

IMPACTO DEL CAMBIO DE USO DEL SUELO SOBRE LA DIVERSIDAD DE ALACRANES (ARACHNIDA:SCORPIONES) EN EL MONTE ESPINOSO DE LA CUENCA DEL RÍO MOTAGUA

Trujillo, R¹ & Méndez, M²

- 1 Departamento de Zoología, Genética y Vida Silvestre, Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Universidad de San Carlos de Guatemala
- 2 Departamento de Ecología y Ciencias Ambientales, Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Universidad de San Carlos de Guatemala

1. RESUMEN

Se evaluaron las diversidades alfa (riqueza de especies a nivel local), beta (recambio de especies entre sitios) y gamma (riqueza de especies en todo el paisaje) de alacranes en el monte espinoso de la cuenca del río Motagua, específicamente en la porción comprendida entre El Rancho (El Progreso) y Río Hondo (Zacapa), con el propósito de determinar el efecto que presenta el cambio de uso de suelo sobre la diversidad de especies y de establecer el grado de influencia de los componentes alfa y beta de la diversidad sobre la riqueza de especies del paisaje. Entre los meses de julio y agosto de 2008 se muestrearon ocho localidades del paisaje con distinto porcentaje de cambio de uso del suelo. Cada localidad fue muestreada dos veces durante el estudio. Cada muestreo consistió en recorrer cada sitio por 45 minutos (2 colectores a la vez) utilizando lámparas portátiles de luz ultravioleta para localizar a los alacranes. En todo el paisaje se registraron 3 especies, pertenecientes a 2 familias y 2 géneros. Las especies fueron *Centruroides margaritatus* y *Centruroides schmidtii*, familia Buthidae y *Diplocentrus* sp. , familia Scorpionidae. En los tres fragmentos con mayor porcentaje original de cobertura boscosa, es decir, los sitios con menor porcentaje de cambio de uso del suelo, se encontraron las tres especies. En el resto de fragmentos, se encontró una o dos especies. Al parecer, el cambio de uso del suelo es la variable que mejor explica la diversidad de alacranes obtenida. La correlación entre las dos variables produjo un $r = 0.95$ ($p < 0.001$). Por otro lado, la diversidad de especies del paisaje (diversidad gamma) está determinada en mayor forma por la riqueza de especies a nivel local (diversidad alfa) que por el recambio de especies (diversidad beta). Por lo tanto, la distribución original de las especies de alacranes en el monte espinoso de la cuenca del Motagua, previo a los procesos de fragmentación, era homogénea.

2. INTRODUCCIÓN

Los valles secos intermontanos, como el valle del Motagua comparten entre sí una serie de características que los distinguen de otros ecosistemas. Entre ellas podemos mencionar, las altas temperaturas y las bajas precipitaciones anuales, además de que se encuentran a sotavento de las principales cadenas montañosas de Guatemala (Stuart, 1954). Las condiciones descritas han permitido que para algunos grupos se haya propiciado el aislamiento suficiente para que en ellos existan centros importantes de endemismo (Monroy & Marroquín, 2001).

El potencial agrícola de las tierras planas del valle del Motagua ha sido la causa de que la mayor parte de dichas áreas hayan sido deforestadas y convertidas en campos agrícolas dedicados a la siembra de diversos cultivos. Asimismo, la ganadería y la extracción selectiva de leña han provocado que las áreas de ladera estén bastante degradadas, siendo pocos los remanentes de vegetación natural en buen estado de conservación (FDN & TNC, 2003).

Los efectos de la fragmentación del paisaje sobre la diversidad de especies se pueden evaluar a través del estudio de las diversidades alfa (local), beta (entre localidades) y gamma (del paisaje) mediante el uso de un grupo indicador (Halffter, 1998). Los alacranes son artrópodos que debido a su baja capacidad de dispersión y fidelidad a condiciones medioambientales de rangos limitados, resultan ser organismos promisorios como indicadores ecológicos (Polis, 1990).

El siguiente trabajo pretende evaluar la diversidad alfa, beta y gamma de alacranes del monte espinosos

de la cuenca del río Motagua, con el fin de determinar el efecto que presenta el cambio de uso del suelo sobre la riqueza de especies. Asimismo, se pretende establecer la influencia que tienen los componentes alfa y beta de la diversidad sobre la totalidad de especies del paisaje.

El estudio contó con ocho localidades comprendidas entre El Rancho (El Progreso) y Río Hondo (Zacapa), las cuales presentan distintos porcentajes de cambio de uso del suelo. Cada localidad fue muestreada dos veces entre los meses de julio y agosto del 2008. Cada muestreo consistió en recorrer cada sitio por 45 minutos durante la noche, colectando todos los alacranes que se encontraran durante el período de muestreo. Para localizar a los alacranes fueron utilizadas lámparas portátiles de luz ultravioleta.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Área y sitios de estudio

El área de estudio se encuentra en la cuenca del río Motagua específicamente en el monte espinoso comprendido entre El Rancho (El Progreso) y Río Hondo (Zacapa). Los efectos de la fragmentación del paisaje sobre la diversidad de especies se pueden evaluar a través del estudio de las diversidades alfa (local), beta (entre localidades) y gamma (del paisaje) mediante el uso de un grupo indicador (Halffter, 1998). Para evaluar el efecto del cambio de uso del suelo sobre la diversidad de alacranes, fueron seleccionadas ocho localidades de muestreo (Tabla I) para el siguiente estudio, las cuales presentan distintos porcentajes de cambio de uso del suelo. Por medio del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación fueron solicitadas las

ortofotos digitales que ubican cada uno de los sitios de muestreo en el valle del Motagua. Al obtenerlas, fueron rectificadas utilizando el programa de ARC GIS 9.2 (ESRI, 2008) para ubicar exactamente cada punto de muestreo y poder inferir el contexto paisajístico en el cual ocurre. Alrededor de cada punto se trazó un polígono, el cual corresponde al área real de muestreo. Dentro de cada polígono se cuantificó el porcentaje de cobertura boscosa original (monte espinoso) para cada sitio mediante el programa ARC GIS 9.2 (ESRI, 2008) y

verificaciones de campo (a mayor porcentaje de cobertura boscosa original, menor porcentaje de cambio de uso del suelo). Asimismo, fueron clasificados los sitios de muestreo conforme a su tipo de material geológico, utilizando el mapa geológico de la República de Guatemala escala 1:50000 (IGN, 1970), y a su tipo de suelo, según la hoja de suelos de la República de Guatemala escala 1:50000 (Simmons, *et al.*, 1959). También fueron tomados *in situ* las coordenadas de latitud y longitud, así como la altitud sobre el nivel del mar.

Tabla I. Sitios de muestreo.

Sitio	Nombre	Localización	Área	Porcentaje de cobertura boscosa original
1	El llano de la negra	San Agustín Acasaguastlán, El Progreso	51,993 m ²	36%
2	Rancho los limones	San Agustín Acasaguastlán, El Progreso	14,437 m ²	23%
3	Parque Regional Municipal Lo de China	El Júcaro, El Progreso	69,081 m ²	74%
4	Terreno del Sr. Jorge Ramírez	El Júcaro, El Progreso	24,960 m ²	8%
5	Parque Regional Municipal Niño Dormido	Cabañas, Zacapa	49,657 m ²	96%
6	Vega de chicos	Cabañas, Zacapa	27,925 m ²	* No calculado
7	Reserva Natural Privada Las Flores	Río Hondo, Zacapa	82,166 m ²	95%
8	Aldea Casas de Pinto	Río Hondo, Zacapa	2,174 m ²	98%

* Si bien el chico (*Manilkara achras*) es una planta nativa de la región, ésta se encuentra en franjas pequeñas (bosque de ribera) a la orilla del río Motagua. En el área de estudio, los chicos fueron deliberadamente plantados, por lo que no puede tomarse como cobertura original y por lo tanto no fue calculado su porcentaje.

Colecta de escorpiones

Cada localidad fue muestreada dos veces durante el estudio, entre julio y agosto de 2008, utilizando una unidad de muestra temporal de 3 horas-persona por sitio (45 minutos por 2 colectores por 2 noches), para un total de 24 horas-persona de muestreo, de acuerdo a la metodología propuesta por Williams (1968). El método de colecta consistió en la recolección manual nocturna utilizando lámparas portátiles de luz ultravioleta, valiéndose de la fluorescencia que presenta el exoesqueleto de estos animales bajo esa longitud de onda. Los especímenes colectados fueron inmediatamente colocados en frascos conteniendo alcohol etílico al 88%. Todos los alacranes colectados fueron identificados a nivel de especie con la ayuda de un estereoscopio utilizando claves taxonómicas. Los especímenes fueron depositados en el Museo de Historia Natural de la Escuela de Biología de la Universidad de San Carlos.

Análisis de datos

Se considera la diversidad gamma como el número total de especies registradas en todo el territorio de estudio. La diversidad alfa o diversidad local describe la riqueza de especies que hay en un sitio. La diversidad beta se definió de dos maneras: 1) Para determinar la diversidad entre todos los sitios usamos el número de especies que no se registraron en un sitio promedio (Lande, 1996) y lo calculamos como $\leq = \geq - \pm$ en donde \geq es el número de especies en todo el territorio de estudio y \pm es la riqueza de especies promedio de los sitios estudiados (Lande, 1996). La estimación anterior proporciona una medida basada en el número de especies, la cual es comparable con la diversidad alfa y expresa la cantidad de especies en promedio que se distribuyen

en el resto de los fragmentos o parches del paisaje. Para determinar la diversidad beta entre pares de sitios, es decir la diferencia en la composición de especies entre dos sitios, también conocida como complementariedad (Colwell & Coddington, 1995) usamos la siguiente ecuación:

$$C = \frac{S_j + S_k - 2V_{jk}}{S_j + S_k - V_{jk}} * 100$$

$$S_j + S_k - V_{jk}$$

donde S_j y S_k son el número de especies registradas en los sitios j y k respectivamente, y V_{jk} es el número de especies compartidas entre ambos sitios. La complementariedad (C) fluctúa entre 0% (cuando las listas de especies de los dos sitios son idénticas) y 100% (cuando las listas son totalmente diferentes).

Para asegurar que se registró por lo menos el 90% de la riqueza de especies estimada para todo el paisaje, generamos una función asintótica de acumulación de especies (Soberón & Llorente, 1993) utilizando datos aleatorizados 200 veces mediante el programa EstimateS 6.0 (Colwell, 2000). Los valores aleatorizados de las observaciones acumuladas fueron ajustados a la ecuación de Clench, utilizando el programa STATISTICA 8.0 (StatSoft, 2009). Además se realizaron tres pruebas no paramétricas: ACE, Bootstrap y Chao1 utilizando el programa EstimateS 6.0 (Colwell, 2000).

Para detectar alguna asociación entre la diversidad alfa con atributos locales de cada sitio se realizaron correlaciones lineales para tres variables, siendo éstas el uso del suelo (representado como porcentaje de cobertura boscosa original), la altitud y el tamaño del área de muestreo. Los coeficientes de correlación permiten expresar cuantitativamente el grado de relación que existe entre dos variables. Sus números

varían entre -1 y +1. Su magnitud indica el grado de asociación entre las variables; el valor $r = 0$ indica que no existe relación entre las variables; los valores (+/-) 1 son indicadores de una correlación perfecta positiva o negativa (Portus, 1998).

4. RESULTADOS

La diversidad gamma para todo el paisaje fue de 3 especies de alacranes (Tabla 2), las cuales pertenecen a dos familias y dos géneros. El 67% de las especies (2) pertenece a la familia Buthidae. Estas especies son *Centruroides margaritatus* y *Centruorides schmidti*. El 33% restante (1) pertenece a la familia Scorpionidae, género *Diplocentrus*.

Tabla II. Frecuencias de captura de alacranes.

	Sitio							
	1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Centruroides margaritatus</i>	18	33	67	52	62	5	35	28
<i>Centruorides schmidti</i>	2	0	43	0	3	7	17	1
<i>Diplocentrus sp.</i>	0	0	0	0	1	0	1	11
Diversidad alfa	2	1	2	1	3	2	3	3

La diversidad alfa de alacranes, en promedio, fue de 2.125 especies y varió notablemente entre sitios, oscilando entre tres especies en los sitios correspondientes a fragmentos de bosque bien conservados (Parque Regional Municipal Niño Dormido, Reserva Natural Privada Las Flores, y el bosque de ribera de la aldea Casas de Pinto) y una especie en los dos sitios más pobres, una zona de extracción de materiales de construcción y un cultivo de sorgo-limón. Los tres fragmentos con mayor

cobertura de bosque original registran todas las especies de alacranes, o sea que la diversidad alfa en estos fragmentos es igual a la diversidad gamma. Una especie (*Diplocentrus sp.*) fue exclusiva de los fragmentos de bosque bien conservados, con porcentajes de cobertura original arriba del 89%, mientras que no hubo ninguna especie exclusiva de los hábitats modificados. Una especie (*Centruroides margaritatus*), se encontró en todos los sitios de muestreo.

Las curvas de acumulación de especies predichas por la ecuación de Clench y tres pruebas no paramétricas (Figuras I & II) alcanzaron una fase asintótica con un esfuerzo de muestreo de 18 horas persona aproximadamente. El ajuste de los valores aleatorizados de las observaciones acumuladas al modelo de Clench produjo un $R^2 = 0.98$ y una pendiente de 0.021. Un R^2 cercano a 1 indica un buen ajuste del modelo a los datos, mientras que una pendiente menor a 0.1 nos indica que hemos logrado un inventario bastante completo y altamente fiable.

$$v2=(6.84*v1)/(1+(2.12*v1))$$



Figura I. Ajuste de los valores aleatorizados de las observaciones acumuladas al modelo de Clench.



Figura II. Pruebas no paramétricas

Tabla III. Análisis de correlación.

Sitio	% Cobertura boscosa original	Número de especies
1	36%	2
2	23%	1
3	74%	2
4	8%	1
5	96%	3
6	*	2
7	95%	3
8	98%	3

$$r = 0.95103$$

$$p = 0.000993$$

* No fue tomado en cuenta para el análisis de correlación (Ver tabla I).

El análisis mediante correlación lineal entre las variables de cambio de uso del suelo (en este caso representado como el porcentaje de cobertura boscosa original) y número de especies (Tabla III) muestra una correlación positiva, con un coeficiente de $r = 0.95$ ($p < 0.001$). Este análisis muestra que el número de especies de alacranes en el monte espinoso es directamente proporcional al porcentaje de cobertura boscosa original. La correlación entre las variables tamaño del parche y número de especies

presenta un coeficiente de $r = 0.34$ ($p > 0.1$), y la correlación entre las variables altitud y número de especies presenta un coeficiente de $r = -0.5067$ ($p > 0.1$). Las variables de material geológico y suelos parecen no tener influencia sobre la diversidad alfa de alacranes en la región, ya que se encontró el 100% de las especies tanto en sitios con series de suelos del valle (sedimentarios), como en sitios con series de suelos subinal (ígneos y metamórficos).

Finalmente, la diversidad gamma de todo el paisaje se puede expresar de acuerdo a la ecuación de la división aditiva de la diversidad (Lande, 1996) como:

$$3 \text{ especies } (\geq) = 2.125 (\pm) + 0.875 (\leq)$$

El promedio del valor de complementariedad (beta diversidad) entre pares de sitios fue de 35.71%, oscilando entre 0 y 66.67% (Tabla 4), es decir, en promedio, un tercio de las especies de alacranes encontradas en un par de sitios están presentes exclusivamente en uno u otro sitio

Tabla 4. Valores de complementariedad (en porcentaje) entre pares de sitios.

Sitio	2	3	4	5	6	7	8
1	50	0	50	33.33	0	33.33	33.33
2		50	0	66.67	50	66.67	66.67
3			50	33.33	0	33.33	33.33
4				66.67	50	66.67	66.67
5					33.33	0	0
6						33.33	33.33
7							0

5. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Los resultados muestran que el cambio de uso del suelo parece ser la variable que mejor explica la diversidad de alacranes en el monte espinoso de la cuenca del río Motagua. Las diferencias en la riqueza de especies de los sitios estudiados indican que los alacranes responden fuertemente, aunque de manera distinta, al cambio de uso del suelo, representado por la reducción en el porcentaje original de cobertura boscosa.

La riqueza de especies en todo el paisaje fragmentado, es decir la diversidad gamma, es el resultado de las diversidades alfa y beta, las cuales reflejan la heterogeneidad del paisaje (pre y post-fragmentación). De este modo, la diversidad gamma es una función de la sensibilidad de las especies a las diferencias o cambios en el paisaje, por lo que en paisajes modificados donde el original (pre-fragmentación) era relativamente homogéneo, esperaríamos que el número total de especies presentes fuera similar al número de especies del fragmento o parche más diverso. En este escenario, la composición de especies en los fragmentos o parches restantes serían subconjuntos del fragmento más rico y, por lo tanto, la diversidad gamma estaría influenciada en mayor medida por la diversidad alfa. Por el contrario, la riqueza de especies en paisajes heterogéneos será notablemente mayor que la del parche más rico y el número de especies en el paisaje será un resultado de la disimilitud en la composición de los ensamblajes de los parches que constituyen el paisaje. Por lo tanto, se esperarían altos valores de diversidad beta. Esta manera de dividir los elementos de la diversidad es esencial para entender la contribución de los procesos locales y regionales a la diversidad de especies (Shluter & Ricklefs, 1993; Lande, 1996; Halffter & Pineda, 2004).

El análisis de las diversidades alfa, beta, y gamma del presente estudio muestra que el número total de especies de alacranes presentes en el monte espinoso de la cuenca del río Motagua es similar al número de especies de los fragmentos más diversos. Por lo tanto, la diversidad alfa tiene mayor influencia sobre la diversidad gamma de la que tiene la diversidad beta. De este modo, podemos inferir que la distribución de los alacranes en el área de estudio, previo a los distintos cambios de uso del suelo, era relativamente homogénea.

La actividad humana no genera únicamente dos tipos de escenarios extremos: hábitats bien conservados y hábitats altamente empobrecidos. En realidad, los hábitats antropogénicos ubicados a lo largo del paisaje representan un gradiente de transformación, y estos hábitats tienen diferentes efectos sobre la dinámica de especies y la biodiversidad (Halffter & Pineda, 2004).

La fragmentación del hábitat no actúa directamente sobre el ensamble de especies, sino que los cambios en las condiciones ambientales actúan sobre cada especie de manera independiente (Halffter & Pineda, 2004). Por lo tanto, las especies de alacranes responden de manera diferencial al cambio de uso del suelo. En el monte espinoso de la cuenca del Motagua, existen especies indiferentes al porcentaje de cobertura boscosa original, como es el caso de *Centruroides margaritatus*, encontrada en todos los sitios de estudio, lo cual está acorde con la gran plasticidad ecológica que exhiben muchas de las especies del género *Centruroides* (Armas & Maes, 1998). Especies como *Centruroides schmidti* se presentan en remanentes superiores al 36% de vegetación original, llegando a encontrar incluso en cercos vivos alrededor de potreros o cultivos,

siempre que exista conexión con parches de monte espinoso. *Centruroides schmidti* fue encontrada en el 75% de las localidades de estudio. Por su parte, *Diplocentrus* sp., es una especie rara, encontrada solamente en el 37% de las localidades de estudio, las cuales corresponden a los sitios con menor porcentaje de cambio de uso del suelo, es decir, los sitios con mayor porcentaje de cobertura original. Es de marcada importancia, la frecuencia de observación de *Diplocentrus* sp., ya que en dos de las localidades, fue encontrado únicamente una vez durante el estudio, mientras que en la localidad restante se capturaron 11 individuos. Cabe resaltar que la localidad con la mayor frecuencia de *Diplocentrus* sp., es un bosque ribereño. Bennett (1999) señala la importancia de los bosques ribereños como corredores biológicos, fuentes de alimento estacional, reservas de agua y sitios de reproducción, sobre todo en ambientes áridos y semiáridos.

Centruroides margaritatus (Gervais, 1841) es una especie de la familia Buthidae. El tamaño de los adultos va de mediano a grande (52-85 mm). Esta especie es generalmente encontrada sobre el suelo durante la noche. Presenta un marcado dimorfismo sexual. Su distribución es bastante amplia, desde los estados de la costa Pacífica de México, pasando por toda América Central y llegando hasta Ecuador en América del Sur (Armas & Maes, 1998; Stockwell & Teruel, 2002). Este escorpión es la especie encontrada frecuentemente en las viviendas de los poblados ubicados en la región semiárida del valle del Motagua.

Centruroides schmidti

(Sissom, 1995) es una especie arbórea de la familia Buthidae, con adultos de tamaño pequeño (26-46

mm). El dimorfismo sexual es evidente. Se encuentra a todo lo largo de la costa y tierras bajas del Caribe y el Pacífico de Centro América, desde Veracruz (un reporte de precisión cuestionable) y Quintana-Roo en México, hasta las provincias de Alajuela y Guanacaste en Costa Rica (Teruel & Stockwell, 2002). En Guatemala se encuentra reportada para el río Las Escobas (Armas & Maes, 1998).

El género

Diplocentrus

(Peters, 1861), familia Diplocentridae, es un grupo diverso encontrado desde el suroeste de Estados Unidos hasta la parte norte de Centro América. Las especies de este género son generalmente poco conocidas, encontrándose representadas en las colecciones por uno o pocos especímenes. Son típicamente escorpiones cavadores, aunque algunos habitan grietas rocosas (Lourenço & Sissom, 2000). Armas & Maes (1998), señalan que es de esperar que un número apreciable de especies de *Diplocentrus*, especialmente de Guatemala, estén aún por descubrirse.

El discutir los orígenes y las afinidades de la diversidad de escorpiones es una tarea complicada debido a la falta de conocimiento preciso acerca de las relaciones filogenéticas de la mayoría de los grupos. Sin embargo, algunas posibilidades generales pueden discutirse al nivel de familia o incluso de género (Lourenço & Sissom, 2000). Al nivel de familia, la diversidad actual es derivada de elementos pulmonados (Neoscorpionina) originados en Laurasia y Gondwana durante los tiempos de Pangea (Lamoral, 1980; Lourenço & Sissom, 2000). En ese tiempo, dominaban los Protobuthidae, y la distribución de Buthidae actualmente, es el resultado

de un proceso vicariante producto de la fragmentación de Laurasia y Gondwana. Por esta razón, la familia Buthidae está presente en todos los continentes, excepto Antártica. En el norte de América, incluyendo a Guatemala, la familia está representada solamente por el género *Centruroides*. Las afinidades precisas de *Centruroides* con otros géneros de Buthidae no es muy clara, aunque la mayoría de autores consideran al género cercanamente emparentado con el género *Rhopalurus*, de Sur América y el Caribe (Lourenço & Sissom, 2000). Por otro lado, la distribución discontinua de la familia Diplocentridae permanece sin explicar completamente. En América, la familia Diplocentridae se encuentra desde Estados Unidos hasta el norte de Sur América y el Caribe. Sin embargo, la familia también se encuentra en el Medio Oriente, específicamente en la isla de Abdel-Kuri, cerca de la costa de la península Arábiga. Los problemas encontrados al explicar la distribución discontinua de la familia Diplocentridae apuntan hacia la antigüedad geológica del grupo, como también a los procesos que han dado como resultado la presencia de fauna relictual (Lourenço & Sissom, 2000).

6. AGRADECIMIENTOS

Se desea agradecer a Mario Véliz (Escuela de Biología) las sugerencias para el presente trabajo y a Luis F. de Armas (Instituto de Ecología y Sistemática de Cuba) por sus valiosos aportes para la taxonomía de los alacranes. Asimismo, se agradece a todas las personas que colaboraron en la realización del trabajo de campo, en especial a Carlos Ávila y Emanuel Agreda y a todas las personas en el valle del Motagua que hicieron posible el presente trabajo, en especial a Rudy del Cid y Sergio Salguero (Fundación Defensores de la

Naturaleza), Hugo Paiz (Municipalidad de San Agustín Acasaguastlán), Juan Manuel Alvarado (CONAP/ Parque Regional Municipal Niño Dormido), Juan Ramón Paz (Reserva Natural Privada Las Flores), Héctor España (Municipalidad El Júcaro), Víctor Hernández y las familias Trujillo, León y Aldana (Huité, Zacapa). Se agradece también el aporte brindado por Eduardo Sacayón, Pavel García, Roberto Garnica y el laboratorio de SIG del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación.

7. REFERENCIAS

1. Armas, L.F. de & Maes, J.M. 1998. *Lista anotada de los alacranes (Arachnida: Scorpiones) de América Central, con algunas consideraciones biogeográficas*. Revista Nicaragüense de Entomología No. 46: 24-38.
2. Bennett, A.F. 1999. *Linkages in the landscape. The roles of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 254 pp.
3. Colwell, R.K. & J.A. Coddington. 1995. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. En: D. Hawskworth (ed), *Biodiversity measurement and estimation*. Chapman & Hall, Nueva York, 101-118.
4. Colwell, R.K. 2000. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 6.0.
5. ESRI 2008. ARC GIS 9.2. Environmental Systems Research Institute, Redlands, California.

6. FDN & TNC. 2003. *Plan de Conservación de la región semiárida del Valle del Motagua*. 67 pp.
7. Halffter, G. 1998. *A strategy for measuring landscape biodiversity*. *Biology International*, 36: 3-17.
8. Halffter, G. & E. Pineda. 2004. *Relaciones entre la fragmentación del bosque de niebla y la diversidad de ranas en un paisaje de montaña de México*. En: Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff & A. Melic (eds.) *Sobre Diversidad Biológica: El Significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. Monografías Tercer Milenio. Zaragoza, España. 244 pp.
9. Instituto Geográfico Nacional, (IGN). 1970. *Mapa Geológico de la República de Guatemala*. Escala 1:50000. Primera edición.
10. Lamoral, B.H. 1980. *A reappraisal of suprageneric classification of recent scorpions and of their zoogeography*. Proc. VIII Inter. Arach. Congr., Wien, 1980: 439-444.
11. Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, 76: 5-13.
12. Lourenço, W.R. & W.D. Sissom. 2000. *Scorpiones*. In: Bousquets, J.L., González Soriano, E. & Papavero, N. (Eds.) *Biodiversidad, Taxonomía y Biogeografía de Artrópodos de México: Hacia una Síntesis de su Conocimiento. Volúmen II*. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, 115-135.
13. Monroy, C. & R. Marroquín. 2001. *Inventario de la biodiversidad entomológica respecto a su distribución altitudinal en dos áreas representativas de bosque espinoso de Guatemala*. Instituto de Investigaciones Químicas y Biológicas. Universidad de San Carlos de Guatemala.
14. Polis, G.A. 1990. *The biology of scorpions*. Standford University Press. 587 pp.
15. Portus, L. 1998. *Curso Práctico de Estadística*, 2ª. Ed. McGraw-Hill Interamericana. Bogotá, Colombia. 208 pp.
16. Schluter, D. & R.E. Ricklefs. 1993. *Species diversity: An introduction to the problem*. En: R.E. Ricklefs & D. Schluter (eds.) *Species diversity in ecological communities: Historical and geographical perspectives*. The University of Chicago Press, Chicago.
17. Simmons, C., J. Tarano & J. Pinto. 1959. *Clasificación de reconocimiento de los suelos de la República de Guatemala*. Instituto Agropecuario Nacional. Servicio Cooperativo Inter-Americano de Agricultura. Ministerio de Agricultura. La Aurora, Guatemala. 1000 pp.
18. Soberón, J.M. & J.E. Llorente-Bousquets, 1993. *The use of species accumulation functions for the prediction of species richness*. *Conservation Biology*, 7: 480-488.
19. STATSOFT 2009. *STATISTICA Version 8.0*. StatSoft, Inc., Tulsa, OK.

20. Teruel, R. & Stockwell, S. A. 2002. *A Revision of the Scorpion fauna of Honduras, with description of a new species (Scorpiones: Buthidae, Diplocentridae)*. *Revista Ibérica de Aracnología*. 6: 111-127.
21. Stuart, L. 1954. *A description of a subhumid corridor across Northern Central America, with comments on its herpetofaunal indicators*. *Contrib. Lad. Ver. Biol.* 65:1-26.
22. Williams, S.C. 1968. *Methods of sampling scorpion populations*. *Proceedings of the California Academy of Science. Fourth Series*. Vol. XXXVI, 8:221-230