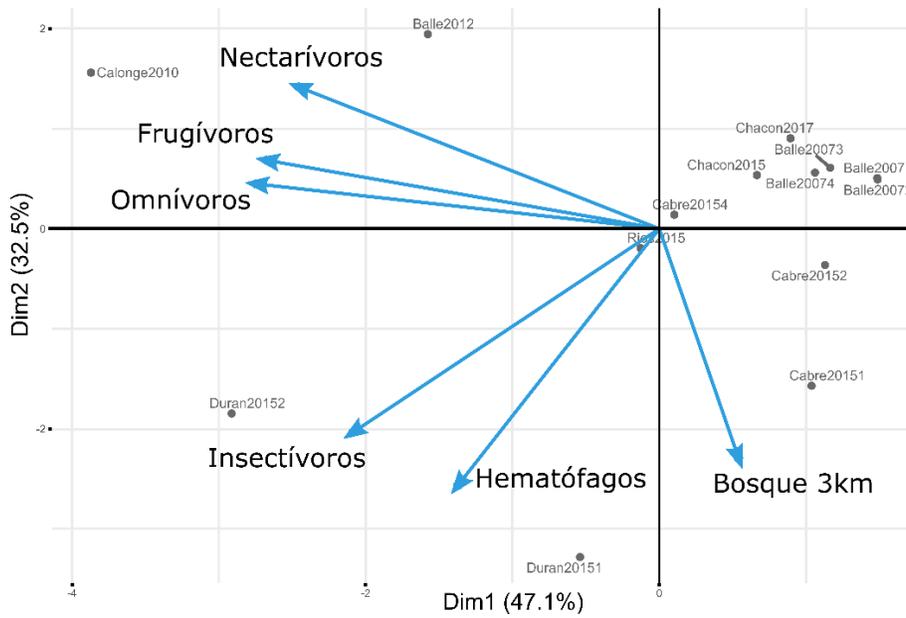
Figura 2. Proporción de especies de murciélagos filostómidos por gremio trófico en una escala de, **a.** 1 km, **b.** 3 Km, **c.** 5 km para 14 localidades en el Caribe colombiano

Número de individuos por gremio trófico: Para la asociación entre el porcentaje de bosque disponible y la cantidad de individuos en cada gremio trófico, el patrón fue igual en las tres escalas de análisis. En este caso hay una mayor cantidad de individuos pertenecientes a los gremios hematófago e insectívoro en las localidades con mayor cantidad de bosque disponible, mientras que los frugívoros y omnívoros se ubican en localidades con menos porcentaje de cobertura boscosa (Figura 3A, B, C).

a.



b.



C.

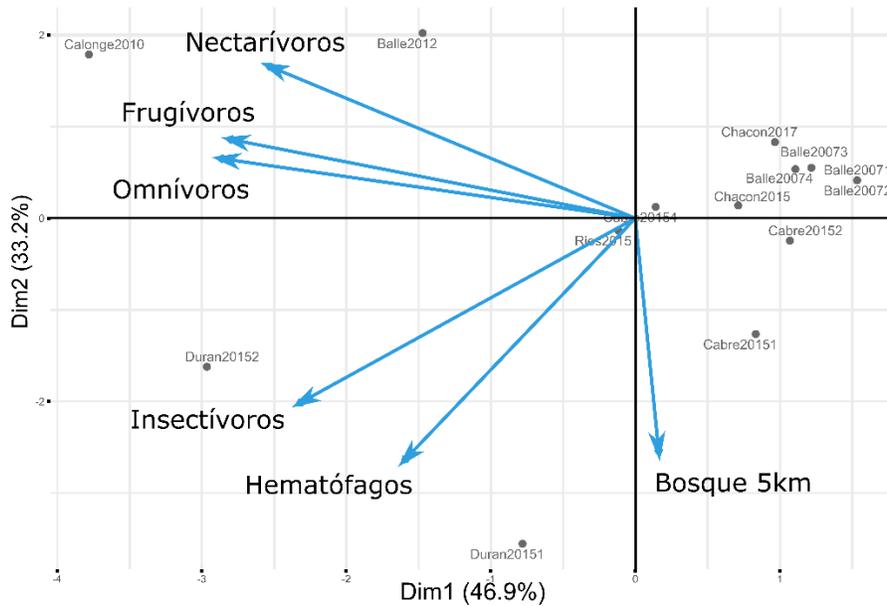


Figura 3. Proporción de individuos de murciélagos filostómidos (independiente de la especie) por gremio trófico en una escala de, **a.** 1 km, **b.** 3 Km, **c.** 5 km para 14 localidades en el Caribe colombiano

Discusión

En este trabajo evaluamos la hipótesis de que la reducción de la cantidad de hábitat boscoso modifica la disponibilidad de recursos, ocasionando cambios en la diversidad y abundancia de las especies de murciélagos según su gremio trófico. Nuestra predicción indica que cuanto mayor es la cantidad de bosque disponible, mayor es la riqueza de especies, esto se cumple para escalas medias y grandes (3 km y 5 km de radio) con respecto al punto donde se colectan los datos. Mientras que para escalas locales (1 km de radio) no existe relación. Con respecto al número de especies por gremio trófico nuestros resultados indican que para las escalas de 1 y 3 km las especies frugívoras y omnívoras son más frecuentes en zonas con menor cantidad de bosque disponible, ajustándose a nuestra predicción. Sin embargo, para la escala de 5 km, el resultado fue contrario, donde hay una mayor cantidad de especies frugívoras y omnívoras en zonas con mayor cantidad de bosque. Finalmente, para la cantidad de individuos por gremio trófico en las tres escalas nuestra predicción se cumple, es decir, hay más individuos de especies frugívoras y omnívoras en zonas con menor cantidad de bosque disponible. A continuación se discutirá el significado ecológico de estos hallazgos y sus implicaciones

La diversidad de murciélagos se relaciona con la complejidad, estructura y composición vegetal, aumentando a medida que la sucesión progresa (de pastizal a arbustal, de allí a

borde de bosque y finalmente hacia bosque), y ofrece una mayor cantidad de hábitats para los murciélagos con una mayor disponibilidad de recursos (Estrada *et al.* 2007). Como lo registra Fahrig (2013) los paisajes que contienen menos hábitat deberían contener menos especies asociadas a un tipo de hábitat particular, debido al efecto del área de muestreo. En nuestro caso, cuanto mayor sea la cantidad de bosque, mayor será la cantidad de especies, de nuevo, debido al efecto del área de muestra, lo que concuerda con nuestros resultados. Por supuesto, menos hábitat en el paisaje que rodea un parche también significa que los individuos deben viajar más lejos, en promedio, para llegar al parche (Andren 1994; Fahrig 2003). Así se puede explicar, en parte, que la abundancia relativa de las especies presenten una alta heterogeneidad con pocas especies dominantes y muchas poco frecuentes y raras (Castro *et al.* 2012; Avila *et al.* 2009; Aguilar *et al.* 2014) respondiendo a la heterogeneidad del hábitat y la ecología particular de las especies (p.e. gremio trófico).

A escalas locales, se puede abarcar el área de actividad esperada de especies de murciélagos pequeños como lo registra Ávila *et al.* (2015). Sin embargo, es posible que al variar la escala la respuesta no sea mantenida, es decir, la estructura del paisaje afecta de manera diferencial a las distintas especies (Holland *et al.* 2005; Eigenbrond *et al.* 2008; Martin & Fahring 2012). Nuestros resultados indican que la relación de las características con la cantidad de especies de murciélagos, muestra un efecto dependiente de la escala, con mayor poder de predicción a escalas medias y grandes (3 y 5 km) lo que concuerda con Gorresen & Willig (2004), Meyer & Kalko (2008), Klingbeil & Willig (2009). Esto se atribuye a la alta movilidad de los murciélagos, por tanto, la respuesta a la disponibilidad de hábitat puede ser solo manifestada en escalas de paisaje amplias ya que la escala está relacionada con el rango de movimiento de las especies (Jackson & Fahring 2012).

Distintos tipos de alteración del hábitat promueven diferentes recursos utilizados por los filostómidos, por lo tanto, no todos los murciélagos pueden tolerar la alteración de manera similar. Por ejemplo, algunos trabajos indican que la fragmentación del hábitat tiene un efecto negativo en la abundancia de algunas especies (Ghanem & Voigt 2012; Meyer & Kalko 2008; Garcia *et al.* 2013 & Vleut *et al.* 2013), mientras que otros muestran que diferentes especies, parecen ser menos sensibles, o simplemente no se ven afectados por la pérdida de hábitat (Meyer & Kalko 2008; Gorrens & Willig 2004; Bolivar *et al.* 2014; Cosson & Masson 1999). Nuestros resultados indican que hay más especies frugívoras y nectarívoras en hábitats perturbados, esta respuesta puede ser explicada por un patrón de relación de algunas especies de murciélagos con plantas pioneras en estos hábitats, (Castro *et al.* 2014; Muscarella & Fleming 2007) dado que estas especies de plantas pueden tolerar cierto grado de intervención, e incluso se pueden ver favorecidas. Esto concuerda con el estudio de González (2018) & Estrada *et al.* (2007) en el que se demuestra que en ambientes sucesionales primarios y medios se presenta alta proliferación de plantas de los géneros *Cecropia*, *Solanum* y *Piper*, que producen muchos frutos (Fleming 1988; Vargas *et al.* 2009). Esta disponibilidad alimenticia promueve la presencia de murciélagos oportunistas frugívoros que tienen la capacidad de atravesar áreas abiertas y perturbadas (Cosson *et al.* 1999; Medellín *et al.* 2000; Willig *et al.* 2007).

Sin embargo, en escalas amplias (5 km), nuestros resultados muestran que el número de especies frugívoras y omnívoras se relaciona con un mayor porcentaje de bosque. Nuevamente se observa un resultado dependiente de la escala, en este caso, al considerar una mayor área de muestra, es posible incluir mayor cantidad de hábitat con condiciones favorables en términos de los recursos. De manera particular, la región donde se llevó a cabo el estudio muestra altos niveles de pérdida de hábitat y fragmentación (MINAM 2021), lo que implica que a escalas pequeñas (p.e. 1 km) incluso puede haber una total ausencia de cobertura boscosa. Esto obliga a las especies a moverse mucho más y a hacer un uso del paisaje mucho más extendido. Aunque algunas localidades a escalas amplias puedan presentar mayor porcentaje de cobertura de bosque, estas coberturas no son continuas y corresponde, en muchas ocasiones, a estadios sucesionales tempranos e intermedios. Por lo tanto, especies altamente frugívoras como *Sturnira lilium* y *Artibeus lituratus* entre otras pueden verse favorecidas (Fleming 1986; García *et al.* 2000; Faria 2006 & Willig *et al.* 2007).

Finalmente, nuestros resultados indican que en zonas con menor porcentaje de bosque se observa una mayor cantidad de individuos frugívoros y omnívoros (independiente de la especie). Muchas especies de estos gremios tróficos son generalistas, que normalmente son más tolerantes y suelen tener mayores abundancias, si estas especies se ven favorecidas o toleran, en cierta medida, hábitats fragmentados con poco bosque, es de esperar que el número de individuos en estos gremios sea mayor en lugares con menos porcentaje de bosque. Estas especies por lo general tienen acceso a mayor variedad de alimentos (Montoya *et al.* 2016). Además, usan varios hábitats por las grandes distancias que pueden recorrer en una noche (Ríos 2010), presentan una amplia amplitud en la dieta (Ríos 2010), y tienen un elevado nivel de tolerancia en ambientes intervenidos (Castillo & Pérez 2018).

Conclusiones

Los efectos ecológicos debidos a la fragmentación y pérdida de hábitat en los murciélagos son especie-específico, es decir, que para algunas especies serán graves, y podrían ocasionar la extinción local; mientras que, para otras, podrían ser benéficos, e incluso, podrían verse no afectadas. Así mismo, los efectos de la cantidad de hábitat disponible sobre la riqueza de especies y la abundancia son dependientes de la escala, con respuestas diferenciales según el área muestreada. Finalmente, las especies de filostómidos suelen estar sujetas a cambios en la estructura y configuración del hábitat, lo que ocasiona que algunas especies se vean favorecidas por la fragmentación. En su mayoría, las especies registradas son especies comunes y generalistas tolerantes a ambientes modificados y heterogéneos. Para propósitos de conservación en paisajes fragmentados, las acciones que mantengan la mayor cantidad y calidad de hábitat disponible favorecerán a las especies de murciélagos y en general de toda la diversidad (Franklin 1993; Clarke & Young 2000; Primack 2002; Fahrig 2003).

Literatura citada

Aguilar-Garavito M., Renjifo L, M., Pérez-Torres J. (2014). Seed dispersal by bats across four successional stages of a subandean landscape. *Biota Col.* 2014; 15(2):85-101.

Andren, H. (1994). Effects of hábitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable hábitat: a review. *Oikos*, 71, 355-366.

Ávila-Cabadilla, L., Stone, K., Henry, K., & Añorve, M. (2009). Composition, structure and diversity of Phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry forest. *For Ecol Manage.* 2009; 258(6):986-996. Doi:10.1016/j.foreco.2008.12.011.

Ávila-Gómez, E. S., Moreno, C. E., García-Morales, R., Zuria, I., Sánchez-Rojas, G., & Briones-Salas, M. (2015). Deforestation thresholds for phyllostomid bat populations in tropical landscapes in the Huasteca region, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 8(3), 646-661.

Bolívar-Cimé, B., Laborde, J., MacSwiney, M. C., & Sosa, V. J. (2014). Efectos del tipo de matriz del paisaje, la calidad del parche y la estacionalidad en la dieta de murciélagos frugívoros en semicaducifolios tropicales.

Cabrera, Y. (2011). Composición, estructura y distribución del ensamblaje de murciélagos durante la época de lluvia presentes en el departamento de Sucre-Colombia.

Caraballo-Morales, J. D., Saldaña-Vázquez, R. A., & Villalobos, F. (2021). Trophic guild and forest type explain phyllostomid bat abundance variation from human habitat disturbance. Contents lists available at ScienceDirect *Global Ecology and Conservation*, <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01425>

Castillo-Figueroa, D., & Pérez-Torres, J. (2018). First records of wing defects in phyllostomid bats from Colombia. *Journal of Bat Research & Conservation*. 11 (1): 1-5.

Castillo-Figueroa, D., & Pérez-Torres, J. (2021). On the development of a trait-based approach for studying Neotropical bats. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 61

Castro-Luna, A., & Galindo-González, J. (2012). Enriching agroecosystems with fruit-producing tree species favors the abundance and richness of frugivorous and nectarivorous bats in Veracruz, Mexico. *Mammalian Biology*. 77 (1): 32-40. Disponible en: <https://bit.ly/2WQ2R0k>

Castro-Luna, A., Sosa, V., & Castillo-Campos, G. (2014). Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in south-eastern Mexico. *Anim Conserv*; 10:219-228. Doi:10.1111/j.1469-1795.2007.00097.x

Clarke, G. M., & Young, A. G. (2000). Introduction: genetics, demography and the conservation of fragmented populations, en A. G. Young y G. M. Clarke (eds.), *Genetics, demography and viability of fragmented populations*, Cambridge University Press, United Kingdom, pp. 1-6.

Cosson, J., Pons, J., & Masson, D. (1999). Efecto de la fragmentación del bosque en murciélagos frugívoros y nectarívoros en la Guayana Francesa. *Revista de Ecología Tropical* 15: 515-534.

Eigenbrod, F., Hecnar, S. J., & Fahrig, L. (2008). The relative effects of road traffic and forest cover on anuran populations. *Biological Conservation*, 141, 35-46.

Estrada A., & Coates, R. (2002). Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation* 103:237-245.

Estrada-Villegas, S., Pérez-Torres, J., & Stevenson, P. (2007). Dispersión de semillas por murciélagos en un borde de bosque montano. *Ecotropicos*, 20(1):1-14.

Fahrig, L. (2003). Effects of hábitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 487-515.

Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*, 40, 1649-1663. Doi:10.1111/jbi.12130

Faria, D. (2006). Phyllostomid bats of a fragmented lands-cape in the north-eastern Atlantic forest, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 22(5), 531-542.

Fenton, M. B., Acharya, L. D., Audet, D., Hickey, M. B. C., Merriman, C., Obrist, M. K., Syme, D. M. & Adkins, B. (1992). Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the neotropics. *Biotropica* 24:440-446.

Fleming, T. H. (1986). Opportunism versus specialization: the evolution of feeding strategies in frugivorous bats. En: Estrada A, Fleming TH, editores. *Frugivores and seed dispersal*. Dordrecht: Dr W Junk Publishers, p 1105-1118.

Fleming, T. H. (1988). *The Short-tailed Fruit Bat: a Study in Plant-Animal Interactions*. Chicago, Illinois, EEUU: University of Chicago Press.

Franklin, J. F. (1993). Preserving Biodiversity: Species, Ecosystems or Landscapes? *Ecological Applications* 3: 202-205.

García, Q. S., Rezende, J. L., & Aguiar, L. M. (2000). Dispersión de semillas por murciélagos en una zona perturbada del sureste de Brasil. *Revista de Biología Tropical* 48: 125-128.

García-Morales, R., Badano, E. I., & Moreno, C. E. (2013). Response of Neotropical bat assemblages to human land use. *Conservation Biology* 27:1096-1106.

Ghanem, S. J., & Voigt, C. C. (2012). Aumentar la conciencia de los servicios ecosistémicos proporcionados por los murciélagos. *Avances en el estudio de la conducta* 44: 279-302.

González, G. (2018). Respuesta de las poblaciones de murciélagos a la fragmentación del paisaje en un bosque pluvial premontano, Costa Rica. *GeoGraphos*, 9(109), 213-232. <https://doi.org/10.14198/geogra2018.9.109>

Gorresen, P. M., & Willig, M. R. (2004). Respuestas paisajísticas de los murciélagos a la fragmentación del hábitat en el bosque atlántico de Paraguay. *Diario de Mammalogy* 85: 688-697.

Holland, J. D., Fahrig, L., & Cappuccino, N. (2005). El tamaño del cuerpo afecta a la escala espacial de las interacciones entre hábitat y escarabajos. *Oikos*, 110, 265-270.

IDEAM (2016) mapa de Cobertura de Bosque No Bosque. Colombia. Recuperado de <http://www.siac.gov.co/catalogo-de-mapas> mayo 14 de 2021.

Jackson, H. B., & Fahrig, L. (2012). ¿Qué tamaño tiene un paisaje biogeológicamente relevante? *Landscape Ecology*, 27, 929-941.

Killingbeil, B. T., & Willig, M. R. (2009). Guild-specific respuestas de los murciélagos a la composición del paisaje y la configuración en la selva amazónica fragmentada. *J. Appl. Ecology* 46, 203-213.

Killingbeil, B. T., & Willig, M. R. (2009). Guild-specific responses of bats to landscape composition and configuration in fragmented Amazonian rainforest. *Journal of Applied Ecology* 46:203-213.

Martin, A. E., & Fahrig, L. (2012). Measuring and selecting scales of effect for landscape predictors in species-habitat models. *Ecological Applications*, 22, 2277-2292.

Medellín, R. A., Equihua, M., & Amin, M. (2000). Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. *Conservation Biology* 14:1666-1675.

Meisel, R. A., & Pérez, V. G. (2006). Geografía física y poblamiento de la Costa Caribe Colombiana. Centro de Estudios Económicos Regionales (CEER) del Banco de la República, Cartagena. ISSN (73) 1692-3715.

Mena, J. (2010). Respuestas de los murciélagos a la fragmentación del bosque en Pozuzo, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 17(3), 277-284. <https://doi.org/10.15381/rpb.v17i3.2>

Meyer, C. F. J., & Kalko, E. V. K. (2008). Respuestas a nivel de ensamblaje de murciélagos filostómidos a la fragmentación del bosque tropical: islas de puentes terrestres como sistema modelo. *Revista de biogeografía* 35: 1711-1726.

Ministerio de ambiente y desarrollo sostenible (2021). Plan de acción 2020-2030. Bogotá.

Montoya-Bustamante, S., Rojas-Díaz, V., & Torres-González, A. M. (2016). Interactions between frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) and *Piper tuberculatum* (Piperaceae) in a tropical dry forest in Valle del Cauca, Colombia. *Rev Biol Trop*. 64 (2): 701-13. Disponible en: <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/20689>

Muscarella, R., & Fleming, T. (2007). El papel de los murciélagos frugívoros en la sucesión del bosque tropical. *Revisiones biológicas* 82: 573-590.

Prevedello, J. A., & Vieira, M. V. (2010). Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity Conservation*, 19, 1205–1223.

Primack, R. B. (2002). *Essentials of conservation biology*, Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts, EUA, 698 pp.

Rico, G. A. (2017). Colombia: la ganadería extensiva está acabando con los bosques. Mongabay. Periodismo ambiental independiente de Latinoamérica.

Ríos-Blanco, M. C. (2010). Dieta y dispersión efectiva de semillas por murciélagos frugívoros en un fragmento de bosque seco tropical. Córdoba, Colombia. (Trabajo de grado). Bogotá: Facultad de Ciencias, Carrera de Biología, Pontificia Universidad Javeriana; 54 pp. Disponible en: <https://bit.ly/2U7o0k0>

Rojas et al. (2011). When did plants become important to leaf-nosed bats? Diversification of feeding habits in the family Phyllostomidae. *Molecular Ecology*, 20(10), 2217-2228

Sosa, V., Hernández, E., Hernández, D., & Castro, A. (2018). Murciélagos. *Agroecosistemas Cafetaleros de Veracruz*, 4(2), 181–192. <https://doi.org/10.14198/geogra2018.9.109>

Telleria & Santos. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 12(2), 2.

Vargas-Contreras, J. A., Medellín, R. A., Escalona-Segura, G., & Interián-Sosa, L. (2009). Vegetation complexity and bat-plant dispersal in Calakmul, Mexico. *Journal of Natural History*, 43(3-4), 219-243.

Vázquez, G., Galindo, J., & Flores, R. (2011). La fragmentación del paisaje y la pérdida del hábitat, sus efectos sobre comunidades de murciélagos en selvas Veracruzanas. *Canabio*, 2(3), 601–609. <https://doi.org/10.13140/2.1.3777.3767>

Vleut, I., Levy-Tacher, S, de Boer, WF, Galindo-González, J., & Vázquez, L. B. (2013). El manejo del bosque secundario tropical influye en la composición, abundancia y consumo de frutas de murciélagos frugívoros en Chiapas, México. 8 (10): e77584.

Willig, M. R., Presley, S. J., Plante, J. L., Bloch, C. P., Solari, S., Pacheco, V., & Weaver, S. C. (2019). Guild-level responses of bats to habitat conversion in a lowland Amazonian rainforest: species composition and biodiversity. *J. Mammal.* 100, 223e238.

Willig, M. R., Presley, S., Bloch, C., & Hice, C. (2007). Phyllostomid bats of lowland Amazonia: effects of habitat alteration on abundance. *Biotropica*, 39(6), 737-746.