

## Research Article

# PATRONES DE DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN DE REPTILES EN FRAGMENTOS DE BOSQUE SECO TROPICAL EN CÓRDOBA, COLOMBIA

Juan E. Carvajal-Cogollo<sup>1</sup> y J. Nicolás Urbina-Cardona<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Grupo Biodiversidad y Conservación, línea reptiles, Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Apartado 7495, Bogotá, D.C., Colombia. E-mail: [juancarvajalc@gmail.com](mailto:juancarvajalc@gmail.com)

<sup>2</sup>Museo de Zoología "Alfonso L. Herrera", Departamento de Biología Evolutiva, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, UNAM. México DF 04510. E-mail: [nurbina@yahoo.com](mailto:nurbina@yahoo.com)

### Resumen

El bosque seco tropical es uno de los ecosistemas más amenazado del planeta y los reptiles que alberga han sido pobremente estudiados. En seis fragmentos de bosque seco tropical (con un área entre 7 y 84 ha) rodeados por potrero, se muestrearon reptiles durante el día y la noche, en tres temporadas a lo largo de 120 transectos lineales. Se encontró mayor riqueza de especies en los fragmentos de mayor área pero la relación "número de especies-área del fragmento" se perdió a medida que los estimadores de riqueza predijeron mayor número de especies en el ensamble. La abundancia total de reptiles y la composición de especies no varió en relación al área del fragmento pero el fragmento de mayor área presentó el mayor número de especies exclusivas. El mayor recambio de especies se dio entre los fragmentos grandes y los pequeños. El tamaño del fragmento claramente afectó a *Anolis vittigerus*, lagarto que hasta el momento no se encuentra incluido en las categorías de riesgo de la UICN. Más del 70% de las especies encontradas son raras (abundancia < a 4 individuos) por lo cual es necesario realizar estudios poblacionales intensivos para poder conocer la respuesta de las especies crípticas a la pérdida y fragmentación del hábitat.

**Palabras clave:** Bosque seco tropical, pérdida de hábitat, diversidad de reptiles, patrones de abundancia, tamaño de fragmento.

### Abstract

Tropical dry forest is the most threatened ecosystem around the World and reptiles, as a group, are the least studied of vertebrates. Along 120 transects in six tropical dry forest fragments (between 7 and 84 ha) surrounded by pastures, reptiles were sampled three times during three field seasons using equal day and night efforts. We recorded the highest reptile richness in larger forest fragments but species-area relationship was not apparent when richness estimators predicted more species number in the ensemble. Total abundance and composition in the reptile assemblage did not change along fragment area gradient but larger fragment presented higher number of fragment-exclusive species. The greatest amount of species exchange was between larger and smaller forest fragments. Fragment size clearly affected the lizard *Anolis vittigerus* but this species is not included in the IUCN threatened categories although habitat loss is the most important factor affecting reptiles' decline. More than 70% of reptiles are rare species (with < 4 individuals) within the ensemble and is important to increase studies of population ecology to identify the response of cryptic species responses to habitat loss and fragmentation.

**Keywords:** Tropical dry forest, habitat loss, reptile diversity, abundance patterns, patch size

Received: 8 June, 2008; Accepted: 25 July, 2008, Published: 1 September, 2008

**Copyright:** © 2008 Juan E. Carvajal-Cogollo and J. Nicolás Urbina-Cardona. 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:** Carvajal-Cogollo, J. E. and Urbina-Cardona, J. N. 2008. Patrones de diversidad y composición de reptiles en fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba, Colombia. *Tropical Conservation Science* Vol.1 (4): 397-416. Available online: [www.tropicalconservationscience.org](http://www.tropicalconservationscience.org)

## Introducción

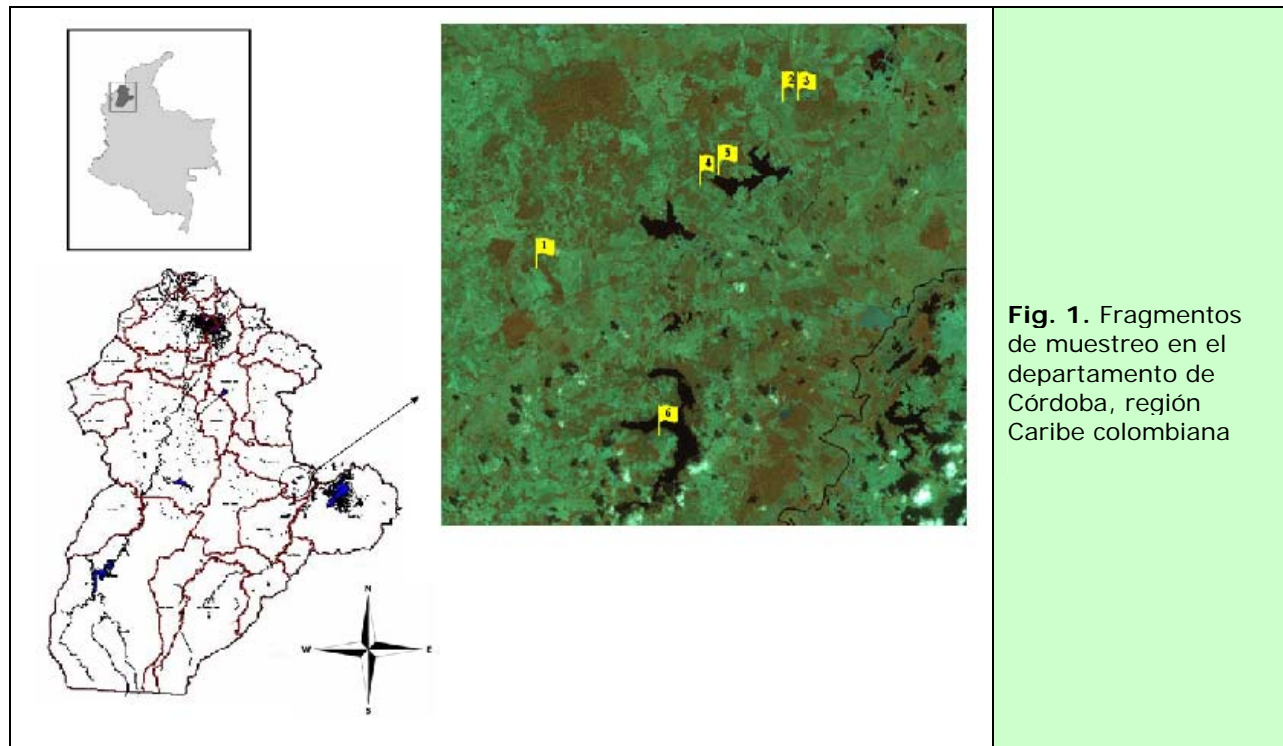
La rápida extensión de las actividades humanas a lo largo del planeta y la elevada tasa con la que se extiende la frontera agrícola y ganadera, transforman los ecosistemas naturales en paisajes fragmentados y generan la extinción masiva y acelerada de especies, poniendo en riesgo la funcionalidad y estabilidad de todos los ecosistemas del planeta [1-2]. La fragmentación de hábitat es definida como un proceso que resulta en la transformación de extensas secciones de vegetación nativa en fragmentos de hábitat de composición heterogénea, aislados uno del otro por una matriz de hábitat antropogénico diferente al original [3-6]. Esta matriz es más agresiva con la herpetofauna cuando presenta baja estructura en complejidad y heterogeneidad vegetal (e.g. potreros o monocultivos), debido a que limita la dispersión de las especies e incrementa los efectos de borde afectando drásticamente la dinámica temporal de los fragmentos [7-8].

Algunos reptiles, por sus características fisiológicas y biológicas, son muy sensibles a las modificaciones que se dan en el medio natural y por eso son organismos ideales para detectar los efectos de la pérdida de hábitat de manera temporal y espacial [9]. La transformación masiva de bosque en potreros afecta a la herpetofauna debido a que los fragmentos de hábitat remanente presentan: reducción en el área disponible [10-13], pérdida de calidad del hábitat [14] y aumento en la perturbación antropogénica [15-17]. De manera general las especies de reptiles que evitan los potreros tienden a ser más vulnerables a procesos de extinción debido a los efectos del borde y a la pérdida y fragmentación del hábitat [9, 14].

Por lo menos el 25% de los reptiles se encuentra amenazado de extinción [1,7] y los trópicos albergan más de la mitad de los reptiles del mundo [18]. Sin embargo, en el trópico solo existen 17 publicaciones sobre los efectos de la pérdida del hábitat en reptiles, y el total mundial no llega ni al 3% de la literatura para los vertebrados terrestres [19]. Los pocos estudios que se han realizado en reptiles tropicales se han llevado a cabo en zonas de vida de bosque húmedo y de montaña [9-10, 12, 14, 16-17, 20-22]. El bosque seco neotropical se encuentra seriamente amenazado por la deforestación y los cambios en el uso del suelo [23] y es el ecosistema más amenazado del planeta [24]. Recientemente Suazo-Ortuño y colaboradores [25] encontraron que los lagartos presentan mayor abundancia y riqueza en bosques perturbados debido posiblemente al incremento en la disponibilidad de alimento y lugares para termorregular. Por su parte Calderón-Mandujano y colaboradores [26] encontraron que la composición y abundancia de reptiles están fuertemente influenciadas por el tiempo de regeneración del bosque seco, más que por la estructura vegetal del mismo. Sin embargo, aun hace falta mucha información para evidenciar un patrón general en la respuesta de los reptiles ante la pérdida del hábitat.

En Colombia los estudios en reptiles se han enfocado a realizar inventarios de especies y solo algunos trabajos en el país abordan el tema de la pérdida del hábitat y la perturbación antropogénica [16, 27-28]: Vargas y Bolaños [27] encontraron que la composición y estructura de la comunidad de reptiles en selvas varía notablemente entre los hábitats boscosos y los cultivos, siendo estos últimos los que más que especies alberga; Urbina-Cardona y Londoño [16] determinaron que la distribución de las especies en áreas abiertas (*Boa constrictor*, *Basiliscus galeritus* y *Ameiva bridgesii*) se encuentra fuertemente asociada a la temperatura del hábitat, mientras que las especies de áreas selváticas se encuentran relacionadas con la cobertura vegetal (dosel, arbustiva y herbácea) y la humedad relativa; finalmente Urbina-Cardona y colaboradores [17] identificaron que en las selvas existe una relación dinámica entre el uso de hábitats con diferente grado de perturbación antropogénica por parte de las serpientes y la temporada climática del año.

El presente representa el primer trabajo sobre los efectos de la pérdida del bosque seco tropical en reptiles para Colombia, y uno de los primeros trabajos para el neotrópico. Tener una medida de la diversidad (composición y estructura) de las comunidades en diferentes unidades de paisaje proporciona herramientas para la toma de decisiones, para emitir recomendaciones a favor de la conservación de taxones amenazados y para monitorear el efecto de las perturbaciones en el ambiente [29]. Para una mejor comprensión de la biodiversidad a la escala de paisaje, en este estudio separamos la diversidad de reptiles en tres componentes, siguiendo a Whittaker [30]: (1) la diversidad Alfa, hace referencia al número de especies de un fragmento; (2) la diversidad Beta, es el recambio de especies entre diferentes fragmentos de bosque; y (3) la diversidad a nivel del paisaje, que es el número total de reptiles en los fragmentos de bosque seco. Se determinaron los patrones de abundancia y de composición de reptiles a lo largo de seis fragmentos con distinto tamaño.



## Métodos

### *Área de estudio*

La región Caribe colombiana posee un área aproximada de 142.000 km<sup>2</sup> (12% del territorio nacional) en la cual se hallan conjugados varios tipos de vegetación, tales como: manglares, formaciones de playa, cardonales, bosque húmedo de colinas y bosque seco tropical [31]. El bosque seco tropical es la formación más ampliamente distribuida en la región costera y a su vez es la más amenazada por la deforestación [32-36]. En el departamento de Córdoba, que hace parte de esta región, el cambio de uso del suelo para agricultura, y en especial la "vocación ganadera" de sus tierras, declarada por sus terratenientes, ha causado una grave devastación del bosques seco [37]. Según la CVS-DANE-SISAC [38], el territorio cordobés tiene un 61.3% de la superficie dedicada a pastos y forrajes y solo un 2.7% de bosques naturales, y presenta una pérdida drástica de la cobertura original del bosque seco. En la actualidad solo quedan algunos fragmentos de bosque rodeados por hábitats de potrero en los cuales se practica la entresaca selectiva de madera.

El presente estudio se realizó en el municipio de Pueblo Nuevo, departamento de Córdoba (Fig. 1), en fragmentos de bosques seco tropical localizados en la cuenca media del río San Jorge, entre las serranías de San Jerónimo y Ayapel (8° 17` 28" - 8°25'7" N y 75° 3` 37" - 75°21'22" W), en la zona de bosque seco tropical [35]. El patrón de distribución de las lluvias es de tipo unimodal-biestacional con promedio de precipitación anual de 2044.8 mm [36]. El clima es semiseco con una reducción considerable de la precipitación durante la época de verano. Durante el periodo de muestreo el promedio de lluvias fue de 2285.7 mm, con un pico máximo entre abril y octubre y una época seca de noviembre a marzo.

### *Diseño y muestreos*

Durante la investigación se muestrearon seis fragmentos de bosque, con áreas entre 6.8 y 84.4ha (Fig. 2, Tabla 1), escogidos mediante el uso de imágenes de satélite y visitas previas al área de estudio. Para los fragmentos grandes se dispusieron 24 transectos y para los pequeños 16 transectos, para un total de 120 transectos lineales de 50m x 2m en el área de estudio.

**Tabla 1.** Caracterización de los seis fragmentos de bosque seco muestreados en el municipio de Pueblo Nuevo, departamento de Córdoba. Los códigos de los fragmentos fueron ordenados de manera ascendente según su área.

Fragmento	Área (ha)	Perímetro (km)	Altitud (m.s.n.m)	COORDENADAS	
				N	W
1	84.4	4.1	54	8°24'06"	75°22'20"
2	37	2	38	8°24'06"	75°22'20"
3	25	1	38	8°28'18"	75°16'46"
4	18.4	1.8	52	8°26'57"	75°18'53"
5	6.9	1.1	55	8°26'28"	75°16'43"
6	6.8	1.4	51	8°20'28"	75°19'27"



Se realizaron tres salidas de campo con una duración de 15 días cada una, en los meses de mayo y agosto de 2006, durante la época de lluvias y en diciembre de 2006, durante la época seca. La búsqueda de reptiles se llevó a cabo por la técnica de encuentros visuales [39] en transectos lineales replicados a lo largo del paisaje [14]. Cada día el primer autor muestreó ocho transectos, cada uno durante 25 minutos por la mañana y 25 minutos por la noche. El esfuerzo de muestreo para todo el estudio fue de 300 horas/hombre. Para evitar sobrestimar la abundancia dentro de una misma salida, los ejemplares capturados en el muestreo diurno a lo largo de los transectos fueron marcados con barniz de uñas escarchado, para no recapturarlos en el muestreo nocturno subsiguiente. Las especies fueron identificadas en el área de estudio con la ayuda guías de campo y claves taxonómicas [40-41].



**Fig. 2.** Fragmentos de bosque seco muestreados en el departamento de Córdoba, región Caribe colombiana (Fotos: J. O. Rangel-Ch).

#### *Análisis de Datos*

Se realizaron curvas de acumulación de especies a lo largo de los muestreos para comparar la riqueza de serpientes y lagartos en el paisaje. Se realizó una predicción de la riqueza específica, para cada fragmento y a nivel del paisaje, como una función de la acumulación de especies [42] por medio de los estimadores de riqueza no paramétricos Jackknife 1 y Jackknife 2 y Bootstrap. Se usaron los estimadores de Jackknife 1 y 2 ya que no asumen

homogeneidad ambiental en la muestra y el Bootstrap por que arroja resultados más precisos al estimar la riqueza de ensamblajes con gran cantidad de especies raras [43-44].

La diversidad Alfa se consideró como el número de especies en cada fragmento. Para comparar la composición, abundancia y la uniformidad de especies entre los fragmentos se realizaron gráficas de rango-abundancia en el programa Statistica [45, 46].

Para detectar diferencias estadísticas en la composición de reptiles entre fragmentos se realizó un análisis de similitud no paramétrico de dos vías (subrutina ANOSIM) en el paquete estadístico PRIMER [47] basado en el índice de disimilitud de Bray-Curtis que tiene en cuenta la composición y abundancia de las especies. El ANOSIM es una prueba basada en permutaciones, idónea para detectar diferencias entre grupos de muestras multivariadas provenientes de diseños anidados (e.g. transectos dentro de fragmentos [47-48]). Se determinó el porcentaje de similitud de reptiles entre fragmentos y las especies responsables por la variabilidad en la similitud (subrutina SIMPER) mediante el programa estadístico PRIMER [47].

Se comparó las abundancias de las especies (transformadas a log10) entre los seis fragmentos por medio de una prueba de *t* para una sola muestra [45].

Para calcular la diversidad Beta, se estableció la disimilitud entre pares de fragmentos por medio del índice de complementariedad [42], que relaciona el número de especies en un área A, con el número de especies en un área B y el número de especies en común entre A y B [42, 43]. De esta forma, la complementariedad de reptiles entre fragmentos de bosque es:  $C_{AB} = ((a + b - 2c) / (a + b - c)) * 100$  donde *a* es el número de especies del sitio A, *b* es el número de especies del sitio B, y *c* es el número de especies en común entre los sitios A y B. Los valores obtenidos a partir del análisis de complementariedad, varían desde cero, cuando ambos sitios son idénticos en composición de especies, hasta 100, cuando las especies de ambos sitios son completamente distintas [42]. Se realizó una correlación de Spearman para la riqueza (observada y estimada) y abundancia de las especies (*n* > 6 individuos) respecto al área de los fragmentos [45].

## Resultados

### *Aspectos generales*

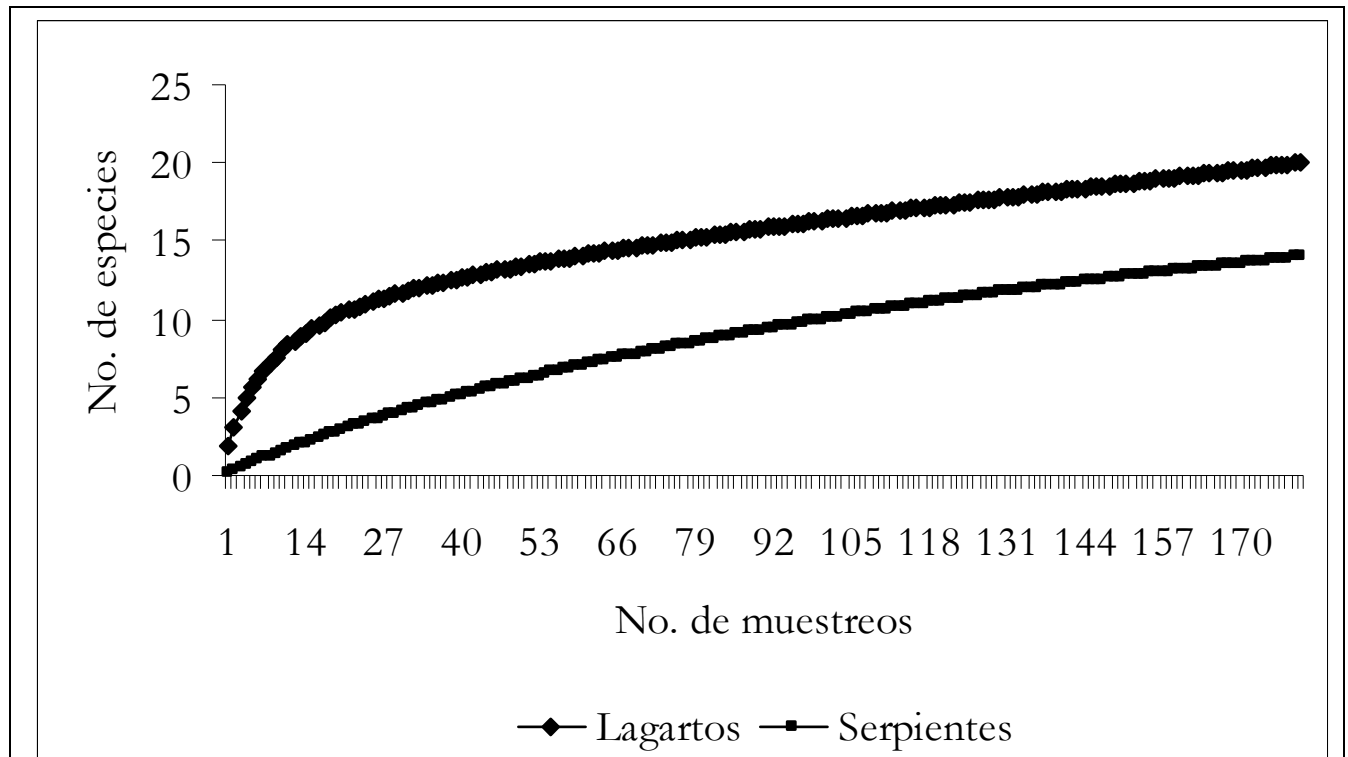
En 300 horas de muestreo se registraron 665 individuos de reptiles distribuidos en 35 especies: 14 serpientes, 20 lagartos y una tortuga. Según los estimadores de riqueza Jack1, Jack2 y Bootstrap, en el inventario para el paisaje se alcanzó una representatividad entre 55 y 84% de las especies esperadas.. Para el área de estudio la riqueza de lagartos fue mayor que la de serpientes, pero para ninguno de los dos grupos la curva alcanzó la asíntota (Fig. 3, Tabla 2). De igual manera para ninguno de los seis fragmentos se obtuvo la estabilización de las curvas de acumulación de especies de reptiles (Fig. 4).

Ninguno de los individuos capturados y marcados durante el día fue recapturado en los muestreos nocturnos tanto en el microhábitat original de avistamiento, como en los transectos adyacentes.

### *Diversidad Alfa*

La mayor diversidad Alfa se registró para dos de los fragmentos de mayor área, fragmento 1 y 2 (con 20 y 14 especies respectivamente; Tabla 2). La composición de las especies encontradas en los diferentes parches, no mostró diferencias estadísticamente significativas

(ANOSIM, prueba global,  $R = -0.118$ ,  $P = 0.76$ ). Los transectos anidados en los remanentes boscosos ( $R = 0.167$ ,  $P = 0.36$ ) tampoco mostraron diferencias en la composición de reptiles. Los sitios que tuvieron mayor representatividad de los muestreos fueron el fragmento 3 (69-88%) y el 1 (67-84%). Según los estimadores Jack1 y Jack2 aún se esperarían encontrar más especies de reptiles en el fragmento 2 (entre 8 y 13 especies), en el 4 (entre 7 y 13 especies), 5 (entre 6 y 13 especies), y en el fragmento 6 (entre 5 y 8 especies).

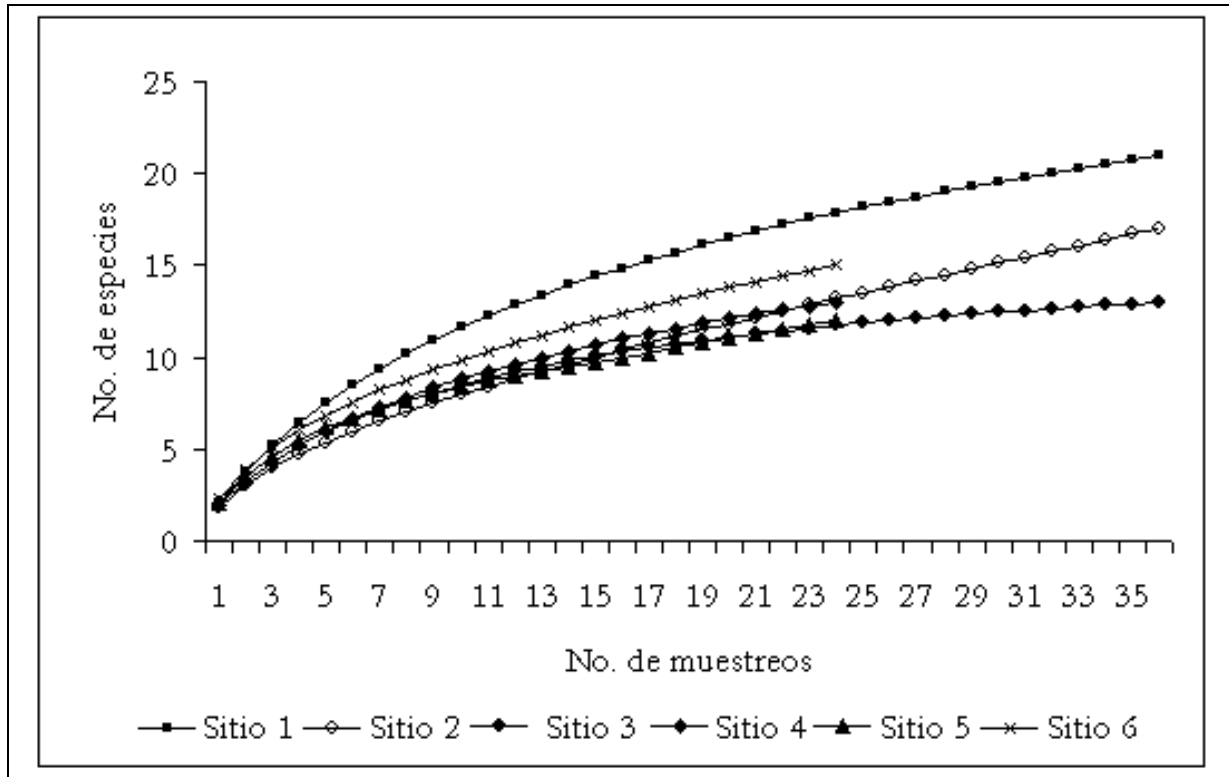


**Fig. 3.** Curvas de acumulación de especies de lagartos y serpientes en seis fragmentos de bosque seco en el municipio de Pueblo Nuevo, departamento de Córdoba (Colombia).

El número de especies observadas aumentó linealmente con el área del fragmento ( $R=0.98$ ,  $p = <0.001$ ) y en la misma medida aumentaron: el número de especies estimadas por Bootstrap ( $R=0.94$ ,  $p = 0.004$ ), Jack1 ( $R=0.83$ ,  $p = 0.04$ ), y el promedio entre la riqueza de estimadores y la riqueza observada ( $R=0.83$ ,  $p = 0.04$ ). La riqueza estimada por Jack2 no presentó una relación significativa con el área del fragmento ( $R=0.65$ ,  $p = 0.156$ ).

Las abundancias fueron mayores en los fragmentos 2, 3 y 6. El fragmento 1 a pesar de ser el de mayor área, presentó abundancias similares a los demás fragmentos de menor área pero por debajo de las de ellos (Apéndice 1). En general se encontró muy baja

representatividad de serpientes, siendo ligeramente mayor en los fragmentos 1 y 2 (Apéndice 1). De los seis fragmentos evaluados, el fragmento 5 fue el que presentó menor abundancia y menor número de especies de serpientes (Apéndice 1). La representatividad de las especies de lagartos fue similar en los seis fragmentos.



**Fig. 4.** Curvas de acumulación de especies del ensamblaje de reptiles en seis fragmentos de bosque seco en el municipio de Pueblo Nuevo, departamento de Córdoba (Colombia).

Las curvas de rango abundancia exhiben una pendiente similar para los seis fragmentos lo que muestra un patrón similar en la distribución de abundancia de especies dominantes y raras. En todos los fragmentos la especie que claramente domina el ensamblaje es *Gonatodes albogularis* (SIMPER, porcentaje de contribución a la similitud 49.8%; Apéndice 2), la cual mantiene su posición jerárquica en todo el gradiente de tamaños de fragmentos (Fig. 5).

Se encontraron diferencias significativas en la abundancia de seis especies entre los seis fragmentos: *G. albogularis* ( $t = 54.69$ ;  $p < 0.001$ ), *Gymnophthalmus speciosus* ( $t = 3.74$ ;  $p = 0.013$ ; Apéndice 2), *Leposoma rugiceps* ( $t = 6.76$ ;  $p = 0.001$ ; Apéndice 2), *Anolis tropidogaster* ( $t = 8.93$ ;  $p < 0.001$ ; Apéndice 2), *Mabuya* sp. ( $t = 5.4$ ;  $p = 0.005$ ; Apéndice 2), *Cnemidophorus lemniscatus* ( $t = 5.87$ ;  $p = 0.004$ ). Pero solo se encontró una relación lineal de aumento entre el tamaño del fragmento y la abundancia de *Anolis vittigerus* ( $R = 0.84$ ,  $p = 0.034$ ; Apéndice 2) y marginalmente la abundancia de *Lepidoblepharis sanctaemartae* ( $R = 0.76$ ,  $p = 0.046$ ).



**Tabla 2.** Número de especies observadas y estimadas para seis fragmentos de bosque seco en el municipio de Pueblo Nuevo, departamento de Córdoba. Los códigos de los fragmentos fueron ordenados de manera ascendente según su área

Fragmento	No. de especies	No. de especies estimadas			Representatividad del inventario
	Observadas	Jack 1	Jack 2	Bootstrap	
1	20	28	30	24	67 ± 84
2	14	22	27	17	51 ± 81
3	13	17	19	15	69 ± 88
4	12	19	25	15	47 ± 80
5	11	17	24	13	46 ± 81
6	11	16	19	13	57 ± 85
Paisaje	35	51	63	41	55 ± 84

#### *Diversidad Beta*

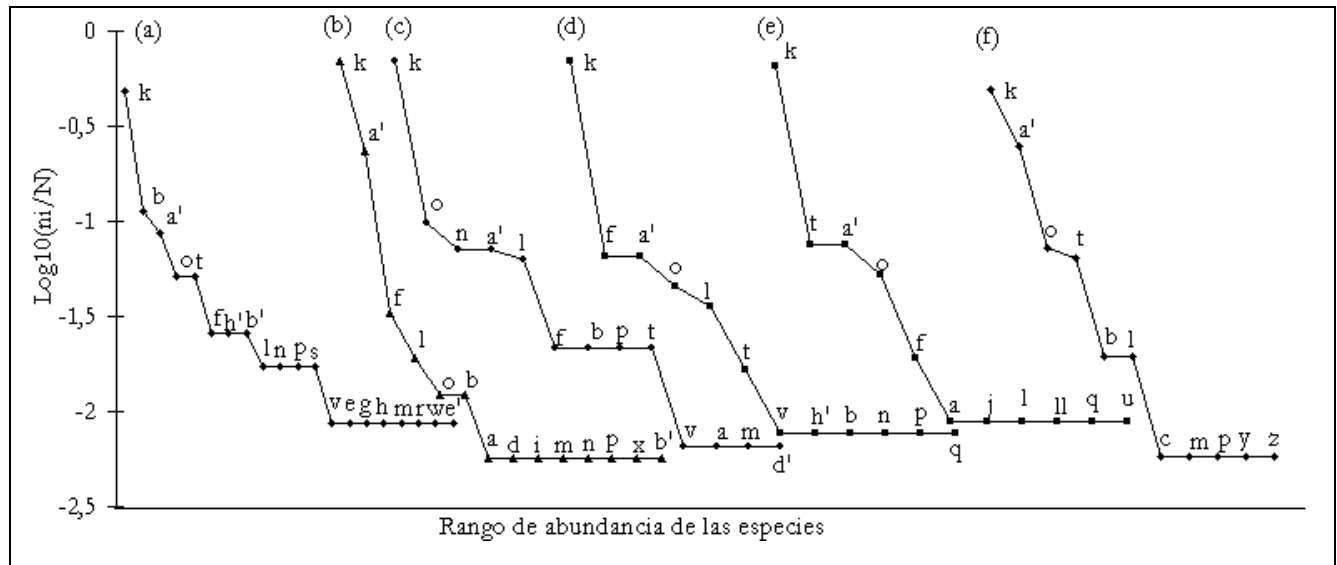
El mayor número de especies compartidas se presentó entre el fragmento 1 con los fragmentos 3 y 4 (11 especies, Tabla 3). El fragmento de mayor tamaño presentó el 44% de especies exclusivas (Fragmento 1 con siete especies); en los fragmento 2 y 6 se registraron tres especies exclusivas, y para los fragmentos 5 y 3 se presentaron dos y una especie exclusiva, respectivamente (Apéndice 1).

Los valores de complementariedad fluctuaron entre 33.3% y 76% con una complementariedad promedio de 55.9% (Tabla 3). La mayor complementariedad (mayor diferencia en composición de reptiles) se dio entre los fragmentos 1 y 5 (76%) y entre 5 y 6 (70.5%). El menor grado de complementariedad (mayor similitud en composición de reptiles) se presentó entre el fragmento 3 y 4 (33.3%), así como entre el fragmento 2 y 3 (41.1%; (Tabla 3).

## **Discusión**

#### *Diversidad regional y representatividad del muestreo*

Al comparar el inventario de especies de reptiles, realizado durante los últimos cuatro años en el área de estudio [49], con los de este trabajo, vemos que aquí se encontró poco más del 50% de las especies registradas para la planicie del departamento de Córdoba y un 25% de las 140 especies que se estiman para el bosque seco tropical de la costa Caribe colombiana (Castaño-Mora com. pers. 2008). Estas cifras demuestran que los escasos remanentes de bosque seco en el departamento de Córdoba tienen aún alta capacidad de albergar especies de reptiles siempre y cuando se conserven las condiciones estructurales y de cobertura vegetal que permitan soportar la biota representativa de la región Caribe colombiana.



**Fig. 5.** Curvas de rango abundancia para reptiles en seis fragmentos de bosque seco en el departamento de Córdoba. a. Fragmento 1, b. Fragmento 2, c. Fragmento 3, d. Fragmento 4, e. Fragmento 5 f. Fragmento 6. Los fragmentos fueron ordenados según su área de izquierda (mayor área) a derecha (menor área). El código para el nombre de las especies se encuentran en Apéndice 1.

En el presente estudio se muestra que el algoritmo de Jacknife 2 estimó el mayor número de especies en el ensamble lo que significa un menor valor de representatividad del muestreo; mientras que el Bootstrap estimó el menor número de especies, acercándose siempre al valor de riqueza observada en el campo y determinando una representatividad muy alta del muestreo. Con los estimadores Jacknife 1 y 2 se alcanzó una representatividad de reptiles promedio de 64% para todo el paisaje; este promedio está por debajo del 80% de representatividad propuesto para otros grupos de especies como necesario para poder hacer comparaciones válidas entre inventarios o hábitats [50-51]. Si seguimos la sugerencia de Urbina-Cardona y colaboradores [17] de tener en cuenta exclusivamente el estimador Bootstrap para estimar la riqueza total de reptiles, este estudio reportaría una representatividad del muestreo de 85.3%. Por este motivo se sugiere que para grupos de vertebrados con alta proporción de especies raras (69% en el presente estudio), es mejor usar estimadores que sean poco sensibles a la rareza de especies en el ensamble, ya que estas sobredimensionan la riqueza estimada para el área (*sensu* Longino y colaboradores [55]) aportando resultados erróneos sobre la verdadera representatividad de los muestreos.

Las serpientes fueron el grupo menos representado en los fragmentos de bosque, patrón que se ha registrado en otros estudios de bosque seco [49]. Esto podría ser explicado por sus hábitos crípticos y la mayoría de las veces huidizos que por lo general las hacen imperceptibles a la búsqueda por encuentro visual, otro aspecto a tener en cuenta es que dada su naturaleza de grandes predadores, las serpientes son normalmente menos abundantes que otros reptiles [52] por lo cual, son difíciles de observar en campo [53]. Esta situación puede ser parcialmente remediada si se implementan otro tipo de técnicas de muestreo, por ejemplo trampas de caída con corredores de arrastre que resultan ideales para detectar especies raras [54].

Tabla 3. Valores de Complementariedad, número de especies compartidas y exclusivas en seis fragmentos de bosque seco en el municipio de Pueblo Nuevo, departamento de Córdoba. Los códigos de los fragmentos fueron ordenados según su área de izquierda (mayor área) a derecha (menor área).\*

Fragmento	1	2	3	4	5	6
1	<u>7</u>	58.3	50.0	47.6	76.0	65.2
2	10	<u>3</u>	41.1	55.5	68.4	61.1
3	11	10	<u>1</u>	33.3	58.8	50.0
4	11	8	10	<u>0</u>	46.6	56.2
5	6	6	7	8	<u>2</u>	70.5
6	8	7	8	7	5	<u>3</u>

\* En negrilla y subrayado las especies exclusivas, por debajo de estas las especies compartidas y por encima los porcentajes de complementariedad que varían desde cero, cuando ambos fragmentos son idénticos en composición de especies, hasta 100, cuando las especies de ambos fragmentos son completamente distintas.

Para las selvas neotropicales, Urbina-Cardona y colaboradores [17] proponen que las comparaciones de inventarios de serpientes puedan ser válidas con valores de representatividad por encima del 70% [17]. Debido a la alta rareza de las serpientes para el bosque seco tropical, es posible que las comparaciones de riqueza y las validaciones de representatividad del inventario se deban hacer a valores mayores al 60%. Es necesario realizar más estudios de la eficiencia de las técnicas de muestreo de reptiles en bosques tropicales para estandarizar un valor de representatividad válido.

#### *Diversidad Alfa y área del fragmento*

La diversidad Alfa registrada para los fragmentos estudiados, corrobora lo expuesto en la teoría de biogeografía de islas [56], donde fragmentos o islas de gran tamaño soportan mayor riqueza de especies que los fragmentos pequeños. La relación lineal entre el número de especies de reptiles y el área del fragmento fue mayor para la riqueza observada en campo (98%) seguida por la riqueza estimada por Bootstrap (94%), pero en la medida que el estimador determina un mayor número de especies en el ensamble, esta relación se reduce con el estimador Jack1 (83%) y desaparece con Jack2 al no ser estadísticamente significativa la relación.

Sin embargo los efectos de la fragmentación de hábitat continental van más allá de la biogeografía de islas oceánicas [57], dado que en los paisajes fragmentados se aprecian efectos de borde y de la matriz que determinan las dinámicas en el fragmento de bosque [14, 54]. Debido a que fragmentos de bosque muy pequeños o de forma lineal pueden ser considerados como bordes [58] y en ellos las variables microclimáticas nunca se estabilizan [8, 14], es posible que fragmentos de bosque de 6 a 20 ha presenten una mayor presión por procesos de perturbación antropogénica directa (e.g. entresaca de madera) que hayan hecho desaparecer el hábitat de interior comportándose como fragmentos lineales semejantes a los descritos por de Lima y Gascon [58]. Puesto que cada aspecto ecológico y ambiental presenta un punto de inflexión o estabilización distinto hacia el interior del bosque [8], es muy difícil determinar un tamaño crítico del bosque seco tropical a partir del cual se presente un hábitat de interior para los reptiles y esto dependerá de la relación de

cada especie con los gradientes microambientales y las cascadas de relaciones entre factores ambientales [14] y alimenticios [59].

Dado que el bosque seco en el departamento de Córdoba ha perdido gran parte del área y cobertura original hace décadas (Rangel-Ch com. pers. 2008) y que un gran porcentaje de los reptiles registrados en el ensamble son generalistas, capaces de resistir algún grado de disturbio, suponemos que estos fragmentos han perdido una parte de las especies vulnerables originalmente existentes e incorporado otras invasoras que se establecieron después de la perturbación. Por tal motivo la respuesta a la pérdida de hábitat no se puede cuantificar solo en términos de número de especies sino también en términos de la composición y recambio de especies presentes [5].

#### *Patrones de abundancia y composición de especies*

En general la abundancia del 94% de las especies del ensamble de reptiles no presentó una relación lineal directa con el tamaño del fragmento. Este resultado es similar al registrado por Gardner *et al.* [12], donde los reptiles que habitan bosques conservados presentaron abundancias similares en las plantaciones y fragmentos de bosque montano secundario. Con el paso del tiempo y el incremento en la fragmentación y pérdida de hábitat, los paisajes estarán dominados por especies generalistas, tolerantes a la matriz, adaptadas al disturbio y con requerimientos pequeños de hábitat remanente [8]. La alta abundancia de reptiles que presentaron los fragmentos, estuvo dominada entre el 48 y el 65 % por el gekko *Gonatodes albogularis*, una especie generalista, que habita en diversos ambientes, soporta alta perturbación del hábitat y además presenta actividad reproductiva y poblaciones numerosas a lo largo del año [60]. Esta especie puede haber aumentado su abundancia debido a la perturbación antropogénica causada por la fragmentación del bosque seco en la región y desplazado a otras especies a microhábitats sub-óptimos. Solamente *Lepidoblepharis sanctaemartae* y *Anolis vittigerus* se vieron afectadas directamente por el área del fragmento, presentando sensibilidad a la pérdida y fragmentación del bosque seco del departamento de Córdoba. La pérdida de hábitat es la principal causa de declive de reptiles [7, 61] y en el caso *L. sanctaemartae* es ampliamente conocida como una especie generalista que incluso hace uso de hábitats antropogénicos como los potreros. Esto demuestra como el uso de una sola variable, como el área de los fragmentos, puede llevar a conclusiones erróneas acerca de la respuesta de las especies ante la pérdida de hábitat al ignorar su historia natural.

El hecho de no encontrar diferencias significativas en la composición de reptiles entre fragmentos de distinta área, lleva a dos alternativas: (1) que el tamaño de los fragmentos es muy pequeño para excluir los efectos de borde, por lo cual los fragmentos estarían compuestos por especies generalistas que toleraron el disturbio generado hace décadas en la región; o (2) que los reptiles, como grupo, no responden directamente a la pérdida de hábitat (evaluada a través del tamaño del fragmento) sino a través de efectos cascada sobre su microhábitat (*sensu* [14]). Por otro lado, dado que los resultados muestran que la abundancia de seis especies de reptiles fue diferente entre fragmentos indica que existen otros factores (e.g. régimen de disturbio, efectos de borde y la interacción con la orientación del borde, la pendiente y la forma, entre otros) que determinan la persistencia de estas especies en ambientes fragmentados. Aun hace falta más investigación sobre las 24 especies raras en el ensamble (con abundancias menores a cuatro individuos) para poder conocer su respuesta a la pérdida y fragmentación del hábitat y a los efectos de borde generados en los fragmentos remanentes.

### *Patrones de recambio de especies*

El alto recambio de especies entre los fragmentos parece estar asociado al grado de alteración reflejado en la reducción en la cobertura arbustiva y arbórea por la entresaca selectiva de madera. Los ensambles de reptiles al parecer tienden a cambiar dependiendo de la complejidad de las coberturas vegetales de los fragmentos y su matriz circundante. Esta apreciación va acorde con lo registrado en otras investigaciones [10, 12, 15, 26, 62] y contrasta con otras, donde la mayor riqueza de reptiles fue registrada en las zonas más perturbadas [25, 63].

### **Implicaciones para la conservación**

A pesar que la mayoría de las especies de reptiles no presentaron diferencias en su abundancia entre fragmentos. Los fragmentos pequeños podrían estar comportándose como remanentes lineales donde el hábitat de interior desaparece por causas de la tala y entresaca y por el área del fragmento. Estos fragmentos presentarían una menor calidad de hábitat para los reptiles que sobreviven en el bosque seco remanente. Se identificó que *N. vittigerus* puede ser sensible a la pérdida de hábitat y su presencia podría estar en peligro en fragmentos de bosque menores a 37 ha, además este resultado debe ser tenido en cuenta ya que este lagarto no se encuentra incluido en las categorías de riesgo de la UICN a pesar de ser una especie exclusiva de bosque y claramente afectada por la pérdida de este. Se deben restaurar los bordes de los fragmentos para amortiguar la perturbación antropogénica, recuperar la calidad del hábitat del interior y así preservar a la mayor parte de las especies del ensamble remanente en el paisaje.

Los patrones de riqueza se ven siempre complementados por los patrones de recambio de especies. Cada uno de los fragmentos estudiados es importante para la representatividad de los reptiles en el bosque seco por el alto grado de recambio de especies en el paisaje (promedio de 55.9%), especialmente entre fragmentos pequeños y grandes. A pesar de esperar mayor similitud en la composición de reptiles entre fragmentos cercanos (e.g. entre los fragmentos 2 y 3), este patrón no es constante al comparar fragmentos distantes (e.g. los fragmentos 4 y 2) con bajos valores de complementariedad (Figura 1). Teniendo en cuenta que los bosques secos tienen poca representatividad en el sistema de áreas protegidas de Colombia, conciliar con los propietarios e inducirlos a incluir los fragmentos de bosque en una figura apropiada de protección (e.g. Reserva de la sociedad civil), sería un buen ejercicio para iniciar el proceso de protección de los remanentes de bosque seco e indirectamente de la fauna que albergan.

Una meta importante para la conservación de los reptiles del bosque seco de la región Caribe, es determinar la influencia que los claros generados al interior de los fragmentos tienen sobre la estructura, composición y dinámica del ensamble de reptiles, así como identificar las especies que sean sensibles a cambios en la estructura de la vegetación en los fragmentos.

Todos estos planteamientos para la conservación de los reptiles ayudan a su vez a la protección de los remanentes de bosque seco, no solo los evaluados, sino a los que aún subsisten en la región Caribe colombiana ya que presentan una problemática semejante y representan el punto crítico para el mantenimiento de esta formación vegetal, como son tala rasa, entresaca, los procesos de potrerización y la tenencia de tierras, entre otros [64].



Pero, cómo manejar integral y adecuadamente los fragmentos para minimizar los efectos externos a nivel del paisaje? (*sensu* Saunders *et al.* [5]). Para fragmentos de bosque de gran tamaño, el énfasis debe ser el manejo de la dinámica interna (e.g. los regímenes de disturbio generados por la entresaca, la dinámica de claros y la dinámica poblacional de algunas especies invasoras); para los fragmentos pequeños, el manejo debería ser dirigido a controlar las influencias externas provenientes de la matriz circundante [5]. Allí radica la importancia de la dinámica entre los efectos de borde y de matriz en los gradientes microclimáticos de los reptiles de bosque seco del departamento de Córdoba, tema que será publicado más adelante.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a O. V. Castaño-Mora y J. O. Rangel-Ch por la asesoría y facilidades logísticas durante el desarrollo del trabajo. R. Pedroza, R. Moreno, G. Medina, G. Cárdenas y J. Cortés colaboraron durante la fase de campo y en la determinación taxonómica de ejemplares. Los especímenes fueron colectados bajo convenio 27 de 2006 CVS-UNAL y depositados en la Colección de Reptiles del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia (UNAL). La Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge (CVS) y el Instituto de Ciencias Naturales de la UNAL (convenio interadministrativo No. 27) financiaron la presente investigación y dieron facilidades logísticas durante el desarrollo de la fase de campo. A O. Rivera –Díaz por su asesoría en la medición de las variables vegetales en el trabajo de tesis del primer autor. Este trabajo es parte del proyecto “Evaluación de efectos antropogénicos sobre la diversidad de reptiles de un bosque fragmentado en el departamento de Córdoba, Colombia” y forma parte de la tesis de maestría de J.E. Carvajal-Cogollo. J.N. Urbina-Cardona se encuentra financiado por una beca posdoctoral de la Dirección General de Asuntos de Personal Académico (DGAPA-UNAM).

## Literatura Citada

- [1] Dirzo, R., y Raven, P.H. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environmental Resources* 28: 137-167.
- [2] Ehrlich, P. R. y A. H. Ehrlich. 1981. Extinction: The causes and consequences of the disappearance of species. Random house, New York.
- [3] Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 34: 487-515.
- [4] Hunter, M. 1996. Habitat degradation and loss. In: Hunter, M. (ed.), *Fundamentals of Conservation Biology*. USA, pp.179-190.
- [5] Saunders, D., Hobbs, R., Margules, C., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology*. 5: 18-32.
- [6] Wilcove, D. S, C. H. Mclellan y A.P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soulé, M.E. (ed.) *Conservation Biology*. USA, pp 237-256.
- [7] Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, P., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M., Borges, S., 1999. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91, 223–229.
- [8] Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Burna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E., 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*. 16: 605-618.

- [9] Lehtinen, R.J., J. B. Ramanamanjato, and J. G. Raveloarison. 2003. Edge effects and extinction proneness in a herpetofauna from Madagascar. *Biodiversity and Conservation* 12: 1357–1370.
- [10] Bell, K. E. and M. A. Donnelly. 2006. Influence of forest fragmentation on community structure of frogs and lizard in northeastern Costa Rica. *Conservation Biology*. Volume 20, No. 6: 1750-1760.
- [11] Fischer J., D. B. Lindenmayer, S. Barry, E. Flowers. 2005. Lizard distribution patterns in the Tamut fragmentation "Natural Experiment" in south-eastern Australia. *Biological Conservation*. 123: 301-315.
- [12] Gardner, T. A., M. A. Ribeiro-Junior, J. Barlow, T. C. S. Ávila-Pires. M. S. Hoogmoed and C. A. Peres. 2007b. The value of primary, secondary, and plantation forests for a Neotropical herpetofauna. *Conservation biology*, volume 21, No.3, 775-787.
- [13] MacNally, R. and G. W. Brown. 2001. Reptiles and habitat fragmentation in the box-ironbark forests of central Victoria, Australia: prediction, compositional change and faunal nestedness. *Oecologia*. 128: 116-125.
- [14] Urbina-Cardona, J.N., M.I. Olivares-Pérez, and V.H. Reynoso. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across the pasture-edge-interior gradient in tropical rainforest fragments in the region of Los Tuxtlas, Veracruz. *Biological Conservation* 132:61-75.
- [15] Glor R. E., A. S. Flecker, M. F. Benard and A. G. Power. 2001. Lizard diversity and agricultural disturbance in a Caribbean forest landscape. *Biodiversity and Conservation*. 10: 711-723.
- [16] Urbina-Cardona, J. N. y M. C. Londoño. 2003. Distribución de la comunidad de herpetofauna asociada a cuatro áreas con diferente grado de perturbación en la isla de Gorgona, Pacífico colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 102: 105-113.
- [17] Urbina-Cardona, J.N., Londoño-Murcia, M.C. y García-Ávila, D.G. 2008. Dinámica espacio-temporal en la diversidad de serpientes en cuatro hábitats con diferente grado de perturbación antropogénica en el Parque Nacional Natural Isla Gorgona, pacífico colombiano. *Caldasia* 30(2): En prensa.
- [18] Uetz, P. 2008. The Reptile Database, <http://www.reptile-database.org>. Last updated Feb 11 2008, accessed May 06, 2008.
- [19] Gardner, T. A., J. Barlow, and C. A. Peres. 2007a. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*.
- [20] Bragg, J.G., J. E. Taylor, and B. J. Fox. 2005. Distributions of lizard species across edges delimiting open-forest and sand-mined areas. *Austral Ecology* 30: 188–200
- [21] Gambold, N. y J. C. Woinarski. 1993. Distributional patterns of herpetofauna in monsoon rainforests of the Northern Territory, Australia. *Aust. J. Ecol.*, 18, 431-449.
- [22] Schlaepfer, M. y T. Gavin. 2000. Edge Effects on Lizards and Frogs in Tropical Forest Fragments. *Conservation Biology*. 15: 1079-1090.
- [23] Primack, R. B. 1998. Essentials of conservation biology. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- [24] Merlano, J., 2006. El Bosque Seco Tropical de Colombia. Ed. Banco de Occidente.
- [25] Suazo-Ortuño I, Alvarado-Díaz J, Martínez-Ramos M. 2008. Effects of conversion of dry tropical forest to agricultural mosaic on herpetofaunal assemblages. *Conservation Biology* 22:362-374.
- [26] Calderón-Mandujano, R. R., C. Galindo-Leal, Y J. R. Cedeño-Vázquez. 2008. Utilización de hábitat por reptiles en estados sucesionales de selvas tropicales de Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana (N.S.)* 24: 95-114.

- [27] Vargas-S, F y M. E. Bolaños-L. 1999. Anfibios y reptiles presentes en hábitats perturbados de selva lluviosa tropical en el bajo Anchicayá, Pacífico colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 23 (suplemento especial): 499-511.
- [28] Rengifo, M., J. Asprilla, M. Jiménez, J. M. Renjifo y A. Castro. 2002. Ecología y estructura taxonómica de la comunidad de reptiles. Granja Universidad Tecnológica del Chocó, municipio de Lloró. *Rev. Inst. Univ. Tec. Chocó* D. L. C. No. 16: 47-52.
- [29] Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T- Manuales y Tesis SEA, vol I. Zaragoza. Pp 84.
- [30] Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2/3): 213-251.
- [31] Rangel-Ch, O, P. D. Lowy-C y M. Aguilar-P. 1997. Distribución de los tipos de vegetación en las regiones naturales de Colombia. Pp. 383-402. En Rangel-Ch, O, P. D. Lowy-C y M. Aguilar-P. (Eds). Colombia Diversidad Biótica II, Tipos de vegetación en Colombia. Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia, Ministerio de Medio Ambiente.
- [32] IAVH-Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 1998. Bosque seco Tropical (Bs-T) en Colombia. Programa de inventario de la Biodiversidad, Grupo de exploraciones y monitoreo ambiental GEMA. Pp. 24.
- [33] Mendoza, C. H. (1999) Estructura y riqueza florística del bosque seco tropical en la región Caribe y el valle del río Magdalena, Colombia. *Caldasia* 21: 70-94.
- [34] Murphy, P. G. y Lugo, A. E. 1986. The ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 67-88
- [35] Espinel, L. S. y E. Montenegro. 1977. Zonas de vida o formaciones vegetales de Colombia. Memoria explicativa sobre el mapa de ecológico. IGAC, Bogotá. Pp. 238.
- [36] Rangel-Ch, O. 2004. Informe Final Caracterización de la Flora y Fauna de los Humedales de Córdoba. Convenio Interadministrativo y de Cooperación Técnica. Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge, Universidad Nacional de Colombia.
- [37] Castaño-Mora, O.V., G. Cárdenas-Arévalo, N. Gallego-García y O. Rivera-Díaz. 2005a. Protección y conservación de los quelonios continentales en el departamento de Córdoba. Convenio No. 28, Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales -Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge CVS. Bogotá, Colombia. 185 p.
- [38] Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge-CVS, Departamento Administrativo Nacional de Estadística-DANE, Sistema de Información del Sector Agropecuario y Pesquero Colombiano-SISAC. 2005. Síntesis Resultados Censo de Plantaciones Forestales del Departamento de Córdoba.
- [39] Crump, M. L. & N. Y. Scott. 1994. Visual Encounter Surveys. In: Heyer, W., Donnelley, M.A., McDiarmid, R.A., Hayek, L.C. y Foster, M.C. (eds.) *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution. USA, pp. 84-92.
- [40] Páez, V., B. Bock, J. Estrada, A. Ortega, J. Daza, P. Gutiérrez. 2002. Guía de campo de algunas especies de anfibios y reptiles de Antioquia. Pp. 137.
- [41] Renjifo, J y M. Lundberg. 1999. Reptiles y Anfibios de Urrá Ed. Colinas, Medellín. Pp. 96.
- [42] Colwell, R. K. y J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*. 345:101-118.
- [43] Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing Pp. 257
- [44] Colwell, R.K., 2007. *EstimateS 8: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. User's Guide and Application*. Department of Ecology and

- Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs. Available from:  
<<http://purl.oclc.org/estimates>>.
- [45] StatSoft. 2001. STATISTICA: Data Analysis Software System, Version 6.0. StatSoft, Oklahoma.
- [46] Feinsinger, P. 2001. Designing field studies for diversity conservation. The nature conservancy and island press. Washington D.C.
- [47] Clarke, K. R. y Gorley, R. N. 2001. *PRIMER* User Manual: Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK.
- [48] Clarke, K.R., Warwick, R.M., 2001. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Natural Environment Research Council, UK.
- [49] Carvajal-Cogollo, J.E., Castaño-Mora, O.V., Cárdenas-Arévalo, G. y Urbina-Cardona, J.N. 2007. Reptiles de áreas asociadas a humedales de la planicie del Departamento de Córdoba, Colombia. *Caldasia* 29(2):427-438.
- [50] Pineda, E. y Halffter, G. 2003. Species Diversity and Habitat Fragmentation: Frogs in a Tropical Montane Landscape in Mexico. *Biological Conservation* 117: 499- 508.
- [51] Soberon J, Llorente, J (1993) The use of Species Accumulation Functions for the Prediction of Species Richness. *Conservation Biology* 7: 480-488.
- [52] Rugiero L. y L. Luiselli. 1996. Ecological notes on an isolated population of *Elaphe quatuorlineata*. *Herpetological Journal* 6: 93-95.
- [53] Seigel, R.A. y J.T. Collins .1993. *Snakes: Ecology and Behavior*. McGrawHill, Inc., NY, US.
- [54] Urbina-Cardona, J.N & Reynoso, V.H. 2005. "Recambio de anfibios y reptiles en el gradiente potrero-borde-interior en la Reserva de Los Tuxtlas, Veracruz, México". Capítulo 15. En: Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff & A. Melic (eds.) "Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma". CONABIO, SEA, DIVERSITAS & CONACyT. Volumen 4. Editorial Monografías Tercer Milenio, Zaragoza, España. Pp:191-207.
- [55] Longino, J. T., J. Coddington y R. K. Colwell. 2002. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. *Ecology*, **83**: 689-702.
- [56] MacArthur, R. H. & E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press. Princeton, USA.
- [57] Whittaker, R.J., Triantis, K.A. y Ladle, R.J. 2008. A general dynamic theory of oceanic island biogeography. *Journal of Biogeography* 35: 977–994.
- [58] Lima, M.G. y Gascon, C. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation* 91: 241-247.
- [59] Waltling, J. I. and M. A. Donnely. 2007. Multivariate correlates of extinction proneness in a naturally fragmented landscape. *Biodiversity Research. Diversity Distrib.* 13, 372-378.
- [60] Serrano-Cardozo V. H., M. P. Ramírez-Pinilla, J. E. Ortega and L. A. Cortes. 2007. Annual reproductive activity of *Gonatodes albogularis* (Squamata: Gekkonidae) living in an antropic area in Santander, Colombia. *South American Journal of Herpetology*. Vol. 2: 31–38
- [61] Tolson, P.J. and Henderson, R.W. 2006. An overview of snake conservation in the West Indies. *Applied Herpetology* 3: 345-356.
- [62] Diaz, J. A., J. Pérez-Tris, J. L. Tellería, R. Carbonell, and T. Santos. 2004. Reproductive Investment of a Lacertid Lizard in Fragmented Habitat. *Conservation Biology*. Volume 19, No. 5. 1578-1585.
- [63] Fabricius, C., M. Burger and P. A. R. Hockey. 2003. Comparing biodiversity between protected areas and adjacent rangeland in xeric succulent thicket, South Africa: arthropods and reptiles. *Journal of Applied Ecology*. 40: 392-403

- [64] Rangel-Ch, O. 2005. Recuperación de la Vegetación Relictual de Áreas Prioritarias de la Zona de Vida de Bosque de Vida Bs-T, en el Departamento de Córdoba. Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge (CVS), Universidad Nacional de Colombia



**Apéndice 1.** Número de individuos y especies de reptiles observadas en seis fragmentos de bosque seco en el municipio de Pueblo Nuevo, departamento de Córdoba. Los códigos de los fragmentos fueron ordenados según su área de izquierda (mayor área) a derecha (menor área).

Grupo/Especie	Código	Fragmentos					
		1	2	3	4	5	6
<i>LAGARTOS</i>							
<i>Amphisbaena alba</i> cf	c						1
<i>Corytophanes cristatus</i>	h	1					
<i>Gonatodes albogularis</i>	k	56	82	74	60	50	58
<i>Lepidoblepharis sanctaemartae</i>	n	2	1	9	1		
<i>Bachia bicolor</i>	d		1				
<i>Gymnophthalmus speciosus</i>	l	2	3	8	4	1	3
<i>Leposoma rugiceps</i>	o	6	2	12	5	5	10
<i>Tretioscincuas bifasciatus</i>	h'	3			1		
<i>Iguana iguana</i>	ll					1	
<i>Anolis auratus</i>	v	1		1	1		
<i>Anolis biporcatus</i>	w	1					
<i>Anolis maculiventris</i>	x		1				
<i>Anolis mariarum</i>	y						1
<i>Anolis sulcifrons</i>	z						1
<i>Anolis tropidogaster</i>	a'	10	30	9	7	7	31
<i>Anolis vittigerus</i>	b'	3	1				
<i>Mabuya</i> sp.	t	6		3	2	8	9
<i>Ameiva ameiva</i>	a		1	1		1	
<i>Ameiva festiva</i>	b	13	2	3	1		3
<i>Cnemidophorus lemniscatus</i>	f	3	5	3	7	2	
<i>SERPIENTES</i>							
<i>Corallus ruschenbergerii</i>	g	1					
<i>Erithrolamprus bizona</i>	i		1				
<i>Imantodes cenchoa</i>	m	1	1	1			1
<i>Leptodeira septentrionalis</i>	p	2	1	3	1		1
<i>Leptophis ahaetulla</i>	q				1	1	
<i>Liophis melanotus</i>	s	2					
<i>Pseudoboa neuwiedii</i>	d'			1			
<i>Sibon nebulata</i>	e'	1					
<i>Micrurus dumerilii</i>	u				1	1	
<i>Leptotyphlops macrolepis</i>	r	1					
<i>Bothrops asper</i>	e	1					
<i>TORTUGAS</i>							
<i>Chelonoidis carbonaria</i>	j					1	
<b>Total</b>		<b>116</b>	<b>132</b>	<b>128</b>	<b>92</b>	<b>78</b>	<b>119</b>

**Apéndice 2.** Algunas especies de reptiles halladas en los fragmentos de bosque seco en el departamento de Córdoba, región Caribe colombiana: (a) *Norops vittigerus* (Foto: O. V. Castaño), (b) *Norops tropidogaster* (Foto: G. F. Medina-Rangel), (c) *Corallus ruschenbergerii* (Foto: G. F. Medina-Rangel), (d) *Mabuya* sp. (Foto: G. F. Medina-Rangel), (e) *Leposoma rugiceps* (Foto: O. V. Castaño), (f) *Gonatodes albogularis* (Foto: G. F. Medina-Rangel), (g) *Gymnophthalmus speciosus* (Foto: O. V. Castaño), (h) *Leptophis ahaetulla* (Foto: G. F. Medina-Rangel), (i) *Ameiva festiva* (Foto: G. F. Medina-Rangel).

