

VARIACIÓN ESTACIONAL EN LA COMPOSICIÓN Y USO DEL MICROHÁBITAT DEL ENSAMBLAJE DE LAGARTOS, EN DOS FRAGMENTOS DE BOSQUE SECO TROPICAL DEL DEPARTAMENTO DE CÓRDOBA

SEASONAL VARIATION IN THE COMPOSITION AND USE OF MICROHABITAT OF THE ASSEMBLY OF LIZARDS, IN TWO FRAGMENTS OF TROPICAL DRY FOREST OF THE DEPARTMENT OF CÓRDOBA

Cristian Paternina-Cervantes¹, Ángela Ortega-León¹

¹*Grupo de investigación BIODIVERSIDAD, Departamento de Biología, Universidad de Córdoba, Montería-Córdoba.*

Resumen

Se realizó un estudio con el fin de evidenciar el uso del microhábitat por parte del ensamblaje de lagartos durante las temporadas lluviosa y seca del 2020 y 2021, en dos localidades pertenecientes al Departamento de Córdoba. Estas dos localidades presentan diferentes en condiciones del hábitat, como la estructura de la vegetación, sucesión natural e influencia antrópica. Dicha variación en algunos casos resulta ser determinante en la riqueza y abundancia de lagartos, sin embargo ambos sitios resultaron ser muy similares en cuanto al ensamblaje de lagartos. Por otra parte, la época seca consideró una transformación en hábitats de bosque primario, resultando así en una disminución de la oferta de microhábitats, por lo que en sitios donde fue más evidente dicha transformación, se identificó la ausencia de especies las cuales en época de lluvias estaban presentes, asumiendo su desplazamiento hacia áreas con una mayor oferta de recursos. La transformación del terreno por factores antrópicos, como la fumigación, la poda de hierbas y arbustos, la tala de árboles y el pastoreo de ganado en Finca Palmeras, tuvieron un efecto negativo en cuanto al número de especies en estas áreas explotadas. La Hacienda El Pino, por su parte, resultó ser similar en riqueza durante las dos temporadas climáticas, debido a la poca variación y la ausencia de estrés generado por acciones humanas.

Palabras clave: Uso del microhábitat, ensamblaje de lagartos, temporadas climáticas.

Abstract

A study was carried out in order to demonstrate the use of the microhabitat by the assembly of lizards during the rainy and dry seasons of 2020 and 2021, in two localities belonging to the Department of Córdoba. These two localities present different habitat conditions, such as the structure of the vegetation, natural succession and anthropic influence. Said variation in some cases turns out to be a determining factor in the richness and abundance of lizards, however both sites turned out to be very similar in terms of the assembly of lizards. On the other hand, the dry season considered a transformation in primary forest habitats, thus resulting in a decrease in the supply of microhabitats, so that in places where this transformation was more evident, the absence of species was identified which in the time of rains were present, assuming their displacement towards areas with a greater supply of resources. The transformation of the land by anthropic factors, such as fumigation, pruning of herbs and shrubs, felling of trees and grazing livestock at Finca Palmeras, had a negative effect on the number of species in these exploited areas. Hacienda El Pino, for its part, turned out to be similar

in wealth during the two climatic seasons, due to the little variation and the absence of stress generated by human actions.

Keywords: Use of microhabitat, lizards assemblage, climatic seasons.

Introducción

Los patrones de diversidad en los ensamblajes faunísticos dependen de factores históricos y evolutivos, y de procesos que influyen en la energía disponible para las especies en un ecosistema (Currie & Paquin 1987; Gaston & Blackburn 2000; van Rensburg et al. 2002; Wiens et al. 2006). En áreas específicas, la composición y diversidad de especies también está determinada por la heterogeneidad ambiental, ya sea a mesoescala o a escala local (van Rensburg et al. 2002), la cual depende a su vez de procesos naturales y/o antropogénicos, como la fragmentación y pérdida de hábitat, el cambio en el uso del suelo, entre otros.

En el Caribe colombiano, el bs-T históricamente ha sufrido una alta tasa de transformación de hábitat, lo que ha llevado a un cambio radical en la configuración del paisaje, que actualmente luce como un mosaico de coberturas naturales inmersas en una matriz de coberturas antropogénicas. Estos paisajes antropizados representan importantes filtros ambientales para los organismos, debido a que la vegetación, así como las condiciones de temperatura y de humedad son muy diferentes a las del bosque conservado donde la compleja estructura vertical y horizontal del hábitat, genera una mayor oferta de recursos y más oportunidades para una gama más amplia de especies con diferentes hábitos de vida (Dias & Rocha, 2013).

La pérdida y fragmentación de hábitat, incrementa la cantidad de bordes de bosque y llevan a una simplificación en la estructura y complejidad vegetal, provocando efectos drásticos sobre la composición y diversidad de los ensamblajes de reptiles en el bs-T (Urbina-Cardona et al. 2006; Cortés et al. 2013; Echeverría et al. 2016). En particular la temperatura al ser una variable determinante en la biología de ectotermos, tiene una relación directa con la conformación de los ensamblajes de reptiles en el bsT (Carvajal, 2014; Paternina, 2015; Bernal, 2014).

Esta alteración en la estructura vegetal del hábitat y por ende de las características abióticas del entorno, que tienen un impacto directo sobre la oferta de microhábitats (Cortés et al. 2013), es decir, el sustrato exacto donde los individuos desarrollan sus funciones, el cual depende de los requerimientos fisiológicos de cada especie y está determinado por la manera como usan los recursos (Hall et al. 1997). Se sabe que el uso del microhábitat por parte de los reptiles es dinámico (Vargas et al., 2019), por lo tanto la transformación de los bosques nativos puede llevar a la desaparición o desplazamiento de algunas especies y la colonización de otras, generando cambios en los ensamblajes de manera espacial y temporal (Carvajal, 2014; Paternina, 2015; Bernal, 2014).

Las lagartijas en particular, al ser animales que no presentan migraciones o desplazamientos extensivos, se convierten en un blanco sensible ante los cambios del ambiente, y mucho más si se trata de perturbaciones antrópicas; ya que muchas especies son sensibles a la calidad del hábitat, la cual ha ido decreciendo con el tiempo, puesto que los bosques secos tropicales resultan ser de los ecosistemas más amenazados y degradados actualmente, y a la vez de los que menos información se tiene (García et al. 2014).

En ecosistemas de bs-T en Colombia aún es escasa la información sobre los mecanismos específicos o posibles efectos de las diferentes variables ambientales sobre los patrones de diversidad de lagartijas en sitios específicos, y de variación en aspectos ecológicos de los ensamblajes, como el uso

de hábitat y del microhábitat y los factores asociados (Medina, 2009; Carvajal, 2014; Paternina, 2015; Bernal, 2014),

Por tal motivo resulta fundamental analizar qué variables del hábitat están relacionados con la composición y el uso del microhábitat de los ensamblajes y la variación de los mismos de acuerdo a explotación de recursos y estratificación vertical y horizontal. Así mismo, los efectos de las actividades antropogénicas, la comparación con otros hábitats y el papel de las condiciones estacionales durante el año. El presente trabajo tuvo como objetivo, determinar la composición y uso del microhábitat durante dos estaciones climáticas del ensamblaje de lagartos en dos fragmentos de bosque seco tropical con diferente grado de perturbación; para esto se estimó la riqueza y abundancia, se describió el uso del microhábitat y se evaluaron las diferencias espaciales y temporales en la riqueza, la abundancia de especies, y en el uso del microhábitat.

Materiales y métodos

Área de estudio

Los muestreos fueron realizados en dos localidades del departamento de Córdoba. El primer sitio es una zona rural localizada en la Finca Palmeras, en el suroccidente del municipio de Montería, en el corregimiento Loma Verde ($8^{\circ} 30' 37.1''$ N y $76^{\circ} 06' 12.9''$ W) a 65 m.s.n.m., con un área de 560 ha, de las cuales 28 ha presentan formaciones vegetales con diferentes etapas sucesionales, caracterizándose por presentar pequeñas áreas de parches de bosque seco tropical, donde prevalecen remanentes de vegetación originaria, la cual colinda con los sistemas silvopastoriles en los cuales dominan cercas vivas. El segundo sitio, también se ubica en una zona rural perteneciente a la Agropecuaria Bajo Grande, Hacienda El Pino, ubicada al suroccidente del municipio de Montería, ($8^{\circ} 24' 54.94''$ N y $76^{\circ} 01' 59.27''$ W) a 66 m.s.n.m., se caracteriza por presentar un gran sistema de ganadería extensiva dentro del cual prevalecen alrededor de unas 80 ha de bosque seco tropical, este se clasifica como bosque secundario, rodeado de potreros, donde es evidente el seccionamiento y la pérdida de vegetación por actividades de origen humano hacia la vegetación primaria.

Trabajo de campo

Se realizaron dos muestreos en cada fragmento de bosque, durante los meses de agosto-septiembre de 2020 y enero-febrero de 2021, que corresponden a las épocas de lluvia y seca respectivamente, cada muestreo tuvo una duración de 12 días y fueron realizados por cuatro personas. Los fragmentos fueron divididos en cuadrados de 300 m x 300 m de los cuales se seleccionaron seis al azar; y dentro de cada uno se estableció un transecto de 300 metros de largo y 4 metros de ancho. En cada transecto se hicieron recorridos visuales entre las 9:00 y las 12:00 h y entre las 14:00 y las 17:00 h para detectar los individuos. Para cada individuo avistado se registró: a) La especie, o se tomaron fotografías para su posterior identificación, b) Estrato de altura en la que se encontraba el individuo, a ras de suelo, bajo (1-50 cm), medio (51-150 cm), alto (<150 cm); c) y el microhábitat ocupado por el individuo (árbol, arbusto, hierba, enredadera, hojarasca, palma, suelo o sustrato).

Caracterización del hábitat

Se realizó la caracterización de cada transecto, para lo cual se establecieron seis parcelas de 4 x 4 m, espaciadas cada una a 50 m de la otra, se estimó la proporción de vegetación herbácea, el DAP de árboles con un CAP mayor o igual a 25 cm, se midió la profundidad de la hojarasca y se registró el número de troncos caídos; también se tomó fotografía del dosel del bosque con la finalidad de estimar la cobertura finalmente, con ayuda de Dataloggers se tomaron datos diarios de temperatura y humedad del aire, a 5 cm y 1 m del suelo.

Análisis de datos

Se realizó una curva de acumulación de especies utilizando los estimadores de riqueza no paramétricos Chao de primer y segundo orden, y Bootstrap en el programa EstimateS. Se escogieron estimadores debido a que Chao 1 y 2 se basan en la abundancia de individuos e incidencia de especies en más de una matriz de muestreo, ajustándose de buena forma a este tipo trabajos con una gran cantidad de registros visuales. Por otro lado el estimador Bootstrap arroja resultados más precisos de acuerdo a la riqueza de especies raras en el análisis de ensamblajes (Magurran 2004).

Para poder identificar si las especies raras aumentaron acorde a la acumulación de muestreos, se graficaron las especies únicas (singletons) y dobles (doubletons); y con base a los valores observados de riqueza se determinó la representatividad de especies registradas en este trabajo.

Riqueza y abundancia

Se realizó una prueba de similitud no paramétrica (ANOSIM), para esto fue necesario la generación de una matriz de similitud de Bray-Curtis usando las abundancias relativas normalizadas de las especies por transecto en cada localidad, usando el programa Past versión 4.05; con la intención de identificar si existen diferencias entre la composición del ensamblaje de lagartos en los dos fragmentos.

Para comparar los patrones de abundancia y equidad de especies entre hábitats se usaron curvas de rango-abundancia. Para cada hábitat se graficaron la abundancia relativa en escala logarítmica contra el rango ocupado por cada especie de la más abundante a la menos abundante.

Uso del microhábitat

Para el análisis de uso del microhábitat se generaron histogramas en el programa Excel, que nos permitió describir el número de especies que dan uso a los microhábitats ofertados en cada localidad e igualmente a qué alturas fueron más recurridas. Se realizaron pruebas de chi-cuadrado con el fin de identificar si la variación en el uso de microhábitat está relacionada con la época del año en cada localidad. Y finalmente en el programa Infostat, se realizó un análisis de correspondencia canónico (CCA), donde se correlacionaron las variables del hábitat de cada localidad con la riqueza y abundancia de especies en cada transecto trabajado.

Resultados

Se registraron un total de 13 especies de lagartijas pertenecientes a diez géneros y seis familias. Las curvas de acumulación de especies para cada localidad (Figura 1), muestran un comportamiento homogéneo de los estimadores a medida que se acumularon los muestreos, sin embargo, las curvas de acumulación no llegaron a la asíntota, los estimadores Chao de primer y segundo orden, junto con Bootstrap mostraron un comportamiento ascendente, teniendo una representatividad entre el 90 – 99% Todos los estimadores arrojaron un resultado similar en cuanto al análisis de acumulación de especies. Las especies únicas aumentaron de acuerdo a la acumulación de muestreos, comportándose de manera similar a las curvas de riqueza para ambas localidades.

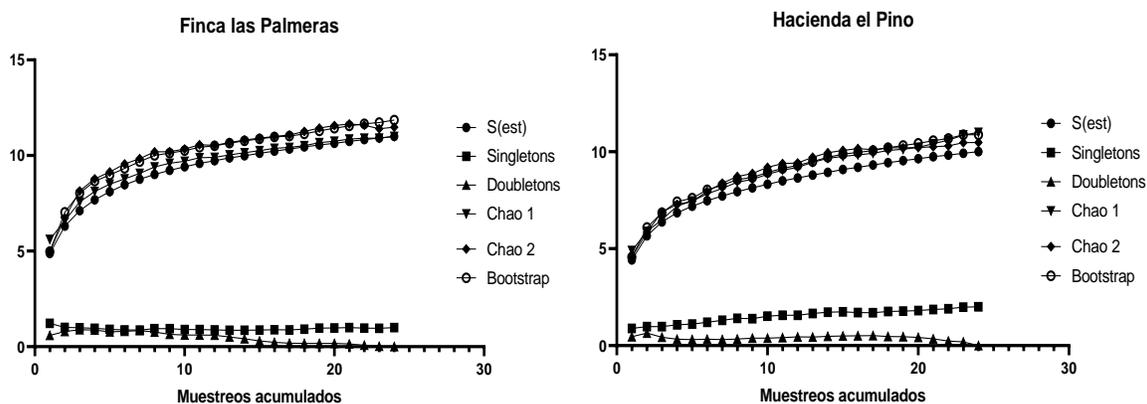


Figura 1. Curvas de acumulación de especies en Finca Palmeras y Hacienda El Pino

Riqueza y abundancia

Se avistaron un total de 3274 individuos pertenecientes a 13 especies (Tabla 1). El análisis de similitud no paramétrica ANOSIM constató que no existen diferencias en la riqueza y abundancia de lagartos entre las dos localidades ($p= 0.01$). A su vez, las especies que predominaron en ambas épocas fueron *Gonatodes albogularis* y *Anolis tropidogaster*, presentes en ambos sitios con el mayor número de individuos.

Tabla 1. Riqueza y abundancia (por área) de especies en dos temporadas climáticas en dos localidades del departamento de Córdoba.

Familia	Especie	Localidades			
		Finca Palmeras		Hacienda El Pino	
		Lluvias	Seca	Lluvias	Seca
<i>Dactyloidae</i>	<i>Anolis auratus</i> (A)	0.1108 (133 indiv.)	0.3050 (366 indiv.)	-	-
	<i>Anolis biporcatus</i> (B)	-	-	0.0008 (1 indiv.)	0.0017 (2 indiv.)
	<i>Anolis gaigei</i> (C)	0.0017 (2 indiv.)	0.0200 (24 indiv.)	0.0033 (4 indiv.)	0.0583 (70 indiv.)
	<i>Anolis tropidogaster</i> (D)	0.0250 (30 indiv.)	0.0458 (55 indiv.)	0.2067 (248 indiv.)	0.5242 (629 indiv.)
<i>Gymnophthalmidae</i>	<i>Gymnophthalmus speciosus</i> (E)	0.0050 (6 indiv.)	0.0017 (2 indiv.)	0.0008 (1 indiv.)	-

	<i>Loxopholis rugiceps</i> (F)	0.0092 (11 indiv.)	0.0617 (74 indiv.)	0.0092 (11 indiv.)	0.0408 (49 indiv.)
	<i>Tretioscincus bifasciatus</i> (G)	-	-	-	0.0008 (1 indiv.)
<i>Phyllodactylidae</i>	<i>Thecadactylus rapicauda</i> (H)	0.0025 (3 indiv.)	0.0042 (5 indiv.)	0.0008 (1 indiv.)	0.0025 (3 indiv.)
<i>Scincidae</i>	<i>Mabuya mabouya</i> (I)	0.0175 (21 indiv.)	0.0300 (36 indiv.)	0.0075 (9 indiv.)	0.0292 (35 indiv.)
<i>Sphaerodactylidae</i>	<i>Gonatodes albogularis</i> (J)	0.2300 (276 indiv.)	0.3850 (462 indiv.)	0.2517 (302 indiv.)	0.3183 (382 indiv.)
	<i>Lepidoblepharis sanctaemartae</i> (K)	-	0.0025 (3 indiv.)	0.0017 (2 indiv.)	0.0092 (11 indiv.)
<i>Teiidae</i>	<i>Ameiva festiva</i> (L)	-	0.0025 (3 indiv.)	-	-
	<i>Cnemidophorus lemniscatus</i> (M)	0.0008 (1 indiv.)	-	-	-
Riqueza		9	10	9	9

De acuerdo con las curvas de rango-abundancia (Figura 2), el orden jerárquico y la distribución de las abundancias presentaron diferencias entre localidades. Se observa que las especies *A. tropidogaster* (D) y *G. albogularis* (J) estuvieron en lo más alto de la jerarquía, estando entre las primeras tres especies más abundantes para cada sitio, las especies *Loxopholis rugiceps* (F) y *Mabuya mabouya* (I) si bien no suponen ser las más abundantes, conservaron la misma posición jerárquica para cada localidad. En la Hacienda El Pino se encontró el mayor número de especies raras (dos especies), por otra parte, individuos de *Ameiva sp* y *Cnemidophorus lemniscatus* pudieron ser avistados entre los primeros metros del bosque y los potreros de la Hacienda El Pino, demostrando su presencia en esta localidad, pero debido a que no se tuvo registro alguno de estas dentro de los transectos trabajados, no fueron incluidas las abundancias en las tablas y gráficas para esta localidad.

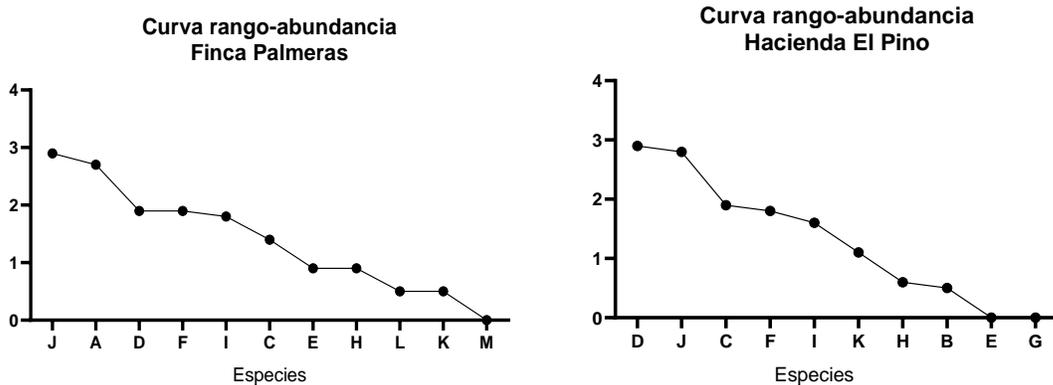


Figura 2. Curvas de Rango-abundancia del ensamblaje de lagartos en dos localidades en el Departamento de Córdoba. *Anolis auratus* (A); *Anolis biporcatus* (B); *Anolis gagei* (C); *Anolis tropidogaster* (D); *Gymnophthalmus speciosus* (E); *Loxopholis rugiceps* (F); *Tretioscincus*

bifasciatus (G); *Thecadactylus rapicauda* (H); *Mabuya mabouya* (I); *Gonatodes albogularis* (J); *Lepidoblepharis sanctaemartae* (K); *Ameiva festiva* (L); *Cnemidophorus lemniscatus* (M)

Microhábitats utilizados por el ensamblaje de lagartos

El suelo y hojarasca fue el microhábitat usado por la mayoría de las especies en la Finca Palmeras, con un total de nueve especies de 11 registradas, seguido de los troncos caídos y los árboles con un total de siete especies dándole uso. En la Hacienda El Pino un mayor número de especies se avistaron en árboles (8 de 10 especies), seguido del suelo y la hojarasca con un total de siete especies de diez registradas (Figura 3.)

En la Finca Palmeras como en la Hacienda El Pino, las especies usan más la hojarasca y suelo, que los troncos caídos. Por otro lado, en la Hacienda El Pino, las lianas y enredaderas resultan ser el tercer microhábitat más usado, junto con los troncos caídos y las palmas de espinas, en la Finca Palmeras, un total cinco especies utilizan la vegetación enredadera, tanto como los árboles muertos y los arbustos, al contrario de la Hacienda El Pino, donde estos dos últimos microhábitats son los que menos especies presentan.

La alta presencia de hierbas y el creciente aumento de árboles cortados, resultado de la tala en Finca Palmeras, demostró que pocas especies son capaces de utilizar estos microhábitats, de hecho la única especie que fue capaz de darles uso a ambos, fue *Anolis auratus*, la cual no demostró presencia en la Hacienda El Pino.

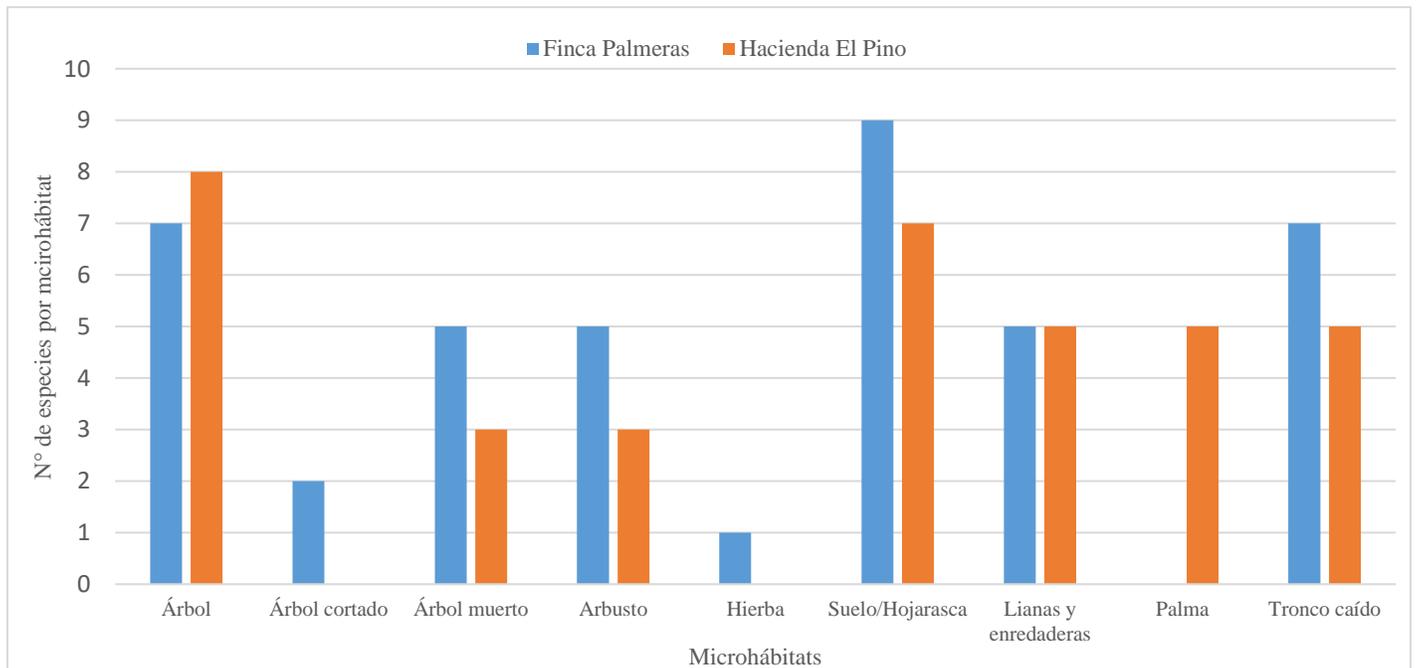


Figura 3. Número de especies que utilizan los distintos microhábitats en dos localidades del Departamento de Córdoba.

En cuanto a la estratificación vertical, se observa que la mayoría de las especies, para ambas localidades, se avistaron en los estratos cero (a ras del suelo) y bajo del bosque (1-50 cm) (Figura 4). El estrato medio (51-150 cm) en la Hacienda El Pino mostró un total de siete especies, siendo, al igual que el estrato bajo, un grupo de alturas muy recurridas por las especies de esta localidad. Caso contrario a la Finca Palmeras. Para ambas localidades el estrato alto (Mayor a 150 cm) fue el que menos número de especies presentó, sin embargo, el número no supone ser muy distante de las identificadas en los demás estratos.

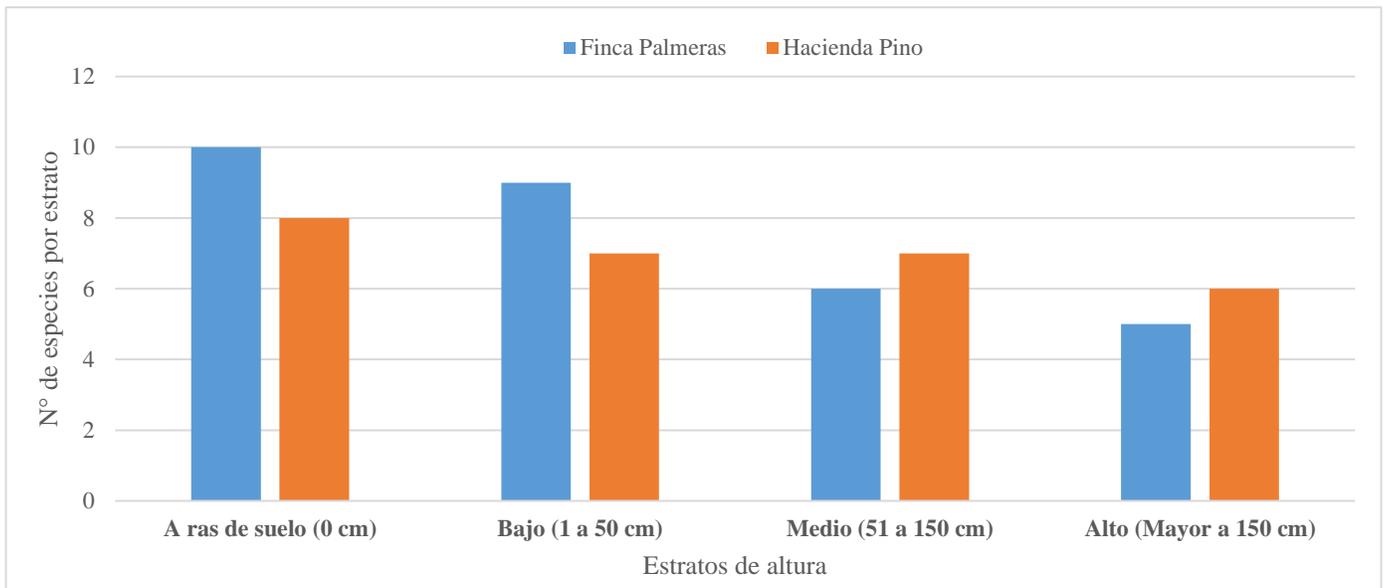


Figura 4. Proporción de individuos (arriba) y número de especies (abajo) registrados por estratos en dos localidades del Departamento de Córdoba.

Variación estacional en el uso del microhábitat

El uso del microhábitat en ambas localidades, fue diferente en cada época climática en la que se realizaron los muestreos. La proporción de usos del microhábitat presenta una variación entre la época de lluvia y seca del año, tanto para la Finca Palmeras ($\chi^2= 15.5$; $gl= 8$; $P < 0.05$), como para la Hacienda El Pino ($\chi^2= 14.1$; $gl= 7$; $P < 0.05$).

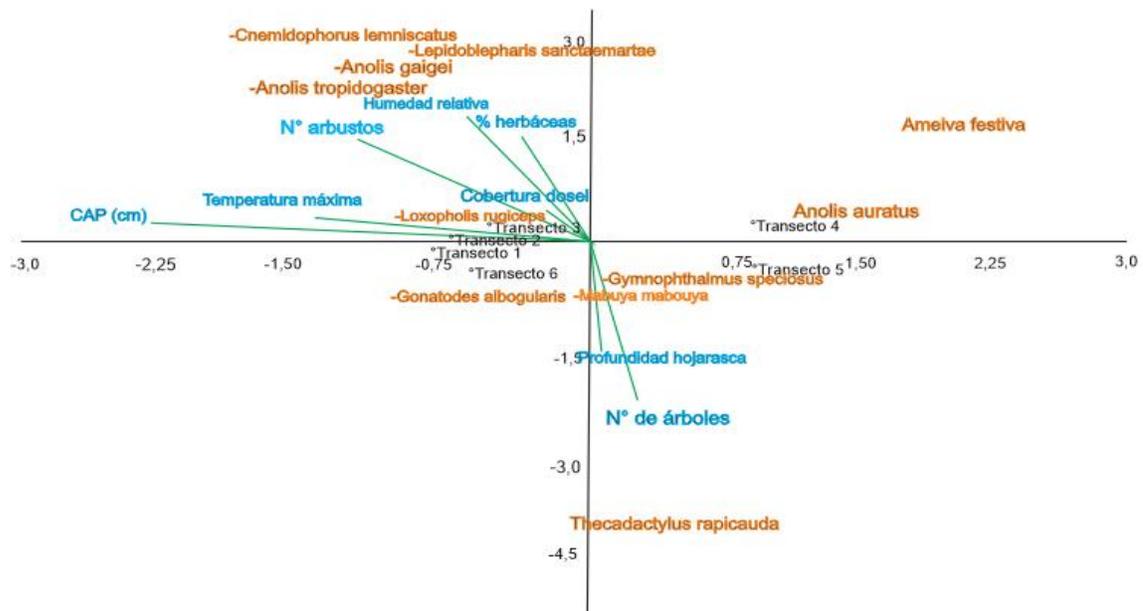


Figura 6. Análisis de correspondencia canónica (CCA) en Finca Palmeras, en el Departamento de Córdoba.

Al relacionar las características del hábitat con la riqueza y abundancia de especies en la Finca Palmeras podemos observar, que existen especies que se relacionan con algunas características del hábitat, por ejemplo, se observa que las especies *Gymnophthalmus speciosus* y *M. mabouya* tuvieron una mayor presencia en los transectos que presentaron una mayor profundidad en la hojarasca. Por otro lado, variables como la humedad relativa y el número de arbustos, se relacionaron con un mayor número de especies respondiendo positivamente. Para especies como *Loxopholis rugiceps* fue la cobertura del dosel quien definió mayormente su presencia.

Las especies que se observan más alejadas en el gráfico, *Lepidoblepharis sanctaemartae*, *C. lemniscatus* y *A. festiva*, debido a los pocos individuos avistados en el muestreo no presentan una relación tan marcada con las variables, a excepción de *A. auratus* quien demostró no depender en gran parte de estas variables, por lo que se relaciona con el transecto en el que se registraron más individuos. Otra especie alejada en el gráfico es *Thecadactylus rapicauda*, sin embargo se observa una pequeña relación con el número de árboles, pudiéndola encontrar en los transectos 4 y 6 para la época de lluvias y en el transecto 5 para la época seca, transectos que se caracterizaron por tener una mayor proporción de árboles. Cabe aclarar que en época seca, para el transecto 4 no se detectó presencia de esta especie, misma época en la que junto con el transecto 3, sufrirían cambios físicos de origen antrópico.

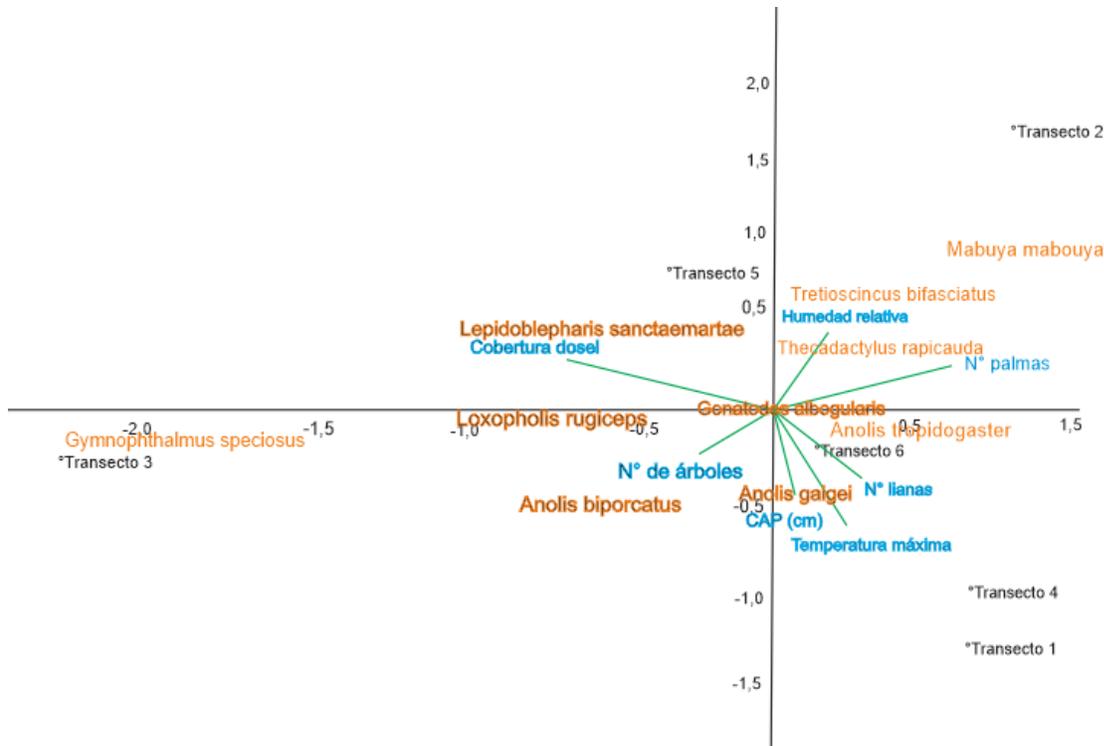


Figura 7. Análisis de correspondencia canónico (CCA) en la Hacienda El Pino, en el Departamento de Córdoba.

Para la Hacienda El Pino, se observa que al igual que en Finca Palmeras, la presencia de *L. rugiceps* y ahora de *L. sanctaemartae* guardan relación con la cobertura del dosel, mostrando mayor presencia en sitios con menos proporción de claros, mientras que la presencia de *A. tropidogaster* y se asocia con el número de palmas y de lianas. *G. albogularis* demuestra predominancia en esta localidad al observarse en la parte central del gráfico, mostrando poca afectación por la variación de las características del hábitat y del ambiente en cada transecto. *Anolis biporcatus* se aprecia guardando mayor relación con el número de árboles, recordando así que es una especie arborícola que prefiere los estratos altos del bosque. *Anolis gagei* demuestra estar más relacionada con transectos donde el promedio de CAP promedio de los árboles fue mayor, junto con el número de lianas y no tanto por la presencia de palmas, como *A. tropidogaster*. *M. mabouya* se relacionó más con la variable de humedad junto con *T. rapicauda*. La especie *G. speciosus* debido a que sólo se registró un individuo durante toda la investigación, no se puede apreciar alguna relación con las variables tomadas, sólo con el transecto donde se avistó, tratándose del mismo caso, la especie *T. bifasciatus* sólo tuvo relación con el transecto 5.

Discusión

Riqueza y abundancia de lagartos

En este estudio se registró más del 50% de la riqueza de lagartos reportada para bosque seco tropical en Córdoba (Carvajal & Urbina, 2008), y para otras zonas de la región Caribe (Medina, 2011). En total 13 de las 36 especies de lagartos reportadas para el departamento de Córdoba (Ballesteros & Linares, 2015), demostrando que a pesar de ser pequeños fragmentos, los remanentes de bosque seco en Córdoba tienen una alta representatividad y capacidad para albergar buen número de especies.

En general, la riqueza y abundancia de lagartos fue similar en ambos fragmentos. Sin embargo, la composición de especies mostró variaciones dentro de cada uno, que parecen estar relacionadas con las características estructurales del hábitat. En la Finca Palmeras, el fragmento de bosque es más heterogéneo con una alta proporción de áreas abiertas y transformadas. En la Hacienda El Pino, el fragmento de bosque está en mejor estado de conservación y es más uniforme, mostrando poca variación en la estructura de la vegetación entre transectos; esto podría suponer una distribución de los recursos más uniforme al igual que la composición de especies dentro de los mismos. Sin embargo, la similaridad en la riqueza y abundancia de especies entre localidades, nos lleva a analizar, desde una perspectiva histórica, que las especies reportadas para la matriz de Bs-T, sufren procesos de divergencia local por causa de la variación histórica de recursos (Pianka, 1973; Schoener, 1974; Toft, 1985; Araújo, 1994; Vitt et al. 1999, Vitt & Pianka 2005), dicha variación, producto de la pérdida de coberturas vegetales, en este caso para la Finca Palmeras, estaría afectando la disponibilidad, abundancia y riqueza del recurso disponible (Carvajal & Urbina 2008), estos cambios provocan efectos negativos en especies más sensibles, encontrándole razón, al porqué especies como *T. bifasciatus* muestran su ausencia en la Finca Palmeras, este es un lagarto común de sitios que ofrecen una alta humedad relativa (Dueñez et al. 2004; Moreno et al. 2009), también se nota la ausencia de *A. biporcatus* ya que debido a su hábito de vida arborícola, depende en gran medida de la densidad de árboles. Las variables del hábitat tomadas en cada localidad, demuestran la poca oferta de árboles y la variación abrupta de humedad en la Finca Palmeras, por eso imposibilita la presencia de estas especies. Esta diferencia en las variables del hábitat, también provocó que especies como *A. tropidogaster*, *A. gaigei*, *G. speciosus*, *L. rugiceps* y *T. rapicauda* se limitaron a transectos con una estructura vegetal más compleja y remanentes con mayor madurez, mientras que para la Hacienda El Pino era posible avistar individuos de las anteriores especies en cualquiera de los transectos. Por otra parte, la ausencia de áreas abiertas y vegetación de borde en el área trabajada para esta localidad, fue causante de que la especie *A. auratus*, quien se caracteriza por establecerse muy bien en zonas abiertas y transformadas (Losos, 1992 & Losos, 2015), no se haya registrado. La alta abundancia de *G. albogularis* en ambas localidades, confirma que es una especie que puede estar restringidas a bosques conservados en algunas regiones, mientras que en otras, sus poblaciones pueden habitar exclusivamente matrices antropogénicas (Schneider et al. 2016).

Uso del microhábitat

El uso del microhábitat fue diferente entre localidades por parte de las especies, se evidencia que *A. tropidogaster* y *A. gaigei* dieron uso a diferentes microhábitats entre la Finca Palmeras, donde se observaron individuos dándole un uso mayoritario a árboles y arbustos de baja altura, tanto como el suelo y hojarasca, mientras que en la Hacienda El Pino, recurrieron en mayor proporción al uso de lianas y vegetación enredadera seguido de los árboles, a los cuales se registró un uso constante. Esta variación se podría atribuir a la abrumadora diferencia entre la proporción de árboles entre localidades, los cuáles propician asociaciones con la vegetación enredadera. Brehm & Mortelliti,

2021, argumentan que el uso extendido de la tierra tiene un impacto sobre las características claves del hábitat, y de cómo algunos individuos de una población pueden responder de diferente forma a la selección de microhábitats, recordando que el área en Finca Palmeras ha sido mayormente intervenido, se puede deducir, que estas especies poseen requerimientos menos específicos y resultan capaces de tolerar los cambios en la oferta de microhábitats entre localidades, dándole uso a una amplia variedad de perchas. Por otra parte, las especies *L. sanctaemartae* y *L. rugiceps* usan el suelo y la hojarasca por excelencia (Atencia, et al. 2020), aprovechando también troncos caídos y el espacio entre raíces de los árboles (Dueñez et al. 2004; Moreno-Arias et al. 2009; Narvaez & Trefaut-Rodriguez 2009; Medina-Rangel et al. 2011; Acosta 2012; Romero-Matínez & Lynch 2012; Paternina-H et al. 2013; Angarita-M et al. 2015), al igual que otras especies como *M. mabouya*, que son capaces de utilizar el suelo y microhábitats asociados a este, lo cual se pudo registrar en ambas localidades. Confirmando lo documentado por Muñoz & Vargas (datos no publicados), quienes encuentran que para matrices de Bs-T del César y Magdalena, el suelo, el cual está compuesto principalmente por arena/tierra, es el sustrato más usado por parte de reptiles. La especie *A. auratus* mostró una variación en el uso de microhábitat, consecuentemente por los cambios que se realizaron en transectos de áreas abiertas, si bien demuestra un uso mayoritario a la vegetación herbácea, durante el segundo muestreo el cual fue realizado en la época seca, la reducción de la cobertura y altura de herbáceas, el aumento de hojarasca y del número de árboles cortados, supuso un cambio estructural del terreno, sin embargo, pudo dar uso sin ninguna dificultad a este espacio, además apreciándose en altas abundancias, demostrando aptitudes de tolerancia al disturbio y la transformación del hábitat (Losos, 1992 & Losos, 2015).

Por otro lado, la presencia de algunos microhábitats exclusivos puede resultar beneficioso para el ensamblaje, las palmas espinosas encontradas únicamente en el bosque de la Hacienda El Pino, las cuales demuestran ser usadas por más de la mitad de las especies registradas para la zona, y aunque el porcentaje de usos por los individuos no se compare con los datos a los árboles, lianas y el suelo, sin duda aporta al ensamblaje sitios disponibles y que de la misma forma podría estar actuando sobre la competencia por el espacio. *M. mabouya* se le avistó usar constantemente este microhábitat.

Variación espacial y estacional entre localidades

La variación en la estructura física del hábitat entre épocas climáticas, supone que las especies exploten de diferente forma recursos como el microhábitat. Esta variación por temporadas resulto más influyente para especies, como *L. rugiceps* y *L. sanctaemartae* observadas en mayor abundancia durante la época seca en transectos que presentaron una mayor profundidad en hojarasca y una mayor cobertura del dosel, debido a que este evita que estas alcancen límites críticos de temperatura (Huey et al. 2009), por lo que, según Atencia et al, 2020 tienen una relación negativa con las altas temperaturas en horas del mediodía, debido a que se trata de lagartijas pequeñas, a las cuales la variación térmica les supone una afectación en sus actividades diarias, por la tendencia de perder más energía mientras la talla sea más reducida, a diferencia de especies con mayor robustez (Hatano et al. 2001; Huey et al. 2009), Por lo que gracias a que en épocas de sequía el porcentaje y profundidad de hojarasca aumenta, como también la proporción de claros, un mayor número de individuos posiblemente coincidan en áreas que les considere escapar de altas temperaturas, aumentando la detección de estas lagartijas, para este trabajo.

Finca Palmeras se observó una reducción en el número de especies avistadas en las áreas abiertas, especialmente en época seca. Esto debido quizás a la reducción en cobertura y altura de herbáceas, disminuyendo el contacto con parches de bosque presente (Carvajal, 2014), que lleva a la disminución de recursos básicos para estos organismos de forma temporal, seccionado por la estacionalidad del

año (Cáceres & Urbina, 2009), como la sombra, la humedad, la oferta de alimento, y posiblemente también limita el flujo de individuos entre hábitats como pastizales y bosques (Rojas et al. 2016).

En la Hacienda el Pino el estrato bajo y medio registraron ser muy frecuentados por los individuos, se observó para ambas temporadas resultados similares, ya que, la época seca para esta localidad no supuso cambios físicos drásticos en la vegetación, de esta forma el hábitat ofrece oportunidades estables durante gran parte del año, gracias a la complejidad vertical y horizontal del bosque (Dias & Rocha 2013), esto se traduce como un potenciador para el ensamblaje de lagartos en esta localidad, porque la detección de especies es mayor en áreas más reducidas en comparación con Finca Palmeras, donde algunas especies dejaron de avistarse en transectos impactados por la época seca.

La diferencia de resultados entre estaciones se puede entender teniendo en cuenta todas las variables ambientales y características del hábitat actuando de manera conjunta, por lo que podemos atribuir que el uso del microhábitat depende de la estructura vegetal y sus variaciones entre épocas climáticas, logrando que algunas especies puedan modificar su escogencia de perchas entre localidades, debido a que estas variaciones actúan sobre la oferta de microhábitats (Hatano et al. 2001, Ribeiro et al. 2008). Ocasionando reacciones positivas y negativas dependiendo la especie en cuestión, en algunos casos aumentan su número de individuos en un área determinada (*A. auratus*, *A. tropidogaster*, *G. albogularis*), lo que produciría que la demanda de microhábitats aumente; y de esta forma la frecuencia de usos de determinado microhábitat sea mayor o se reduzca.

Conclusión

Los cambios que sufrió la estructura de la vegetación del fragmento de bosque en la Finca Palmeras durante la época seca, a causa de actividades antrópicas, se tradujo en una diferencia de la composición del ensamblaje de lagartos, teniendo un efecto negativo sobre la riqueza de lagartijas en áreas abiertas, provocando así una disminución en el número de especies. Por otro lado, especies tolerantes al disturbio, como *A. auratus*, pueden moldear su uso del microhábitat y estratos de altura usados, pudiendo aclimatarse a condiciones estresantes.

La madurez del bosque en la Hacienda El Pino ofrece una mayor complejidad al hábitat de forma horizontal y vertical, este sufrió poca variación entre épocas climáticas, pudiéndose encontrar una mayor oferta de microhábitats y logrando un mayor albergue de especies en áreas más reducidas.

Bibliografía

1. Alvarez, N., Campos, M., Hernández, A., Delgado, J. A. C., Román, F. & Aide, T. M. (2016). *Impacts of small-scale gold mining on birds and anurans near the Tambopata Natural Reserve, Peru, assessed using passive acoustic monitoring*. Tropical Conservation Science, 9, 832–851.
2. Araújo A.F.B. (1994). *Comunidades de lagartos brasileiros*. Herpetologia no Brasil, Belo Horizonte: Biodiversitas, Minas Gerais, Brasil, p. 58-68.
3. Atencia, P.L., Castillo, C.J. & Montes, L.F. (2020). *Use of microhabitat and activity patterns of two lizard species from a seasonal dry forest in northern Colombia*. Neotropical Biology and Conservation 15(2): 153–164.
4. Ballesteros, J. y Linares, J. C. (2015). *Fauna de Córdoba, Colombia*. Grupo de investigación Biodiversidad Unicórdoba. Facultad de Ciencias Básicas. Fondo Editorial Universidad de Córdoba. Colombia. 324 p
5. Belyea, L.R. & Lancaster, J. (1999). *Assembly Rules Within a Contingent Ecology*. Oikos. 402-416.

6. Booth, B.D. & Swanton, C.J. (2002). *Assembly theory applied to weed communities*. *Weed Science*, 2-13.
7. Brehm, A. & Mortelliti, A. (2021). *Land-use change alters associations between personality and microhabitat selection*. *Ecological applications*.
8. Brown, J.L. & Orians, G.H. (1970) *Spacing patterns in mobile animals*. *Annual Review of Ecology and Systematics* 1: 183-199.
9. Cáceres, S. & Urbina, J.N. (2009). *Ensamblajes de anuros de sistemas productivos y bosques en el piedemonte llanero, Departamento del Meta, Colombia*. *Caldasia* 31(1): 175-194.
10. Carvajal, J.E. & Urbina J.N. (2008). *Patrones de Diversidad y Composición de Reptiles en Fragmentos de Bosque Seco Tropical en Córdoba, Colombia*. *Tropical Conservation Science*, 1(4):397-416.
11. Carvajal, J.E. (2014). *Evaluación A Múltiples Escalas de los Efectos de la Transformación del Paisaje Sobre los Ensamblajes de Reptiles en Localidades de la Región Caribe Colombiana* (Tesis doctorado). Bogotá: Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia. p. 136.
12. Cuarón, A. D. (2000). *A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals*. *Conservation Biology*, 14, 1574–1579.
13. Dias, J.R & Rocha F.D. (2013): *Habitat Structural Effect on Squamata Fauna of the Restinga Ecosystem in Northeastern Brazil*. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 86(1): 359-371.
14. Dueñez, F., Muñoz, J. & Ramírez, M.P. (2004): *Herpetofauna del corregimiento Botillero (El Banco, Magdalena) en la depresión Momposina de la región Caribe colombiana*. *Actualidades Biológicas* 26: 161–170.
15. García, H., Corzo, G., Isaacs, P. & Etter, A. (2014). *Distribución y estado actual de los remanentes del bioma de bosque seco tropical en Colombia: insumos para su gestión*. In: Pizano C, García H (Eds) *El Bosque Seco Tropical en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, Colombia, 228–251.
16. Gonthier, D.J., Ennis, K.K., Farinas, S., Hsieh, H.Y., Iverson, A.L., Batáry, P. & Perfecto, I. (2014). *Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach*. *Proceedings of the Royal Society B*, 281, 20141358.
17. Gysel, L.W & Lyon, L.J. (1987): *Análisis y evaluación de hábitat*. Págs. 321-343. En: Rodríguez-Tarrés, R. (Ed). *Manual de Técnicas de Gestión de Vida Silvestre*. Wildlife Society, Maryland.
18. Hall, L.S., Krausman, P.R. & Morrison, M.L. (1997): *The habitat concept and a plea for standard terminology*. *Wildlife Society Bulletin* 25: 173–182.
19. Hatano, F.H., Vrcibradic, D., Galdino, C.A.B., Cunha-Barros, M., Rocha, C.F.D. & Van Sluys, M. (2001). *Thermal ecology and activity patterns of the lizard community of the restinga of Jurubatiba, Macaé, RJ*. *Revista Brasileira de Biologia* 61(2): 287–294.
20. Hobbs, R. J., Higgs, E. & Harris, J. A. (2009). *Novel ecosystems: Implications for conservation and restoration*. *Trends in Ecology & Evolution*, 24, 599–605.
21. Huey, R.B., Deutsch, C.A., Tewksbury, J.J., Vitt, L.J., Hertz, P.E. & Pérez HJA (2009) *Why tropical forest lizards are vulnerable to climate warming*. *Proceedings. Biological Sciences* 276(1664): 1939–1948.
22. Jones, K.B. (1981). *Effects of grazing on lizard abundance and diversity in Western Arizona*. *The Southwestern Naturalist*, 26, 107–115.
23. Lima, S.L. & Dill, L.M. (1990) *Behavioral decisions made under the risk of predation: A review and prospectus*. *Canadian Journal of Zoology* 68: 619-640.
24. Loehle, C. (1990) *Home range: A fractal approach*. *Landscape Ecology* 5: 39-52.
25. Losos, J. B. (1992). *The evolution of convergent structure in Caribbean Anolis communities*. *Systematic Biology* 41:403–420.
26. Losos (2015) <http://www.anoleannals.org/2015/02/19/geographic-variation-in-themainland-grass-anole-anolis-auratus/>
27. Magurran, A. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing

28. Medina, G. (2011). *Diversidad alfa y beta de la comunidad de reptiles en el Complejo Cenagoso de Zapatoza, Colombia*. Rev Biol Trop. 59(2):935-968.
29. Moreno, R.A., Medina, G.F., Carvajal, J.E. & Castaño, O.V. (2009): *Herpetofauna de la Serranía de Perijá*. Págs. 449-470. En: Rangel-Ch, J.O. (Ed). *Colombia Diversidad Biótica VIII: Media y Baja Montaña de la Serranía de Perijá*. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia-CORPOCESAR, Bogotá.
30. Morrison, M.L., Marcot, B.G. & Mannan, R.W. (1999): *Wildlife–Habitat Relationships: Concepts and Applications*. 2th edition. The University of Wisconsin Press
31. Nemes, S., Vogrin, M., Hartel, T. & Öllerer, K. (2006). *Habitat selection at the sand lizard (Lacerta agilis): ontogenetic shifts*. Northwestern Journal of Zoology, 2: 17-26.
32. Perry, G. & Garland, T. (2002) *Lizard home ranges revisited: Effects of sex, body size, diet, hábitat and phylogeny*. Ecology 83: 1870-1885.
33. Pianka E.R. (1973). *The structure of lizard communities*. Ann Rev Ecol Syst 4: 53-74.
34. Ribeiro, S.C., Ferreira, F.S., Brito, S.V., Santana, G.G., Vieira, W.L.S., Alves, R.R.N. & Almeida, W.O. (2008): *The Squamata fauna of the Chapada do Araripe, northeastern Brazil*. Cadernos de Cultura e Ciência 2: 67-76.
35. Rojas, L.E., Carvajal, J.E. & Cabrejo, J.A. (2016). *Reptiles del bosque seco estacional en el Caribe Colombiano: distribución de los hábitats y del recurso alimentario*. Acta biol. Colomb. 2016;21(2):365-377.
36. Schneider, L., Lefebvre, V., Ewers, R.M., Medina, G.F., Peres, C.A., Somarriba, E., Urbina, J.N. & Pfeifer, M. (2016): *Abundance signals of amphibians and reptiles indicate strong edge effects in Neotropical fragmented forest landscapes*. Biological Conservation 200: 207–215
37. Schoener T.W. (1974). *Resource Partitioning in Ecological Communities*. Science 185: 27-39.
38. Stone, P.A. & Baird, T.A. (2002) *Estimating lizard home range: The Rose Model revisited*. Journal of Herpetology 36: 427-436.
39. Thompson, M.E., Nowakowski, A.J. & Donnelly, M.A. (2016). *The importance of defining focal assemblages when evaluating amphibian and reptile responses to land use*. Conservation Biology, 30, 249–258.
40. Toft C.A. (1985). *Resource partitioning in amphibians and reptiles*. Copeia 1985: 1-20.
41. Townsend, C.R. (1991). *Exotic Species Management and the Need for a Theory of Invasion Ecology*. New Zealand Journal of ecology. 1-15.
42. Vitt, L.J., Caldwell, J.P., Zani, P.A. & Titus, T.A. (1997). *The role of habitat shifts in the evolution of lizards morphology: Evidence from tropical Tropicurus*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 94: 3828-3832
43. Wong, B.M. & Candolin, U. (2015). *Behavioral responses to changing environments*. Behavioral Ecology, 26, 665–673.
44. Vitt L.J., Zani P.A. & Espósito M.C. (1999). *Historical ecology of Amazonian lizards: implications for community ecology*. Oikos 87: 286-294.
45. Vitt L.J. & Pianka E.R. (2005). *Deep history impacts present day ecology and biodiversity*. PNAS USA 102: 7877-7881.