

ABUNDANCIA DE LAGARTIJAS EN LA ALTA MONTAÑA DE LA SABANA DE BOGOTÁ Y SU RELACIÓN CON LOS CAMBIOS DE ORIGEN ANTRÓPICO

Rafael A. Moreno-Arias, J. Orlando Rangel-Ch,
Simón Quintero-Corzo & Gladys Cárdenas-Arévalo.

RESUMEN

Se evaluó la influencia de la pérdida de calidad en el hábitat natural sobre la abundancia de las lagartijas *Anolis heterodermus* y *Stenocercus trachycephalus* en la parte norte de los cerros de Suba, al noroccidente de la ciudad de Bogotá D.C., en Madrid, al sur de la serranía de Juaica entre los municipios de Madrid y Tenjo, en Tabio, en la parte norte de la serranía de Majuy en la hacienda el Recodo y en los cerros orientales de La Calera, en el alto de Patios, vereda Las Moyas. Se concedió especial importancia a explorar la afectación sobre la abundancia de las poblaciones de lagartijas cuando el factor tensionante (aumento de la actividad antrópica) se incrementa, acción que de manera clara se considera una manifestación de cambio climático sobre estas áreas. Los valores altos en las abundancias y en las tasas de crecimiento de *Anolis heterodermus* en fragmentos pequeños reflejan una llegada más rápida a la capacidad de carga frente a las poblaciones de fragmentos grandes. Mientras que la población de *S. trachycephalus* de un fragmento pequeño está próxima o ya se encuentra en su capacidad de carga y la de un fragmento grande apenas se encuentra en su máximo crecimiento. Esta observación indica que los fragmentos pequeños además de tener capacidades de carga menores, sus poblaciones tienen fluctuaciones de abundancia más frecuentes y quedan sometidas a fenómenos densidad-dependientes con mayor frecuencia. Para *Anolis heterodermus* los incrementos en la pérdida y en la fragmentación del hábitat se

manifestaron en aumentos en su abundancia por pérdida del control de sus poblaciones mientras que en *Stenocercus erythrogaster* su abundancia no se es afectó quizá por su especificidad a ciertos tipos de vegetación como el matorral-rosetal que son más afectados en sitios con una matriz urbana.

ABSTRACT

The influence of natural habitat quality loss on abundance of the lizards *Anolis heterodermus* and *Stenocercus trachycephalus* was evaluated in the following localities in the Bogotá savanna: north areas of Suba, northwestern Bogotá D.C.; Madrid, south of Serranía of Juaica, between the municipalities of Madrid and Tenjo; Tabio, northern of the Serranía of Majuy, in the ranch El Recodo; and the eastern hills of La Calera, in the alto of Los Patios, vereda Las Moyas. The effect on the abundance of the lizard populations was explored when the stressful factor (increment of anthropic activity) increased. The high values of abundance and growth rate of *A. heterodermus* from small vegetation fragments suggest that these populations are reaching the load capacity faster than those from larger fragments. Populations of *S. trachycephalus* from small fragments are near or at their load capacity whereas those from larger fragments are probably reaching their maximum growth. This observation indicates that small fragments, in addition to have lower load capacities, their populations experience greater fluctuations in abundance and are more frequently affected by density-dependant phenomena. The increase in loss

and habitat fragmentation incremented the populations of *Anolis heterodermus* but did not affect those of *Stenocercus erythrogaster*. The latter result can be explained because of the preference of that species for some types of vegetation, such as shrubs-rosettes, that are more affected in sites within an urban matrix.

INTRODUCCIÓN

La abundancia de lagartijas en un determinado sitio es el resultado de la adición y sustracción de individuos en la población. La adición se representa en la entrada de individuos por nacimientos o inmigración y la muerte o emigración se asocia con la sustracción de individuos de la población. Las tasas de nacimientos y de muertes están modeladas por varios factores. En principio, las características genotípicas de cada población son las responsables del potencial reproductivo y de supervivencia de los individuos; en segunda instancia están la competencia y la depredación intraespecífica e interespecífica, que son responsables de la regulación del número de individuos. Afectando a los dos factores mencionados están las restricciones físicas que ofrece el medio ambiente y que están representadas en las variaciones naturales en el hábitat ocasionadas de forma natural o por las actividades humanas.

En la región andina de Colombia, los ecosistemas boscosos figuran como unos de los más amenazados y con mayor necesidad de conservación a escala regional dada su riqueza biológica y alto endemismo (Stadtmüller 1987, Olson y Dinerstein 1997). En Colombia se ha estimado que solamente permanece el 27 % de estos ecosistemas con aproximadamente 9 millones de hectáreas (Etter 1993) y de estos el 40 % se encuentra en la vertiente oriental de la cordillera Oriental (IAvH 1999). Asimismo se les ha considerado como los ecosistemas más fragmentados en la cordillera Oriental

colombiana (Armenteras *et al.*, 2003) con pérdidas de comunidades vegetales cercanas al 60% en zonas del altiplano cundiboyacense (Cortés-S *et al.*, 2004).

Extensas áreas de la Sabana de Bogotá se encuentran seriamente amenazadas por la pérdida y fragmentación de los relictos boscosos debido a la expansión de las fronteras urbana y agrícola y a los cambios que se derivan de esta intervención y que al final juegan un papel importante en la abundancia de las poblaciones animales. El objetivo de esta contribución es evaluar la influencia de la pérdida del hábitat natural y el grado de fragmentación sobre la abundancia de las lagartijas *Anolis heterodermus* y *Stenocercus trachycephalus* en varios sitios de la Sabana de Bogotá y explorar el grado de afectación si el factor tensionante se incrementa debido a un aumento de la actividad antrópica.

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en cuatro sitios de la Sabana de Bogotá, así:

- Bogotá, en la parte norte de los cerros de Suba, al noroccidente de la ciudad de Bogotá D.C entre los barrios de San José de Bavaria, Del Monte y Casablanca (N 4°45'9.80'' a 4°47'1.55'' W 74° 04'6.44'' a 74° 04'32.65'', entre 2590 y 2700 m)
- Madrid, al sur de la serranía de Juaica entre los municipios de Madrid y Tenjo, en las veredas del Valle del Abra y La Punta respectivamente, (N 4°48'6.61'' a 4°49'7.47'' W 74° 12'9.97'' a 74° 12'39.13'', entre 2600 y 2774 m)
- Tabio, en la parte norte de la serranía de Majuy en el municipio de Tabio, en la hacienda el Recodo (N 4°55'33'' a 4°55'9'' W 74° 04'39'' a 74° 03'57'', entre 2600 y 2710 m)
- La Calera, en los cerros orientales en el municipio de La Calera, en el alto de Patios, vereda Las Moyas (N 04°39'43.7'' y W74°01'05.4'', 3149 m)

MÉTODOLOGÍA

Se seleccionaron siete bloques de hábitat natural continuo pero de diferente tamaño y estado de conservación (dos para Bogotá, Madrid y Tabio, y uno para La Calera) en los cuales se presentaban los tipos de vegetación casmófito, matorral-rosetal, matorral bajo y bosque andino (Cortés-S et al. 1999, 2000). Entre abril y octubre de 2008 y entre marzo de 2009 y marzo de 2010 se efectuaron muestreos mensuales en cada bloque con un esfuerzo de 8 a 24 horas-hombre dependiendo del tamaño (Bell y Donnelly 2006, Lehtinen y Ramanamanjato 2006).

Las lagartijas se buscaron mediante encuentros visuales (Crump y Scott 2001) revisando la vegetación entre 0 y 3 metros de altura y fueron capturadas manualmente. La abundancia de cada especie se calculó como el promedio de individuos observado / hora-hombre. Este parámetro fue contrastado con variables que representaron la calidad de hábitat natural que correspondieron a las sugeridas por Fahrig (2003), así:

- 1) Escala de paisaje: Pérdida de hábitat natural, definido como la cantidad de hábitat remanente en paisaje y fragmentación del hábitat, definida como la división del hábitat en subunidades más pequeñas y aisladas entre sí.
- 2) Escala local: tamaño de cada fragmento de hábitat natural.

Todas las variables sobre condiciones del hábitat se estimaron a partir de imágenes de satélite Quick Bird para cada localidad (cada imagen representó un área de 10 Km² de paisaje). En cada imagen se diferenciaron todos los bloques de hábitat natural y su tamaño (ha) por medio las herramientas de Google Earth Pro y GRASS 6.3.0 (GRASS Development Team 2008). Así, la pérdida de hábitat fue definida como la cantidad de hábitat remanente representada en la

suma del área de todos los fragmentos y la fragmentación como el número de fragmentos y su tamaño promedio.

Para cada uno de los siete bloques estudiados se caracterizaron los tipos de vegetación por medio de parcelas en las cuales se censaron a las especies y se estimaron los porcentajes de cobertura en los estratos rasante, herbáceos y arbustivos siguiendo a Cortés-S (2003). Los resultados se presentan en diagramas estructurales (Rangel y Lozano 1986). La proporción de cada tipo de vegetación presente en cada fragmento de hábitat se estimó usando el programa ImageJ (Rasband 1999).

Para detectar las relaciones entre la abundancia de cada especie de lagartija con la pérdida de hábitat natural y la fragmentación en cada localidad se efectuaron correlaciones de Pearson o Spearman previo cumplimiento de los supuestos de normalidad. Se procedió de la misma forma para detectar relaciones de la abundancia de cada especie con el tamaño de del fragmento, la proporción de tipo de vegetación y coberturas de los estratos de la vegetación. Asimismo se probaron las diferencias de la abundancia de cada especie de lagartija y los tipos de vegetación con pruebas t de Student.

RESULTADOS

Pérdida y fragmentación de hábitat natural por localidad

La Calera presentó el mayor valor de hábitat natural remanente seguido por Madrid y luego Bogotá, por último estuvo Tabio con apenas 104.9 ha (Tabla 57). El sitio con mayor número de fragmentos y con los tamaños más pequeños en promedio fue Tabio, con un grado intermedio de fragmentación estuvieron La Calera y Madrid y el menos fragmentado fue Bogotá. La matriz en los sitios Madrid y Tabio estaba dominada por pastizales, en La Calera además de

pastizales también se presentaron elementos urbanos y en Bogotá la matriz fue netamente urbana (Tabla 57). No se encontró relación significativa entre la cantidad de hábitat natural y el número de fragmentos ($r=-0.535$, $p=0.27$), con su tamaño promedio ($r=-0.54$, $p=0.20$) o el grado de aislamiento ($r = 0.500$, $p=0.67$).

Tipos de vegetación y coberturas por fragmento

Fragmento Bogotá grande BG. La vegetación de este fragmento corresponde a bosques andino bajo (BB) y alto (BA) y a matorral bajo (MB) (Tabla 58) con predominio del primero y alta cobertura del estrato arbustivo (88 %). En los bosques dominan *Myrsine guianensis* y *Miconia squamulosa* (Vela INPRO 2004), con especies asociadas como *Oreopanax floribundum* *Myrcianthes leucoxyla*, *Hesperomeles goudotiana* que son especies características de la vegetación de la alianza Myrciantho leucoxilae-Miconion squamulosae (Cortés-S *et al.*, 1999).

Fragmento Bogotá pequeño BP. En este fragmento hay vegetación de bosque andino alto (BA) y matorral bajo (MB). Predomina un bosque andino alto (Tabla 58) en sitios con pendientes de 2 a 12°. Se diferencia un

estrato dominante con *Miconia squamulosa*, *Oreopanax floribundum* y *Myrsine guianensis*, seguido por un estrato bajo dominado por *M. squamulosa* y uno rasante donde predominan varias especies de musgos y pastos como *Anthoxanthum odoratum* y *Penisetum clandestinum* (Figura 111A). Al igual que en el fragmento Bogotá grande, este se puede adscribir a la vegetación de la alianza Myrciantho leucoxilae-Miconion squamulosae (Cortés *et al.*, 1999).

Fragmento Madrid grande MG. En este bloque se establece vegetación del tipo matorral-rosetal (MR), matorral bajo (MB), bosques andino bajo (BB) y bosque andino alto (BA) con estos últimos ocupando una mayor extensión (Tabla 58). El bosque se establece en sitios con pendientes de 5° a 40° con un estrato arbustivo de mayor cobertura, dominado por *Weinmannia tomentosa*, *Miconia squamulosa* y *Oreopanax floribunda*; seguido por el estrato herbáceo con *Palicourea* sp., *Chusquea scandens* y *Psychotria boqueronensis* (Figura 111B). Este representante de asociación se puede incluir en la asociación Miconio ligustrinae-Weinmannietum tormentosae (Cortés-S *et al.*, 1999). Existen algunos claros donde se establecen matorral bajo y matorral-rosetal con *Macleania rupestris*, *Ilex kunthiana* y

Tabla 57. Configuración del hábitat natural por localidad.

Localidad	Cantidad de hábitat (ha)	Número de fragmentos	Tamaño promedio de los fragmentos	Matriz dominante
Bogotá	157.1	3	52.3	Urbana
Madrid	215.4	7	30.8	Pastizales
Tabio	104.9	11	9.5	Pastizales
La Calera	442.9	8	55.3	Urbana-Pastizales

Tabla 58. Cobertura de cobertura por tipo de vegetación en cada fragmento estudiado.

Fragmento	Área total (ha)	Vegetación Casmofíta	Matorral Rosetal	Matorral bajo	Bosque andino bajo	Bosque andino alto
Tabio pequeño	0,9	-	-	0.636	0,364	-
Bogotá pequeño	4,3	-	-	0,118	-	0.882
Madrid pequeño	8,5	0,022	-	0,063	0,164	0.751
Tabio grande	42,6	0,002	-	0,061	0.441	0.497
Madrid grande	113,4	-	0,006	0,034	0.572	0,388
La Calera	123,4	-	0.813	0,187	-	-
Bogotá grande	125,5	-	-	0,360	0,271	0.369

Myrsine guianensis en el estrato arbustivo, en el herbáceo *Rhynchospora ruiziana*, *Epidendrum elongatum* y especies de *Tillandsia* y *Puya*. En el rasante son características especies de musgos y *Lycopodium clavatum*.

Fragmento Madrid pequeño MP. Se presenta vegetación que crece sobre rocas (Vegetación cismófita VC) dominada por *Andropogon aequatoriensis*, *Echeveria bicolor* y *Dodonaea viscosa* (Cortés-S et al., 1999), matorral bajo (MB) y bosque andino alto y bajo (BA y BB) (Tabla 58). Existe una mayor proporción de bosques (Tabla 58), en sitios con pendientes de 10° y con los estratos herbáceo y arbustivo dominando en cobertura (Figura 111C). En el estrato arbustivo dominan *Weinmannia tomentosa*, *Miconia squamulosa*, *Xylosma spiculiferum*, *Myrsine guianensis*, *Viburnum sp* y *Myrcianthes leucoxyla*. En el estrato herbáceo dominan *Psychotria boqueronensis*, *Myrcianthes leucoxyla* y *Tillandsia* sp.

Fragmento Tabio grande TG. Se presentan matorral-rosetal, matorral bajo (MB), bosque andino bajo (BB) y alto (BA). Los bosques ocupan la mayor proporción (Tabla 58); en sitios con pendientes de 45° con alta cobertura del estrato arbustivo dominado por *Ilex kunthiana*, *Croton bogotensis*, *Myrsine guianensis*, *Xilosma spiculifera* y *Miconia squamulosa*. En los estratos herbáceo y rasante dominan *Dodonaea viscosa*, *M. squamulosa* y *X. spiculifera* (Figura 111D). Este representante de vegetación se puede adscribir a la asociación *Daphnopsio caracasanae-Xylosmetum speculiferae* (Cortés-S 2003). En el matorral bajo predomina *D. viscosa*, *Baccharis rupicola* y *M. squamulosa* en el estrato herbáceo y *Cuphea serpyllifolia*, *Pennisetum clandestinum* y *Anthoxanthum odoratum* en el rasante. La composición florística de estos matorrales bajos son mezclas de las asociaciones *Dichondro repentis-Cupheetum serpyllifoliae* y *Baccharido*

rupicolae-Dodonaeetum viscosae (Cortés et al., 1999, 2000).

Fragmento Tabio pequeño TP. En este fragmento se presenta matorral bajo (MB) y bosque bajo (BB) (Tabla 58). Predomina el matorral bajo (Tabla 58) en sitios con pendientes de 20° y con altas coberturas en los estratos herbáceo y arbustivo (Figura 111E). Las especies características son *Bromus* sp, *Psychotria boqueronensis* y *Dodonaea viscosa* en el estrato herbáceo y *Macleania rupestris*, *Myrsine guianensis*, *Miconia squamulosa* y *Myrcianthes leucoxyla* en el arbustivo. En el rasante *Pennisetum clandestinum*. Este representante de asociación se puede adscribir a la vegetación de la alianza *Myrciantho leucoxylae-Miconion squamulosae* (Cortés et al., 1999, 2000). Debido al efecto antrópico, el patrón florístico no se diferencia fácilmente, condición que se manifiesta en parches de vegetación con representación de varias unidades de vegetación como ha sido documentado en otros sitios en Colombia (Rangel-Ch & Arellano-P, 2007; Rangel et al., 2010).

Fragmento La Calera C. En este fragmento predomina la vegetación de matorral-rosetal (Tabla 58) con los estratos rasante y herbáceo con valores mayores de cobertura (Figura 111F). En el estrato arbustivo dominan *Espeletia grandiflora* y algunas leñosas como *Clethra fimbriata* y *Myrica pubescens*. En el estrato herbáceo se destacan *Puya* sp., *Calamagrostis effusa*, *Rhynchospora ruiziana*, *Diplostephium phyllividis* y *Macleania rupestris*. En el rasante domina *Paepalanthus columbiensis*, *Lycopodium* sp y musgos. La comunidad vegetal por su composición florística es indicador del proceso de paramización con sustitución del bosque andino alto dominado por *W. tomentosa*, por frailejonales arbustivos dominados por *E. grandiflora* (Rangel-Ch, 2000).

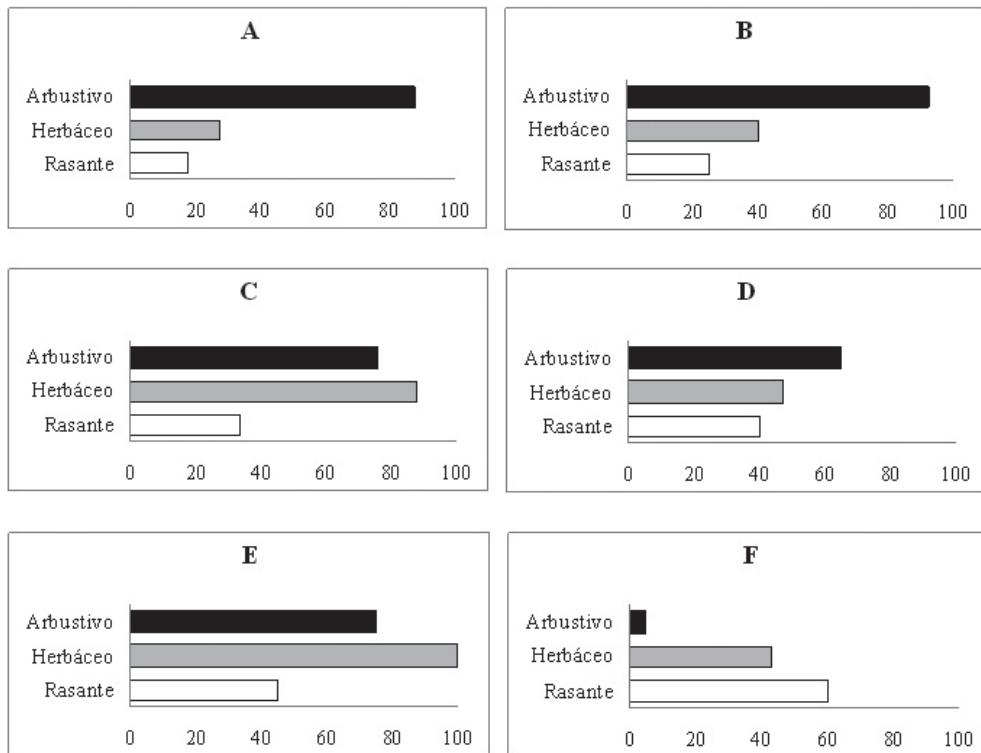


Figura 111. Diagramas estructurales del tipo de vegetación característico en cada fragmento.

A: Bogotá pequeño, B: Madrid grande, C: Madrid pequeño, D: Tabio grande, E: Tabio pequeño, F: La Calera.

Características del fragmento y características del hábitat en la localidad

La cobertura del estrato arbustivo se relacionó positivamente con la cantidad de hábitat natural del sitio ($r=0.95$, $p<0.05$). Cuando la fragmentación aumentó, las coberturas de los estratos rasante y herbáceo aumentaron ($r=0.79$, $p<0.05$ y $r=0.95$, $p<0.05$, respectivamente) y las arbustivas disminuyeron ($r=-0.71$, $p<0.05$). Cuando el área del fragmento fue mayor la cobertura en el estrato herbáceo disminuyó ($r=-0.37$, $p=0.04$).

Abundancia de lagartijas y su relación con la pérdida y fragmentación en cada localidad

La abundancia de *Anolis heterodermus* se incrementó en la medida en que la cantidad de hábitat natural fue menor, mientras que con relación al número de fragmentos no se encontró una relación aparente; las mayores abundancias se presentaron en el sitio con mayor número de fragmentos (Tabio) y en donde predomina una matriz urbana (Bogotá), eventos que pueden estar reflejando la mayor intervención antropogénica. Para *Stenocercus*

trachycephalus en las localidades con más cantidad de hábitat natural (La Calera y Madrid) se registraron los mayores valores de abundancia, estos sitios tenían un valor cercano en el número de fragmentos. El menor valor de abundancia se registró en Bogotá, la localidad con menor número de fragmentos y con matriz urbana (Figura 112A y B).

Abundancia de lagartijas y su relación con el tamaño de fragmento y con los tipos de vegetación

No se encontró relación entre el valor de abundancia de las especies con el tamaño del fragmento. Los valores de abundancia de *A. heterodermus* fueron mayores en los fragmentos de Bogotá y Tabio (Figura 113). Los valores de abundancia de *S. trachycephalus* igualmente no se relacionaron con el tamaño del fragmento y los mayores valores de abundancia se registraron en los fragmentos de La Calera y Madrid grande (Figura 113); la abundancia fue reducida o nula en los fragmentos de Bogotá con matriz urbana.

Anolis heterodermus fue detectado en todos los tipos de vegetación y sus valores de abundancia más altos se registraron en el matorral bajo y en el bosque andino bajo, aunque no hubo diferencias significativas entre los tipos de vegetación ($t=1,56$, $p=0,24$). *Stenocercus trachycephalus* no se detectó en el bosque andino alto y su máximo valor de abundancia se registró en la vegetación de tipo matorral-rosetal (Figura 114). La abundancia de *S. trachycephalus* se correlacionó positivamente con los tipos de vegetación bajos ($r=0,510$, $p=0.022$) como vegetación casmófita (VC) y matorral ralo (MR) y donde la abundancia de esta lagartija fue mayor que en el resto de tipos de vegetación ($t=9,63$ $p<0,05$). La abundancia de *A. heterodermus* se relacionó inversamente con la cantidad de tipos de vegetación presentes en el fragmento ($r=-0.454$ $p= 0.03$) mientras que la de *S. trachycephalus* se relacionó directamente con la proporción de matorral-rosetal presente en el fragmento ($r=0,955$ $p=0,045$).

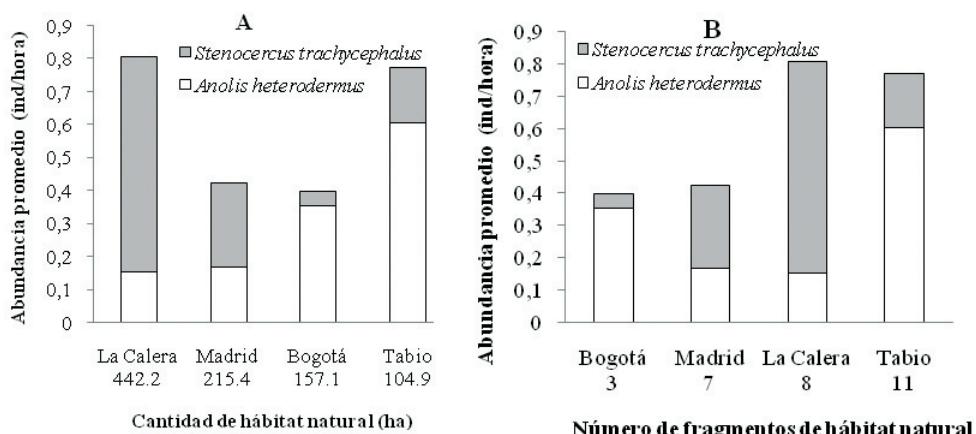
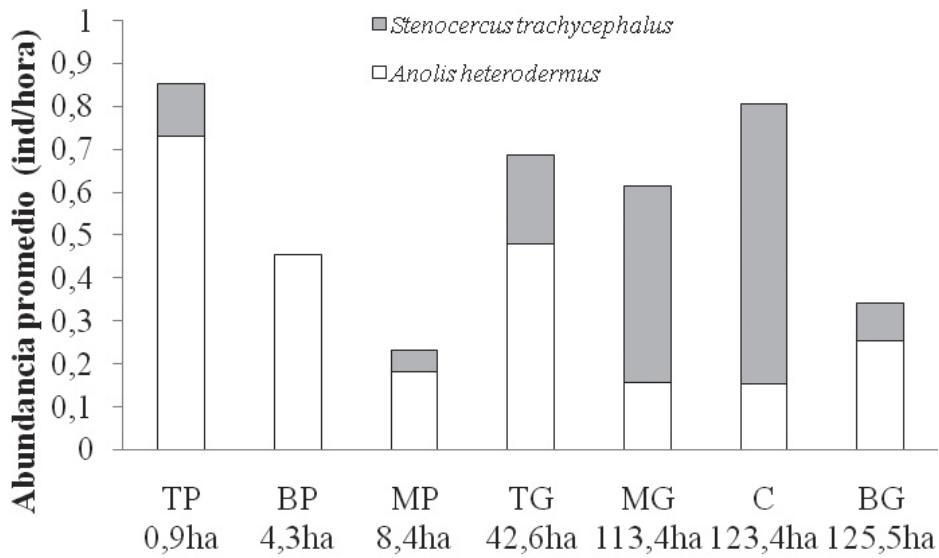


Figura 112. Abundancia de *Anolis heterodermus* y *Stenocercus trachycephalus* según localidad.

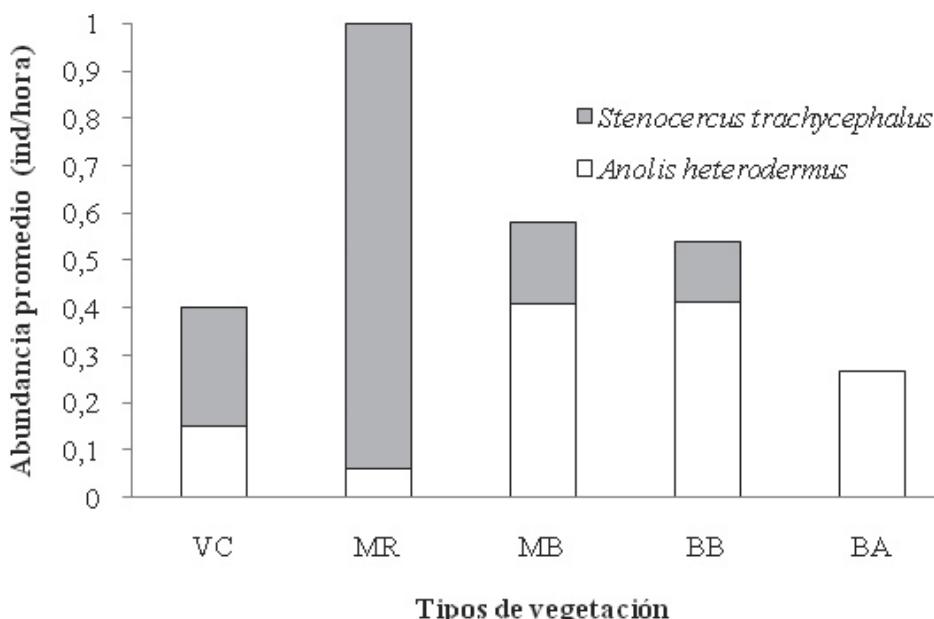
A: Sitios organizados por la cantidad de hábitat natural B: Sitios organizados por la cantidad de fragmentos.



Fragmentos de hábitat

Figura 113. Abundancia promedio de *Anolis heterodermus* y *Stenocercus trachycephalus* por fragmento de hábitat muestreado.

TP: Tabio pequeño; BP: Bogotá pequeño; MP: Madrid pequeño; TG: Tabio grande; MG: Madrid grande; C: Calera; BG: Bogotá grande.



Tipos de vegetación

Figura 114. Abundancia promedio de *Anolis heterodermus* y *Stenocercus trachycephalus* por tipo de vegetación.

VC: Vegetación Casmófita, MR: Matorral-Rosetal, MB: Matorral Bajo, BB: Bosque andino Bajo, BA: Bosque andino alto.

DISCUSIÓN

Pérdida de hábitat

En los cuatro sitios estudiados, la transformación del hábitat se ha producido en las zonas más planas y de fácil acceso para las actividades agrícolas y urbanísticas. Esta transformación es congruente con la pérdida de hábitat, que no es aleatoria, sino que la preferencia siempre es la de clarear áreas más planas (Winter *et al.*, 1987, Dirzo y García 1992, Laurance, 2008), con mejores suelos (Chatelain *et al.*, 1996; Smith, 1997) y cercanas a carreteras (Laurance *et al.*, 2001, Brandañ *et al.*, 2007).

La abundancia de *Anolis heterodermus* fue mayor en sitios con menor cantidad de hábitat natural. Se ha demostrado que la pérdida del hábitat natural afecta negativamente la supervivencia y el crecimiento de sus individuos adultos (Moreno-Arias, 2009), acción que conlleva a una mayor variación de los tamaños poblacionales en fragmentos de localidades con menos hábitat natural. Este resultado apoyaría en parte los modelos que predicen que la pérdida de hábitat natural es responsable hasta del 68% de la variación en el tamaño poblacional (Wiegand *et al.*, 2005) y que la destrucción del hábitat origina fuertes cambios en las densidades poblacionales (Wolff, 1997).

La abundancia de *Stenocercus trachycephalus* fue mayor en localidades con más hábitat natural. Esta tendencia se relaciona indirectamente con la presencia de vegetación del tipo matorral-rosetal, que solamente fue detectada en los fragmentos estudiados de las localidades de La Calera y en Madrid. El resultado sugiere la relación de fidelidad fuerte entre *Stenocercus trachycephalus* y la vegetación con poco o nula cobertura en el estrato arbustivo, quizás por su fisiología heliotérmica que lo restringe a áreas con vegetación natural pero que asimismo permitan una entrada alta de radiación.

Fragmentación de hábitat

Se ha propuesto que la fragmentación del hábitat tiene un efecto más fuerte y negativo sobre la biodiversidad que la pérdida de hábitat natural y por esa razón ha sido ampliamente usada como un aspecto de degradación del hábitat (Haila 2002). Ya que la separación de hábitat (*breaking apart* según Fahrig 2003) puede llegar a tener efectos positivos en algunas especies, varias de estas conclusiones sólo aplican para conceptualizaciones referentes a la fragmentación de hábitat sin separarla de la pérdida de hábitat. En estudios donde se ha medido la fragmentación teniendo en cuenta la cantidad de hábitat natural se ha encontrado que el efecto de la fragmentación es más fuerte en sitios con menor cantidad de hábitat original (Wiegand *et al.*, 2005). El aumento de la fragmentación genera una aceleración de las tasas y procesos, desde la escala poblacional hasta la ecosistémica, denominada hiperdinamismo (en el sentido de Laurance 2002). Así, abundancias mayores de lagartijas podrían indicar aumento en las tasas de supervivencia y de crecimiento poblacional en las poblaciones de sitios fragmentados, exemplificando un hiperdinamismo debido a una relajación en la presión de depredación o al ingreso de individuos provenientes de áreas recientemente degradadas (Laurance 2002).

Los mayores valores de abundancia de *Anolis* se registraron en localidades altamente fragmentadas o con baja conectividad debido al tipo de matriz donde están inmersas, como Bogotá y Tabio. Se han encontrado asociaciones positivas de las coberturas de los estratos rasantes y herbáceos de los matorrales en la Sabana de Bogotá con el aumento de la fragmentación (Moreno-Arias 2009, Moreno-Arias y Urbina-Cardona, en revisión), quizás porque en esos estratos las lagartijas llevan a cabo la oviposición y es el lugar donde permanecen los juveniles porque

les ofrece refugio contra la depredación (Quintero-Corzo 2009, Moreno-Arias 2009, Moreno-Arias y Urbina-Cardona, en revisión). Los valores altos de supervivencia y de crecimiento poblacional que muestran las localidades altamente fragmentadas contribuyen a consolidar esta aproximación (Moreno-Arias y Urbina-Cardona, en revisión).

Aunque todavía no se tienen valores de supervivencias y tasas de crecimiento poblacional en todo un gradiente de fragmentación para *Stenocercus trachycephalus*, si se pueden comparar las tasas calculadas en las localidades de Madrid (siete fragmentos y matriz de pastizales) y La Calera (ocho fragmentos y matriz urbana-pastizal). Así en la primera, las tasas de supervivencia de juveniles y de crecimiento poblacional fueron estimadas por Quintero-Corzo (2009) en 0,43 y 1,00 respectivamente y son significativamente menores que las estimadas en La Calera 0,79 y 1,70. Las respuestas en las otras dos localidades pueden estar representando extremos debido a la baja proporción de hábitat natural sumado a factores como alta fragmentación o aislamiento.

Otro factor implicado en las mediciones es el ingreso de individuos provenientes de las áreas degradadas adyacentes al fragmento, que pueden desestabilizar la población interna, generando aumentos acelerados en la densidad (Hagan *et al.*, 1996; Schmiegelow *et al.*, 1997; Curran *et al.*, 1999, Laurance 2002). Esta situación podría estar presentándose en el sitio más fragmentado (Tabio) donde también se han estimado las mayores densidades de *Anolis heterodermus* (Moreno-Arias y Urbina-Cardona, en revisión). Aumentos en abundancia y densidad se han registrado también para lagartijas de tierras bajas que son más densas en bosques fragmentados que en bosques continuos (Bell y Donnelly

2006) así como entre fragmentos de bosque grandes y pequeños (Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona 2008) o entre áreas perturbadas antropogénicamente y áreas boscosas (Urbina-Cardona y Londoño-M 2003) situación que se debe como se mencionó anteriormente a la pérdida de control en la regulación de las poblaciones ya sea por competencia o depredación.

Tamaño individual del fragmento

Valores mayores en abundancia o en tamaño poblacional en fragmentos más grandes es la respuesta más generalizada de la fauna desde insectos hasta grandes mamíferos (Boudjemadi *et al.* 1999, Laurance *et al.* 2002). Adicionalmente se ha encontrado que el área disponible afecta la estrategia demográfica de poblaciones de ambas lagartijas en un continuo rápido-lento debido a cambios en el régimen de depredación de adultos (Moreno-Arias y Urbina-Cardona, en revisión, Quintero-Corzo 2009). Así, en fragmentos de hábitat mayores a 113 ha predomina una estrategia rápida por alta depredación y en fragmentos menores a 53 ha una lenta por baja depredación. Entonces es de suponer que esos comportamientos demográficos también contribuyan en la cantidad de lagartijas de la población.

A pesar de que estudiar la depredación en la naturaleza es difícil debido a la rareza de observar eventos de depredación (Shepard 2007) se ha abordado este fenómeno con evidencia indirecta. Para lagartijas se ha demostrado que una disminución del tiempo de actividad ya sean actividades reproductivas, sociales o de forrajeo acarrea una disminución de la mortalidad puesto que es menor el tiempo al que están sometidas a la depredación (Rose 1981, Rojas-González *et al.*, 2008). Para *Anolis heterodermus* se encontró que los adultos en fragmentos grandes realizan sus actividades en estratos altos (1-2 m), usan perchas más expuestas y se

asocian con actividades de termorregulación y forrajeo así como picos de actividad más largos (Moreno-Arias y Urbina-Cardona, en revisión). Cuando se comparan los picos de actividad de *S. trachycephalus* en los fragmentos de hábitat a los cuales es más fiel la especie, ya sea matorral-rosetal como en Madrid grande (0,7 ha) o La Calera (100 ha), es en este último donde los adultos presentan picos de actividad más amplios que están relacionados con mayores tasas de mortalidad (Quintero-Corzo 2009).

El tamaño efectivo del hábitat de cada especie en particular ejerce una presión diferencial sobre sus procesos demográficos, condición con implicaciones importantes en la abundancia que exhibe una población porque en general las estrategias rápidas reflejan tasas de crecimiento mayor a uno (Andrews 1988, Valverde y Silvertown 1998, Van Sluys 2000, Wiederhecker *et al.*, 2003) mientras que en poblaciones con tasas de crecimiento menores a uno, la estrategia lenta es la favorecida (Roff 2002, Blomberg y Shine 2001). La abundancia de cada especie ofrece información sobre las variaciones poblacionales entre fragmentos grandes y pequeños durante el periodo estudiado.

Los valores altos en las abundancias y en las tasas de crecimiento de *Anolis heterodermus* en fragmentos pequeños reflejan una llegada más rápida a la capacidad de carga frente a las poblaciones de fragmentos grandes. Mientras que la población de *S. trachycephalus* de un fragmento pequeño está próxima o ya se encuentra en su capacidad de carga y la de un fragmento grande apenas se encuentra –probablemente–, en su máximo crecimiento. Esta situación, indica que las poblaciones en fragmentos pequeños además de tener capacidades de carga menores tienen fluctuaciones de abundancia más frecuentes y quedan sometidas a fenómenos densodependientes con mayor frecuencia.

CONCLUSIONES

Los resultados presentados ilustran como las abundancias de estas lagartijas en algunos cerros de la Sabana de Bogotá son producto de varios factores fuertemente influenciados por procesos de interacción sobre la configuración del paisaje. En conclusión, cambios en los procesos demográficos se presentan cuando el hábitat de cada especie baja de un umbral de tamaño y esos cambios se incrementan cuando la fragmentación a gran escala aumenta. La abundancia de una sola población de estas lagartijas no es indicativa del estado de conservación de la especie, pero la comparación de la abundancia de varias poblaciones durante un mismo periodo de tiempo, si nos puede proporcionar idea de los procesos demográficos y del paisaje que están actuando sobre ellas. Bajo esta idea es posible proyectar el comportamiento de las poblaciones a partir de un indicador como la abundancia en escenarios futuros en la medida que la perturbación antropogénica y la deforestación aumente. Estos resultados además de poner en evidencia las consecuencias que ejercen los procesos de fragmentación del hábitat solos o en conjunto en detrimento de las poblaciones, ofrecen una línea base sobre las necesidades en múltiples escalas para la protección de estas lagartijas y su muy amenazado hábitat.

En síntesis, los procesos de degradación del hábitat natural se reflejan diferencialmente en la abundancia de ambas especies. Para *Anolis heterodermus* los incrementos en la pérdida y fragmentación del hábitat ocasionan en aumentos en su abundancia por pérdida del control de sus poblaciones mientras que en *Stenocercus trachycephalus* su abundancia es afectada negativamente debido a su especificidad a ciertos tipos de vegetación como el matorral-rosetal que se ven más afectados en sitios con una matriz urbana.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado en el marco del proyecto *Conservation status of highland lizards from Sabana de Bogotá* financiado por The Rufford Small Grants Foundation for Nature Conservation. Agradecemos a los evaluadores del manuscrito por sus valiosas sugerencias.

LITERATURA CITADA

- ARMENTERAS, D., F. GAST & H. VILLAREAL. 2003.** Andean forest fragmentation and representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation* 113: 245-256.
- ANDREWS, R. M. 1988.** Demographic correlates of variable egg survival for a tropical lizard. *Oecologia (Berlin)* 76: 376-382.
- BELL, K. E & M. A. DONNELLY. 2006.** Influence of forest fragmentation on community structure of frogs and lizards in northeastern Costa Rica. *Conservation Biology* 20 (6): 1750-1760.
- BLOMBERG, S & R. SHINE. 2001.** Modelling life history strategies with capture-recapture data: evolutionary demography of the water skink. *Austral Ecology* 26: 349-359.
- BOUDJEMADI, K., J. LECOMTE & J. CLOBERT. 1999.** Influence of connectivity on demography and dispersal in two contrasting habitats: an experimental approach. *Journal of Animal Ecology* 68: 1207-1224.
- BRANDÃO, A. O., C. M. SOUZA., J. G. RIBEIRO & M. SALES. 2007.** Desmatamento e estradas na ñ-officinas da Amazônia. In: Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Pp 2357-2364.
- CARVAJAL-COGOLLO, J & J. URBINA-CARDONA. 2008.** Patrones de diversidad y composición de reptiles en fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba, Colombia. *Tropical Conservation Science* 1 (4): 397-416.
- CHATELAIN, C., L. GAUTIER & R. SPICHIGER. 1996.** A recent history of forest fragmentation in southwestern Ivory Coast. *Biodiversity Conservation* 5: 37-53.
- CORTÉS-S., S.P. 2003.** Estructura de la vegetación arbórea y arbustiva en el costado oriental de la serranía de Chia (Cundinamarca, Colombia). *Caldasia* 25 (1): 119-137.
- CORTÉS-S., S.P., J.O, RANGEL-CH. & H. SERRANO-V. 2004.** Transformación de la cobertura vegetal en la alta montaña de la cordillera oriental de Colombia. *Lyonia* 6 (2): 154-160.
- CORTÉS-S., S.P., T. VAN DER HAMMEN & J.O. RANGEL-CH. 1999.** Comunidades vegetales y patrones de degradación y sucesión en la vegetación de los cerros occidentales de Chia-Cundinamarca, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 23 (89): 221-268.
- CORTÉS-S., S.P., T. VAN DER HAMMEN & J.O. RANGEL-CH. 2000.** Matorrales y bosques de los cerros occidentales de Chia-Cundinamarca, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 24 (91): 201-204.
- CRUMP, M&N, J. SCOTT. 2001.** Relevamientos por encuentros visuales. En: Heyer, R. W., M. Donnelly., R. W. McDiarmid., L. A. Hayek & M. S. Foster (eds). *Medición y monitoreo de la diversidad biológica. Métodos estandarizados para anfibios.* Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco. Editorial Universitaria de la Patagonia.
- CURRAN, L.M., I. CANIAGO., G. PAOLI., D. ASTIANTI., KUSNETI, M., LEIGHTON, M., NIRARITA, C & H. HAERUMAN. 1999.** Impact of El Niño and logging on canopy tree recruitment in Borneo. *Science* 286: 2184-2188.
- DIRZO, R & M, C, GARCIA. 1992.** Rates of deforestation in Los Tuxtlas, a neotropical area in southern Mexico. *Conservation Biology*. 6: 84-90.

- ETTER, A. 1993.** Diversidad ecosistémica en Colombia hoy. Págs 47-66. En: CEREC (ed). Nuestra diversidad biótica. Fundación Angel Escobar, Bogotá.
- FAHRIG, L. 2003.** Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 34: 487–515.
- GRASS Development Team. 2008.** Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 6.3.0. <http://grass.osgeo.org>
- HAGAN, J.M., H, VANDER., W, MATTHEW & P, MCKINLEY. 1996.** The early development of forest fragmentation effects on birds. Conservation Biology 10: 188–202.
- HAILA, Y. 2002.** A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. Ecological Applications 12: 321–34.
- INSTITUTO ALEXANDER VON HUMBOLDT. 1999.** Caracterización de la biodiversidad en áreas prioritarias de la vertiente oriental de. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Villa de Leyva. Colombia.
- LAURANCE, W.F. 2002.** Hyperdynamism in fragmented habitats. Journal of Vegetation Science 13: 595-602.
- LAURANCE, W.F. 2008.** Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. Biological Conservation 141: 1731-1744.
- LAURANCE, W.F., M.A., COCHRANE., S, BERGEN, P.M, FEARNSIDE, P, DELAMONICA, C, BARBER, S, D'ANGELO & T. FERNANDES. 2001.** The future of the Brazilian Amazon. Science 291: 438-439.
- LAURANCE, W.F., T. LOVEJOY, H. VASCONCELOS, F. BURNA, R. SIDHAM, P. STOUFFER, C. GASCON, R. BIERREGARD, S. LAURANCE & E. SAMPAIO. 2002.** Ecosystem decay of amazonian forest fragments: a 22-year investigation. Conservation Biology 16(3): 605-618.
- LEHTINEN, R.M. & J. RAMANAMANJATO. 2006.** Effects of rainforest fragmentation and correlates of local extinction in a herpetofauna from Madagascar. Applied Herpetology 3: 95-110.
- MORENO-ARIAS, R.A. 2009.** Dinámica poblacional de *Anolis heterodermus* (Reptilia: Squamata) en relictos de matorral andino de la cordillera Oriental (Cundinamarca, Colombia). Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia.
- MORENO-ARIAS, R. A & J. N, URBINA-CARDONA, en revisión.** Population dynamics of the Andean lizard *Anolis heterodermus*: slow-fast demographic strategies at fragmented scrubland landscapes. Enviado a Oecologia. 01.03.2010.
- OLSON, D.M & E. DINERSTEIN. 1997.** Global 2000: A representation approach to conserving the earth's distinctive ecoregions. World Wild Foundation. Washington D.C. USA.
- QUINTERO-CORZO, S. 2009.** Estructura y dinámica poblacional de la lagartija *Stenocercus trachycephalus* en dos hábitats contrastantes en cerros aledaños a la Sabana de Bogotá. Trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia.
- RANGEL-CH., J.O & G. LOZANO. 1986.** Un perfil de vegetación entre La Plata (Huila) y el volcán del Puracé. Caldasia 14(68-70): 503-547.
- RANGEL-CH., J.O. 2000.** La región paramuna y franja aledaña en Colombia. En: J.O. Rangel-Ch. (ed.). Colombia Diversidad Biótica III. La región de vida paramuna. 1-23. Instituto de Ciencias Naturales-Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá.
- RANGEL-CH., J.O. & H. ARELLANO-P. 2007.** Los ecosistemas de la alta montaña de Perijá. En: J.O. Rangel-Ch. (ed.). Colombia Diversidad Biótica V. La alta montaña de la serranía de Perijá: 329-346. Universidad Nacional de Colombia-Instituto de Ciencias Naturales-CORPOCESAR. Bogotá.
- RANGEL-CH., J.O., H. GARAY-P. & A. AVELLA. 2010.** Bosques húmedos y secos circundantes a los complejos de humedales

- (ciénagas), en el departamento de Córdoba. **En:** Colombia Diversidad Biótica IX. Ciénagas de Córdoba: Biodiversidad-ecología y manejo ambiental: 207-323. Universidad Nacional de Colombia-Instituto de Ciencias Naturales-CVS. Bogotá.
- RASBAND, W.S. 1999.** ImageJ, U. S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, <http://rsb.info.nih.gov/ij>
- ROFF, D.A. 2002.** Life History Evolution. Sunderland Sinauer Associates Inc.
- ROJAS-GONZÁLEZ, R., P. JONES, J. ZÚÑIGA-VEGA & J. LEMOS-ESPINAL. 2008.** Demography of *Xenosaurus platyceps* (Squamata: Xenosauridae): a comparison between tropical and temperate populations. *Amphibia-Reptilia* 29: 245-256.
- ROSE, B. 1981.** Factors affecting activity in *Sceloporus virgatus*. *Ecology* 62: 706-716.
- SCHMIEGELOW, F.K.A., C.S. MACHTANS & S.J.HANNON. 1997.** Are boreal birds resilient to forest fragmentation: an experimental study of short-term community responses. *Ecology* 78: 1914-1932.
- SEABLOOM, E.W., A. P. DOBSON & D.M. STOMS. 2002.** Extinction rates under nonrandom patterns of habitat loss. *Proceedings of National Academy of Sciences* 99: 1129-1134.
- SHEPARD, D. 2007.** Habitat but not body shape affects predator attack frequency on lizard models in the Brazilian Cerrado. *Herpetologica* 63(2): 193- 202.
- SMITH, A.P. 1997.** Deforestation, fragmentation, and reserve design in western Madagascar. In: Laurance, W.F. & R. O, Bierregaard. (Eds.), Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities. University of Chicago Press, Chicago. 415-441.
- STADTMÜLLER, T. 1987.** Cloud forest in the humid tropics: a bibliographic review. United Nations University &y Centro Agronómico de Investigación y Enseñanza. Turrialba. Costa Rica. (versión electrónica en: <http://www.unu.edu/unupress/unupbooks/80670e/80670E00.htm>)
- URBINA-CARDONA, J. N. & M.C. LONDOÑO-M. 2003.** Distribución de la comunidad de herpetofauna asociada a cuatro áreas con diferente grado de perturbación en la Isla Gorgona, Pacífico colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 27(102):105-113
- VALVERDE, T & J, SILVERTOWN. 1998.** Variation in demography of a Woodland Understorey Herb (*Primula vulgaris*) along the forest regeneration: Projection Matrix Analysis. *Journal of Ecology* 86(4):545-562.
- VAN SLUYS, M. 2000.** Population dynamics of the saxicolous lizard *Tropidurus itambere* (Tropiduridae) in a seasonal habitat of Southeastern Brazil. *Herpetologica* 56: 55-62.
- VELA-INPRO. 2004.** Plan de manejo ambiental del Cerro La Conejera. Secretaría Distrital de Ambiente. Disponible en línea <http://www.secretariadeambiente.gov.co/sda/libreria/php/decide.php?patron=03.131307>
- WIEDERHECKER, H.C., A.C.S, PINTO, M. PAIVA & G.R. COLLI. 2003.** The demography of the lizard *Tropidurus torquatus* (Squamata, Tropiduridae) in a highly seasonal Neotropical savanna. *Phyllomedusa* 2(1): 9-19.
- WIEGAND, T., E. REVILLA & K. MOLONEY. 2005.** Effects of habitat loss and fragmentation on populations dynamics. *Conservation Biology* 19 (1): 108-121.
- WINTER, J.W., F. BELL, L. PAHL & R. ATHERTON. 1987.** Rainforest clearing in northeastern Australia. *Proceeding of the Royal Society of Queensland* 98: 41-57.
- WOLFF, J.O. 1997.** Population regulation in mammals: an evolutionary perspective. *Journal of Animal Ecology* 66: 1-13.