



SHILAP Revista de Lepidopterología

ISSN: 0300-5267

avives@eresmas.net

Sociedad Hispano-Luso-Americana de
Lepidopterología
España

Santana, G. H.; Pretus, J. L.; Chust, G.

Evaluación de atributos geométricos y proporción espacial del hábitat en una selva baja caducifolia del
Estado de Guerrero, México para macrolepidópteros nocturnos (Insecta: Lepidoptera)

SHILAP Revista de Lepidopterología, vol. 39, núm. 154, junio, 2011, pp. 189-203

Sociedad Hispano-Luso-Americana de Lepidopterología
Madrid, España

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=45521389007>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Evaluación de atributos geométricos y proporción espacial del hábitat en una selva baja caducifolia del Estado de Guerrero, México para macrolepidópteros nocturnos (Insecta: Lepidoptera)

G. H. Santana, J. L. Pretus & G. Chust

Resumen

Las selvas bajas caducifolias (SBC) son un ecosistema cuyos procesos ecológicos en la interacción vegetación - biodiversidad han sido poco estudiados, sobre todo en escenarios de perturbación y/o fragmentación. Tomando como indicadores la riqueza y abundancia de especies de Macrolepidoptera nocturnos, el presente análisis contribuye a investigar el papel de algunos atributos comúnmente reportados que caracterizan a los fragmentos de SBC, por ejemplo área, forma y vecino más cercano. Por otro lado, también se investigó la contribución de la proporción del hábitat a diferentes escalas espaciales. Nuestros resultados muestran una mayor influencia del factor proporción de hábitat disponible y un papel más limitado, pero no ausente, de los atributos geométricos de los fragmentos. De esta manera, se obtuvo y discutió un modelo que explica la influencia del paisaje sobre ambos atributos de la biodiversidad y en el cual se incluyó la proporción de hábitat y atributos geométricos, determinando de esta forma un criterio de conservación para este grupo faunístico.

PALABRAS CLAVE: Insecta, Lepidoptera, área, forma, proporción de selva baja caducifolia, escala espacial, México.

Geometric attributes and spatial proportion of habitat assessment for moths in a seasonally dry tropical forest in Guerrero State, Mexico (Insecta: Lepidoptera)

Abstract

Seasonal deciduous forests (SDF) constitute an ecosystem whose ecological processes in the interaction vegetation/biodiversity have been little studied, especially so as regard situations of alteration and/or fragmentation. Taking as indicators richness and abundance of nocturnal Macrolepidoptera species, the present analysis researches the role of certain frequently used criteria which characterize SDF fragments, for example area, shape and closest neighbour. On the other hand, the contribution of habitat proportion at different spatial scales was also studied. Our results indicate a greater influence of the proportion of available habitat factor and a lesser role of the geometrical attributes of fragments. In this way a model is proposed and discussed that explains the influence of landscape over both biodiversity attributes, which includes habitat proportion and geometric characters, resulting in a conservation criterion for this faunistics group.

KEY WORDS: Insecta, Lepidoptera, area, shape, seasonally dry forest amount, spatial scale, Mexico.

Introducción

Es común aseverar que un incremento o decremento en la biodiversidad depende de varios factores

G. H. SANTANA, J. L. PRETUS & G. CHUST

como los rasgos biológicos de las especies, la escala espacial del estudio, la intensidad y respuesta de los atributos físicos del paisaje, calidad del hábitat o el método de análisis elegido entre otros (FAHRIG & MERRIAM, 1994; WITH & CRIST, 1995; MOILANEN & HANSKI, 1998; DAVIES *et al.*, 2001; TISCHENDORF *et al.*, 2003; VANCE *et al.*, 2003). Entre estos factores se reconocen dos procesos, que pueden o no actuar de forma conjunta, la pérdida de hábitat y la fragmentación como responsables de la alteración en la estructura de la biodiversidad (BASCOMPTE & RODRIGUEZ, 2001; FAHRIG, 2003; TSCHARNTKE & BRANDL, 2004; HERNÁNDEZ-STEFANONI, 2006; KOPER *et al.*, 2007) estudiar cualquiera de ellos, nos puede llevar a la modelación y predicción de la misma con fines de conservación.

Sin embargo, a pesar de los avances logrados en el conocimiento de ambos procesos, los resultados tanto al nivel teórico como empírico, no han demostrado con contundencia su influencia sobre la composición de las comunidades biológicas, por ejemplo de acuerdo a estudios de GREZ *et al.* (2004) y KOPER *et al.* (2007) no se pueden aseverar relaciones causales directas del deterioro de la biodiversidad debido a la pérdida de hábitat o la fragmentación per se.

El grado de fragmentación de una cobertura vegetal al nivel de paisaje se ha utilizado en un mayor número de estudios, tomando como variables atributos tales como el área, la forma, aislamiento, número de fragmentos, configuración espacial de los fragmentos, proporción área: perímetro, percolación por mencionar algunos (OPDAM *et al.*, 2003; WIMBERLY 2006) entre una mirada de propiedades geométricas de los fragmentos (ver MACGARIGAL & MARKS, 2002). De forma reciente, se ha prestado especial atención por definir si la pérdida de hábitat actúa independientemente o en combinación con la fragmentación sobre la composición de la biodiversidad (FAHRIG, 2003; GREZ *et al.*, 2004; KOPER *et al.*, 2007). Muchos de estos estudios se han realizado con especies de aves, insectos y anfibios/mamíferos entre otros (MARTÍNEZ-MORALES, 2004; DONNER *et al.*, 2008; CHUST *et al.*, 2003a; GREZ *et al.*, 2004; URBINA-CARDONA & REYNOSO, 2005).

En la búsqueda del entendimiento sobre el mantenimiento y establecimiento de la biodiversidad en las comunidades biológicas fragmentadas, se ha explorado la percepción del hábitat a diferentes escalas espaciales (BENDER *et al.*, 2003; CHUST *et al.*, 2003b; JOBIN, 2005), por ejemplo considerar de forma explícita el efecto o configuración del hábitat fragmentado en un paisaje para los taxa considerados (JOBIN *et al.*, 2005; HERNÁNDEZ-STEFANONI, 2006; WIMBERLY, 2006). Se ha discutido que el análisis de la fragmentación per se (sensu FAHRIG, 2004) no necesariamente incluye la influencia de la configuración espacial de los fragmentos, por lo que se han encontrado diversas posturas en cuanto al efecto final de la fragmentación sobre, por ejemplo, procesos de dispersión y/o reproducción y territorialidad o la abundancia de las poblaciones (SÖNDGERATH & SCHRÖEDER, 2002; BISIGATO & BERTILLER, 2004; URBINA-CARDONA & REYNOSO, 2005; WIMBERLY, 2006; CONNER *et al.*, 2008). En ellos, el poder estadístico que explica la relación biodiversidad-fragmentación ha sido mejor entendida con la cantidad de hábitat y su configuración que en su relación con las características geométricas de los fragmentos del hábitat disponible.

Se establece que para especies con movilidad media a alta (generalistas), en su búsqueda de recursos para su sobrevivencia, la escala espacial y la proporción del hábitat en un paisaje debe ser ecológicamente más relevante que el reconocimiento físico de fronteras o bordes de un fragmento, lo que constituye la visión clásica de la fragmentación del hábitat (WIENS, 2002; TSCHARNTKE *et al.*, 2002; TISCHENDORF *et al.*, 2003; HERNÁNDEZ-STEFANONI, 2006).

Ahora bien, la mayor parte de los estudios relativos a la fragmentación se han realizado en bosques de clima templado-frío, aunque existen importantes aportaciones para el bosque tropical (MARTÍNEZ-MORALES, 2004; URBINA-CARDONA & REYNOSO, 2005) pero la información sobre ecosistemas de clima cálido estacional es hasta ahora poco abordada. En el presente documento, atendiendo a la visión ecológica de la proporción del hábitat, se propone que el conocimiento de la cantidad y configuración espacial del hábitat debería explicar o predecir la distribución de Macrolepidoptera nocturnos en un paisaje de selva baja caducifolia.

Tratamos de comprobar la sensibilidad ambiental para las diferentes especies de este grupo, en cuanto a su riqueza y abundancia, al arreglo espacial y cantidad de hábitat que los rodea. En contraparte, se toman tres medidas geométricas de los fragmentos comúnmente usadas a fin de establecer una

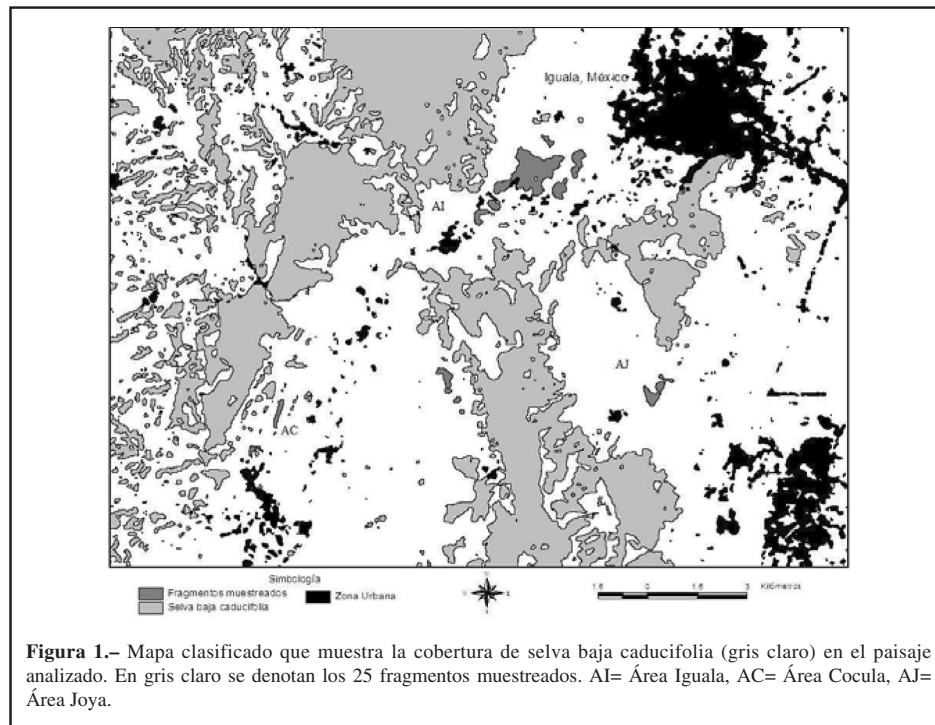
EVALUACIÓN DE ATRIBUTOS GEOMÉTRICOS Y PROPORCIÓN ESPACIAL DEL HÁBITAT EN UNA SELVA

comparación estadística, por ejemplo área, forma y aislamiento (DAVIES *et al.*, 2001; SUMMERVILLE & CRIST, 2001; TSCHARNTKE *et al.*, 2002; TISCHENDORF *et al.*, 2003, ARROYO-RODRÍGUEZ & MANDUJANO, 2006).

Se ha elegido a los Macrolepidoptera nocturnos por ser un grupo con alto número de especies, que cubren un amplio espectro de micro hábitats y estructura de la vegetación. Además, algunos taxa tienen un alto rango de movilidad (SCHNEIDER, 2003) y su ecología no ha sido bien estudiada en selvas bajas caducifolias. De esta forma nuestro objetivo es investigar si la influencia de la proporción de hábitat a diferentes escalas espaciales define la riqueza y abundancia de especies en una selva baja caducifolia mexicana o bien son los atributos geométricos de los fragmentos los que lo hacen.

Área de estudio

El dominio bioclimático de la selva baja caducifolia se localiza, dentro del Estado de Guerrero (México), en su región norte, entre las coordenadas UTM 2018000 S y 2000000 N ; 425000 W y 445000 E. El centro urbano de referencia más cercano es la ciudad de Iguala (Fig. 1). El tipo climático de acuerdo a la clasificación de GARCÍA (1988) para México corresponde al $Aw_0(w)$ el menos húmedo de los cálidos subhúmedos con lluvias en verano y menos del 5% de lluvia invernal. Nuestra área de estudio cubre unos 400 km², y está constituida en su mayor parte por selva baja caducifolia (SBC), con áreas perturbadas de esta misma formación, seguida en importancia decreciente por vegetación secundaria, matorral espinoso, remanentes de bosque de galería y especies arbóreas siempre verdes, básicamente de la familia Moraceae. La perturbación histórica de la SBC es notable, debido tanto a la agricultura y ganadería como a las actividades extractivas locales de madera y leña, si bien estas últimas han disminuido de intensidad en las últimas dos décadas, debido a la falta de incentivos económicos para la población rural.



G. H. SANTANA, J. L. PRETUS & G. CHUST

Dadas estas condiciones para la SBC, se procedió a elegir el área de estudio de tal manera que se minimizara en lo posible la variación debida a parámetros ambientales naturales. De esta forma los parámetros observados en el área son: altitud (600-720 m), temperatura ($26.4^{\circ} \pm 6^{\circ}$ C durante 9 meses exceptuando el invierno), precipitación 1.033,2 mm, tipo de suelo predominante regosol-vertisol (SANTANA, 2002). Asimismo, posee una topografía accesible en el 90% del territorio, dado que se observan pendientes no mayores al 10%, la geomorfología es en su mayoría de planicies aluviales y en menor proporción lomeríos y pie de monte. De tal forma, asumimos que dichas características no determinan la variabilidad en la distribución y ni en los movimientos de los *Macrolepidoptera* nocturnos analizados en este trabajo.

De esta forma, atendiendo al micro relieve del área delimitada se definieron tres zonas geográficas: Iguala (AI), Cocula (AC) y Joya (AJ). Como se muestra en la Fig. 1, AI presenta un grupo de fragmentos cercanos entre sí lo que teóricamente le da mayor intercambio de individuos. El AC son fragmentos con cercanía a SBC considerada como continua por la superficie que cubre y el AJ son fragmento con mayor dispersión y mayor contacto con matriz de SBC alterada.

Métodos

PROPORCIÓN DE SBC Y EXTRACCIÓN DE ATRIBUTOS GEOMÉTRICOS DE LOS FRAGMENTOS A DIFERENTES ESCALAS ESPACIALES

Se trabajó con una imagen de satélite Landsat ETM+ de marzo de 2000 georeferenciada, este sensor proporciona una resolución espectral de seis bandas y un tamaño de píxel de 25 m y una extensión de 1.533,7 km². Se procedió a realizar una clasificación supervisada para la cobertura de vegetación y los usos de suelo existentes. En el proceso de clasificación se aplicó el método de Máxima Verosimilitud como algoritmo de asignación. El proceso de clasificación se realizó con el programa ENVI 3.5 (RESEARCH SYSTEMS INC., 2004). Se obtuvo una leyenda con 16 categorías de cobertura vegetal y usos de suelo. El grado de ajuste, de acuerdo al Índice de Kappa (EASTMAN *et al.*, 1995) fue del 88%. La SBC representa la mayor proporción de la imagen total y de ella se obtuvo un índice de ajuste del 92.5%.

Con la imagen clasificada se procedió a recortar una ventana que contuviera únicamente el área del estudio que se había definido previamente, conteniendo SBC. Se procedió a binarizar la clasificación en dos categorías (hábitat SBC y matriz). La ventana de estudio, de esta manera, proporcionaba una extensión de SBC de 7.677 ha.

Una vez clasificada y binarizada la imagen, se procedió a la obtención de los atributos geométricos de interés: Área, forma y aislamiento. Para el aislamiento se usó la distancia euclídea entre el fragmento focal y su vecino más cercano perteneciente a la misma clase (MACGARIGAL & MARKS, 2002). Los tres atributos se extrajeron con el programa Fragstats v3.3.

Con el fin de estimar la proporción de SBC a diferentes escalas espaciales, esto es, la proporción de terreno que es ocupada por dicha formación en ventanas de superficie geográfica creciente dentro del área de estudio. Se calculó siguiendo el método descrito en CHUST *et al.* (2003b), el cual, brevemente, sobre un mapa binario y en formato raster de SBC define ventanas consecutivas (cada una es una escala espacial) centradas en los puntos de muestreo biológico. Para cada punto de muestreo se definen n tamaños de escala: 3×3 , 5×5 , 7×7 , ..., $m \times m$ píxeles.

Para cada tamaño se calculan el número total de píxeles atribuidos a SBC y los atribuidos a la matriz, estimando el porcentaje de ellos para cada una de las escalas. Una restricción importante en la definición de los límites de la escala espacial bajo estudio para *Macrolepidoptera* nocturnos es la incertidumbre sobre sus rangos de movilidad. La información disponible es la de los movimientos para lepidópteros diurnos, de los que se reportan hasta 2.250 m (SCHNEIDER, 2003) si bien la movilidad de los taxa pertenecientes a la clase *Lepidoptera* puede ser de una mayor amplitud. Para los propósitos de la metodología propuesta en este trabajo, se estimó un promedio de 188 m a partir de los trabajos de BROWN & HUTCHINGS (1997) y SCHNEIDER (2003). De esta forma, se tomó como base este valor

EVALUACIÓN DE ATRIBUTOS GEOMÉTRICOS Y PROPORCIÓN ESPACIAL DEL HÁBITAT EN UNA SELVA

para establecer el movimiento de *Macrolepidoptera* nocturnos en un radio de 5.5 ha. Sin embargo, dada la potencial mayor movilidad en *Lepidoptera*, se consideró un radio tres veces mayor para estimar la proporción de SBC en el análisis. De esta manera, la escala máxima espacial con la que se trabajó fue de 23 X 23 píxeles (575 X 575 m 33 ha).

MUESTREO BIOLÓGICO

Los datos sobre *Macrolepidoptera* del presente estudio fueron extraídos a partir del trabajo de campo realizado por SANTANA (2006). Comprende 25 fragmentos de SBC, en los que se tuvieron en cuenta dos criterios para elegir los puntos de muestreo. Primero, aquellos fragmentos con SBC bien conservada, delimitados e inmersos en una matriz similar (agrícola o de vegetación secundaria). Segundo, se evitó muestrear fragmentos muy pequeños ($< 1.000 \text{ m}^2$) para no incluir especies de *Macrolepidoptera* nocturnos con preferencia por ambientes muy heterogéneos. Para definir la talla mínima de un *Macrolepidoptera* se siguió el criterio de SCHNEIDER (2003) que es de 2.5 cm de longitud, medido desde la cabeza hasta la parte final del abdomen.

Los fragmentos, o sitios de muestreo, se localizaron en tres áreas del paisaje estudiado (Fig. 1): Área Iguala (AI) que comprendió 8 fragmentos, en el noreste de la zona, Área Cocula (AC) con 7, ubicados hacia el suroeste y Área Joya de Paintla (AJ) con 10 fragmentos concentrados hacia el este.

El muestreo de los *Macrolepidoptera* se efectuó del 15-VII-2005 al 30-VIII-2005, se usaron trampas de luz negra de 15 Watts, formada por un cubo de plástico con tapa (resistente al acetato de etilo y al éter etílico), embudo y 3 aletas plegables de metacrilato de 3 mm. Cada fragmento fue muestreado hasta en dos ocasiones con una diferencia de 15 a 20 días a fin de observar la sucesión de especies durante la época de lluvias en el área de estudio. La trampa se colocaba en cada sitio preestablecido por un período de 3 - 4 horas inmediatamente después de la puesta del sol. Tras ello, se sacrificaban in situ introduciendo algodón impregnado con acetato de etilo, se sellaba la trampa y los especímenes eran trasladados al Laboratorio de Control Biológico de la Facultad de Ciencias Agropecuarias y Ambientales de la Universidad Autónoma de Guerrero. Ahí eran preparados, clasificados y separados por morfoespecie, dado que para México existen pocas obras ilustradas de palomillas nocturnas. Si era posible se identificaban hasta el nivel de especie por comparación utilizando trabajos de autores con grupos específicos como Arctiidae (BALCÁZAR & BEUTELSPACHER, 2000), Saturniidae (BALCÁZAR & BEUTELSPACHER, 2000), Sphingoidea (LEÓN-CORTÉS, 2000), Hesperioidea (WARREN, 2000), de otra forma a través de páginas web de Universidades reconocidas como la de Arizona (www.nitro.biosci.arizona.edu/zeeb/butterflies/mothlist), comprobando su rango de distribución. Se realizó una visita a la Colección Entomológica del Instituto de Biología de la UNAM en enero del 2006 a fin de verificar la identificación de algunos especímenes.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Con la base de datos de abundancia por especie disponible, se construyeron dos matrices, una para la riqueza de especies por fragmento y la otra de abundancia por fragmento. En primer lugar y con la finalidad de conocer si existen diferencias en la riqueza de especies para las tres áreas se realizó una prueba de medias con el método de Tukey (con un 95% de confianza) utilizando una prueba de comparación múltiple, la cual se estimó en el programa Statgraphics 4.1. En seguida, para testar la hipótesis de que la proporción de SBC a diferentes escalas espaciales (E_n) es un mejor predictor para la riqueza y abundancia de especies que los atributos geométricos de los fragmentos, se realizaron regresiones lineales simples y múltiples a fin de observar las variabilidad explicada (R^2) de cada combinación de las variables E_3, E_5, \dots, E_{23} y con el Área, Forma y Aislamiento como factores independientes. De la misma manera, se analizaron diferentes combinaciones entre ambos juegos de variables con un Modelo General Linearizado (GLM). El mejor modelo resultante fue validado con el método Jackknife, el cual recalcula el modelo por regresión excluyendo un fragmento en cada paso realizado ($n-1$). El nuevo modelo es aplicado al fragmento excluido para obtener datos ajustados y

G. H. SANTANA, J. L. PRETUS & G. CHUST

determinar cómo de buena es la correlación entre los observados y los predichos (LOBO & MARTÍN-PIERA, 2002):

$$E_i = (y_i - y_c)/y_i \times 100$$

Donde E_i es el error predicho para la observación i ; y_i e y_c son la riqueza o abundancia de especies observadas y predichas para cada y_i cuando esta observación i es excluida.

Resultados

La base de datos con la que se trabajó comprende 212 taxones de los cuales se identificaron 19% de especies, 58% al nivel de morfoespecies (58%) y 23% sin identificar, con 3.243 especímenes en total, pertenecientes a 8 familias. El comportamiento de la riqueza de especies (S) encontrada en cada una de las áreas mostró un patrón diferente ya que al comparar la riqueza de especies para AI, AC y AJ, se encontraron diferencias sólo entre AC y AJ ($t = -2.1$, p -valor = 0.05). Para el caso de la abundancia, no se encontró diferencia entre las tres áreas.

ANÁLISIS DE LA BIODIVERSIDAD DE MACROLEPIDOPTERA NOCTURNOS CON LOS ATRIBUTOS GEOMÉTRICOS DE LOS FRAGMENTOS

En general, las regresiones simples y múltiples (método Stepwise) introduciendo los valores obtenidos de área, forma y aislamiento más la latitud y longitud (en UTM) de cada fragmento no mostraron una correlación alta con la riqueza de especies en todas las áreas. La excepción en el AC con la Latitud, en donde la distancia de los fragmentos en sentido norte-sur explicó el 80% de la riqueza de especies (Tabla I).

	A	F	ENN	A•S•ENN	A•F	A•ENN	F•ENN	Lat	Long
S_{norte} $n=8$	10.61 ^{NS} 0.33	2.05 ^{NS} -0.14	8.33 ^{NS} -0.29	28.36 ^{NS}	0.0	0.0	0.94 ^{NS}	2.53 ^{NS} 0.16	9.22 ^{NS} 0.30
S_{sur} $n=7$	21.92 ^{NS} -0.47	11.91 ^{NS} -0.35	1.68 ^{NS} -0.13	13.69 ^{NS}	0.0	0.0	18.31 ^{NS}	52.14 ^{NS} 0.72	79.5** 0.89
S_{JP} $n=10$	2.95 ^{NS} 0.17	0.25 ^{NS} 0.05	2.23 ^{NS} -0.15	0.0	0.0	0.0	0.0	1.26 ^{NS} -0.11	0.07 ^{NS} -0.03
N_{norte}	69.73** 0.84	31.08 ^{NS} 0.56	33.77 ^{NS} -0.58	69.95*	59.3*	73.45**	14.34 ^{NS}	1.35 ^{NS} -0.12	22.08 ^{NS} 0.47
N_{sur}	21.87 ^{NS} -0.46	11.11 ^{NS} -0.33	1.01 ^{NS} -0.10	33.0 ^{NS}	0.0	1.12 ^{NS}	26.93 ^{NS}	43.40 ^{NS} 0.66	79.32** 0.89
N_{JP}	7.29 ^{NS} -0.27	13.43 ^{NS} -0.36	0.47 ^{NS} -0.06	0.0	0.0	0.0	0.0	4.26 ^{NS} -0.21	2.74 ^{NS} -0.17

A=AREA; S=FORMA; ENN=Distancia Euclidiana al Vecino más cercano; Lat=Latitud; Long=Longitud.
Combinaciones entre A, S y ENN con GLM; ^{NS} modelo no significativo, * significativo a $p=0.05$, ** significativo a $p=0.01$.

Tabla I. Regresiones simples y GLM para diferentes combinaciones de los atributos de fragmentación por localidad contra la riqueza y abundancia de especies de macrolepidópteros. En la parte superior de cada sitio se muestra la R^2 con su significancia estadística. En la parte inferior se muestra el valor de correlación obtenido.

EVALUACIÓN DE ATRIBUTOS GEOMÉTRICOS Y PROPORCIÓN ESPACIAL DEL HÁBITAT EN UNA SELVA

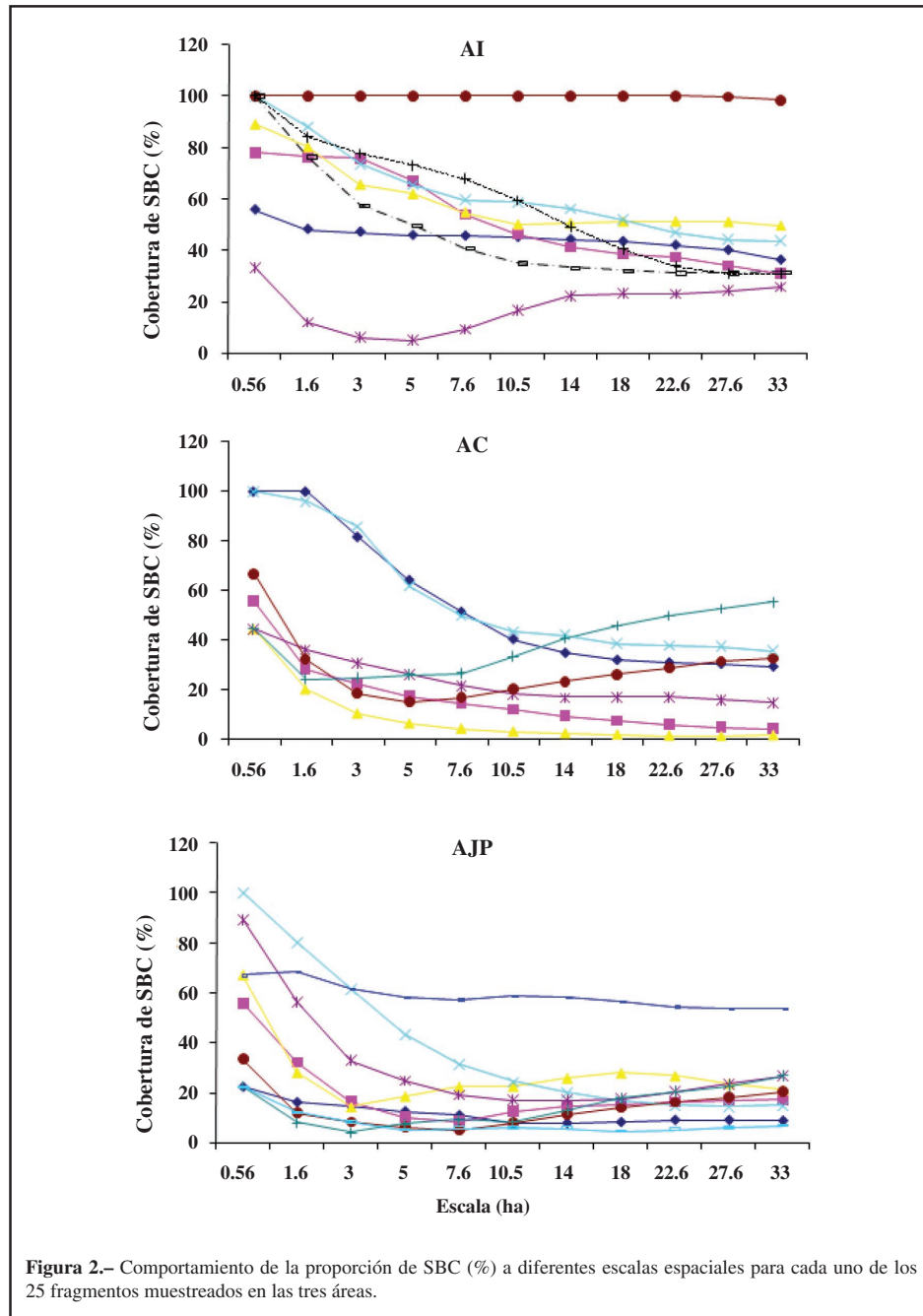
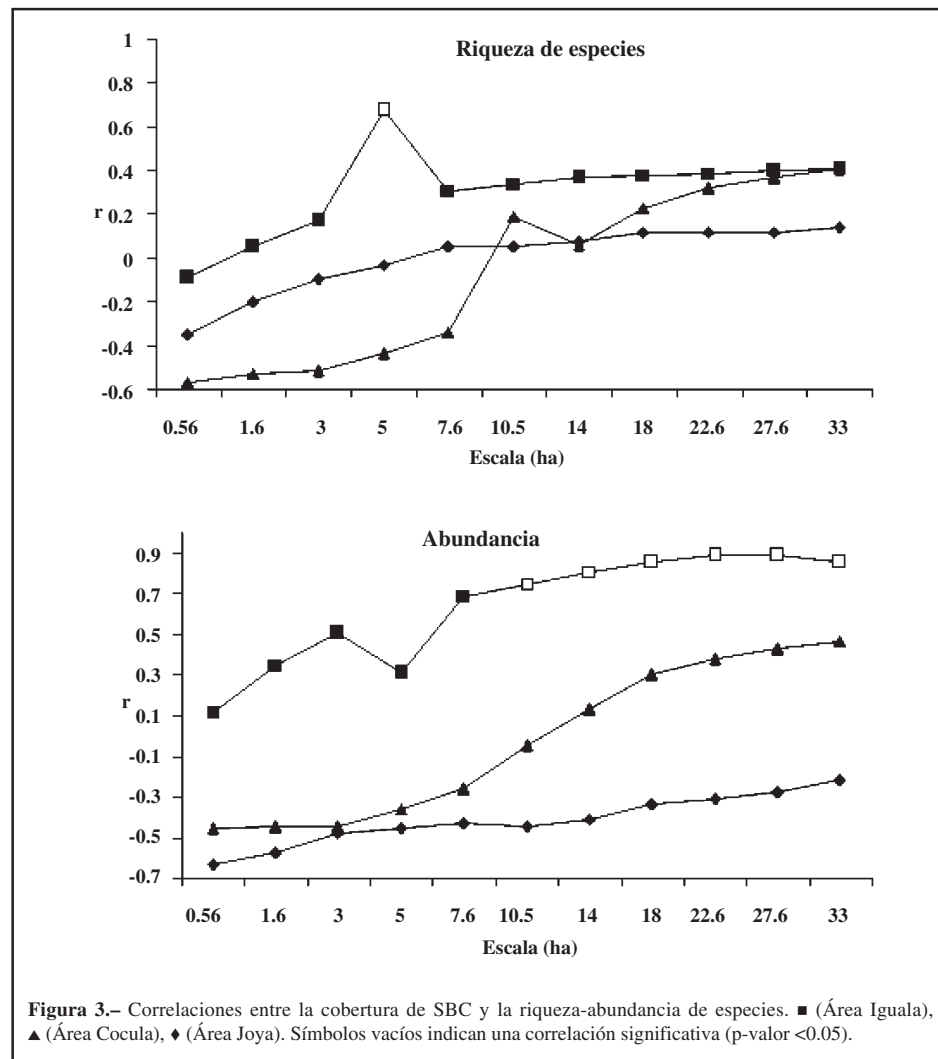


Figura 2.- Comportamiento de la proporción de SBC (%) a diferentes escalas espaciales para cada uno de los 25 fragmentos muestreados en las tres áreas.

G. H. SANTANA, J. L. PRETUS & G. CHUST

ANÁLISIS DE LA BIODIVERSIDAD DE MACROLEPIDOPTERA NOCTURNOS CON LA PROPORCIÓN DE SBC A DIFERENTES ESCALAS ESPECIALES

Al representar las proporciones de SBC a diferentes escalas espaciales (E3 = 0.56 ha hasta E23 = 33 ha) se observó un comportamiento diferente de la configuración de la SBC en las tres áreas (Fig. 2) siempre tomando como punto de origen el punto de muestreo biológico. La tendencia fue que a mayor escala espacial la proporción de la matriz aumentaba en detrimento de la cantidad de SBC. Las medias de proporción de SBC a través de las 11 escalas espaciales fueron de 2.61 ± 1.78 ha para el AJP, 6.25 ± 2.94 ha para el AI y 3.31 ± 2.19 ha para el AC, todas con diferente configuración espacial del hábitat y la matriz.



EVALUACIÓN DE ATRIBUTOS GEOMÉTRICOS Y PROPORCIÓN ESPACIAL DEL HÁBITAT EN UNA SELVA

En estos escenarios, la evaluación de la riqueza de especies para AI presentó una correlación (r) moderada (valores entre 0.5-0.7) en lo general, aunque no significativa. Sin embargo, de todas las escalas estimadas la E9 fue la que obtuvo el máximo valor R^2 de 13.6% entre la riqueza de los ocho fragmentos y la proporción de SBC (Fig. 3a). La r para AC y AJ, con máximos para R^2 de 15.7% y 2.7% respectivamente, fue baja a moderada incluyendo valores negativos a algunas escalas. Esto sugiere un impacto causado por la influencia del tipo de matriz adyacente para ambos grupos de fragmentos. La tendencia de la abundancia para las tres áreas mostró el mismo patrón de la riqueza de especies (Fig. 3b). En el caso del AI los valores de r altos son el resultado de la abundancia de ciertas especies como respuesta a condiciones de perturbación, fenómeno ampliamente documentado.

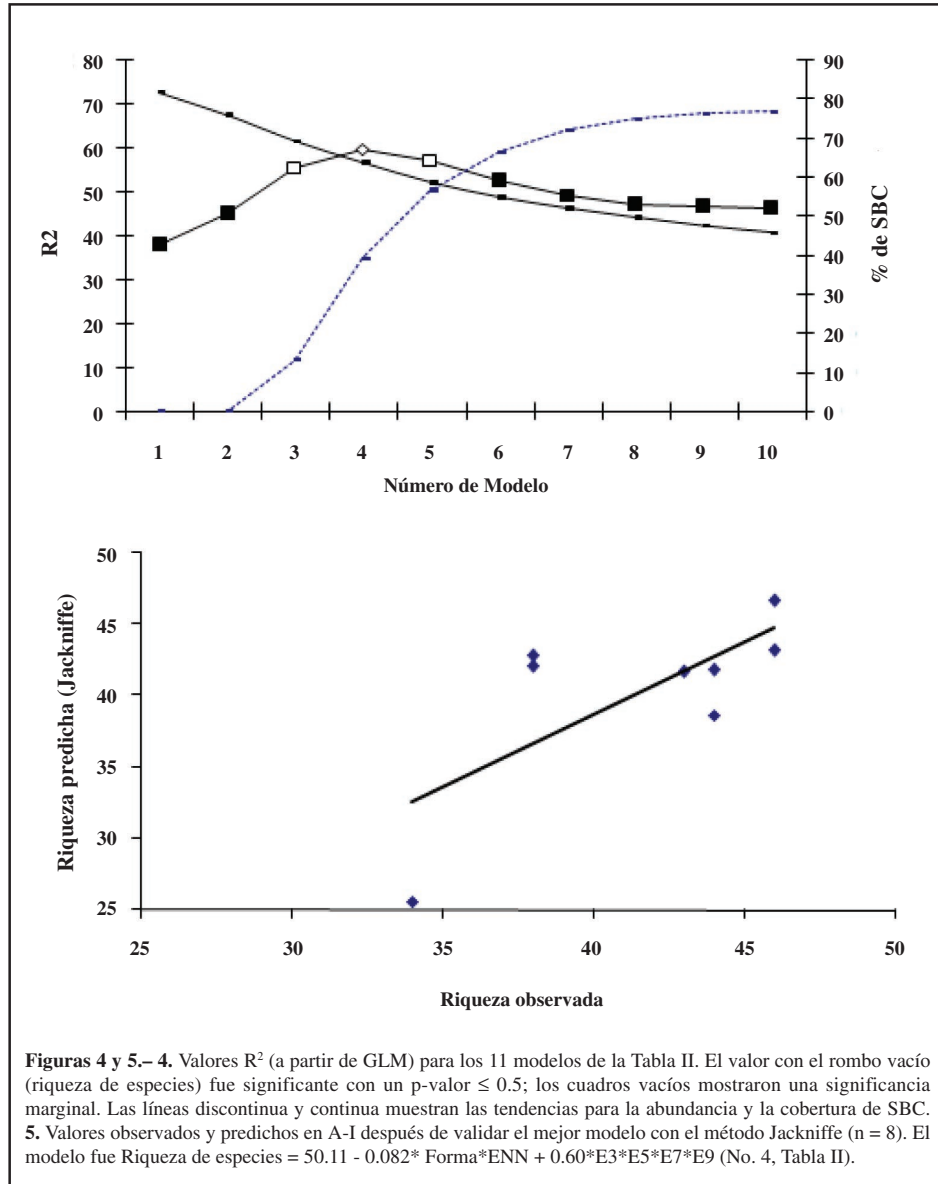
La siguiente propuesta, con el fin de encontrar mayor poder estadístico, fue realizar un análisis de la riqueza de especies con respecto a ambos grupos de variables, los atributos geométricos y la proporción de SBC. Para ello, se realizó un GLM y sólo para el AI debido a que la correlación encontrada entre el AC y AJ con respecto a la proporción de SBC fue prácticamente inexistente. El atributo área fue suprimido dado que es redundante con la proporción de hábitat. Las escalas especiales fueron introducidas una a una en el GLM, obteniéndose un solo modelo (tipo multiplicativo) significativo para la riqueza de especies a una escala espacial de 5.06 ha (No. 4 en Tabla II).

	Species richness models (S)	Riqueza		Abundancia	
		R ²	p-valor	R ²	p-valor
1.	48.348 - 0.102867*Forma*ENN + 16.234*E3	37.99	0.13	0	0.74
2.	50.5786 - 0.0986679* Forma*ENN + 8.35725*E3*E5	45.01	0.09	0	0.56
3.	50.3172 - 0.0906858* Forma*ENN + 3.02453*E3*E5*E7	55.57	0.05	11.76	0.31
4.	50.1143 - 0.0819126* Forma*ENN + 0.602084*E3*E5*E7*E9	59.79	0.04	34.89	0.14
5.	50.285 - 0.0764164* Forma*ENN + 0.0734571*E3*E5*E7*E9*E11	57.33	0.05	50.54	0.07
6.	50.5229 - 0.0739178* Forma*ENN + 0.00629204*E3*E5*E7*E9*E11*E13	52.65	0.06	59.24	0.04
7.	50.6892 - 0.0728563* Forma*ENN + 0.000413832*E3*E5*E7*E9*E11*E13*E15	49.13	0.07	64.25	0.03
8.	50.7832 - 0.0724312* Forma*ENN + 0.0000218809*E3*E5*E7*E9*E11*E13*E15*E17	47.26	0.08	66.75	0.02
9.	50.8326 - 0.0723013* Forma*ENN +9.50343E-7 *E3*E5*E7*E9*E11*E13*E15*E17*E19	46.7	0.09	67.88	0.02
10.	50.8571 - 0.0722861* Forma*ENN +3.43926E-8 *E3*E5*E7*E9*E11*E13*E15*E17*E19*E21	46.38	0.09	68.31	0.02
11.	50.869 - 0.0722978* Forma*ENN +1.05788E-9 *E3*E5*E7*E9*E11*E13*E15*E17*E19*E21*E23	46.34	0.09	68.45	0.02

Tabla II.– Modelos multiplicativos para diferentes combinaciones entre la Forma, Vecino más Cercano (ENN) y 11 escalas espaciales del A-I. En negritas se señalan valores con significancia estadística.

Es evidente que diferentes características del paisaje (riqueza florística, configuración espacial y continuidad del hábitat, proporción matriz-hábitat) están actualmente regulando la riqueza de especies y la abundancia en la SBC analizada (Tabla II; fig. 4). Cuando la proporción de SBC representa un valor del 64% (media entre las escalas E3 a E9) la riqueza de especies alcanza su máxima R^2 (Fig. 4). A partir de este punto la cantidad de hábitat deja de ser un factor que explica la diversidad de especies con suficiente poder estadístico. La abundancia en cambio, después de alcanzar su máxima R^2 no presenta una declinación sino una asíntota que se establece en un oscilante 70%. Se establece pues una forma de

G. H. SANTANA, J. L. PRETUS & G. CHUST



equilibrio entre los grupos de variables aquí analizados, ni los atributos geométricos ni la proporción de SBC son factores únicos de conservación en las poblaciones.

Las especies con presencia en todos los fragmentos, o muy comunes, no permitieron un buen ajuste del modelo No. 4 obtenido en el análisis GLM. Por lo que fueron suprimidas a fin de observar su ajuste con el método Jackknife. Así, se encontró una fuerte correlación entre los datos observados y los

EVALUACIÓN DE ATRIBUTOS GEOMÉTRICOS Y PROPORCIÓN ESPACIAL DEL HÁBITAT EN UNA SELVA

predichos de los ocho fragmentos del AI (Fig. 5) al validarlos con el método Jackknife ($r = 0.84$; p -valor = 0.008). El Error Predictivo (E_e) estimado fue de 3.25% con intervalos de -6.85% y 13.35%. Se interpreta que el modelo probado puede ser un buen predictor de la riqueza de especies en la SBC analizada, pero muestra cierta tendencia a subestimarla, por lo que se deben considerar algunas precauciones dado el número de fragmentos usados en el presente análisis.

Discusión

La perturbación histórica en la SBC (MURPHY & LUGO, 1995; CHALLENGER, 1998) y la falta de estudios sobre la pérdida de hábitat o fragmentación en este tipo de comunidad vegetal, dificulta el adecuado conocimiento de la biodiversidad en el pasado reciente y en la actual.

De forma paralela a los inventarios biológicos y a la investigación en aspectos ecológicos y biogeográficos que actualmente emergen sobre la SBC, los análisis de ecología del paisaje son parte importante para completar el rompecabezas biológico de este ecosistema amenazado (JANZEN, 1988, GORDON *et al.*, 2004). El presente análisis, ha demostrado que los atributos de la fragmentación recurrentemente usados para evaluar efectos en la biodiversidad (MCINTYRE & WIENS, 1999; DAVIES *et al.*, 2001; DONOVAN & LAMBERSON, 2001; FAHRIG, 2003) no definen patrones claros que influyen o alteren la comunidad de Macrolepidoptera nocturnos de una SBC. Estos resultados son congruentes con evaluaciones estadísticas que han utilizado métodos de mayor profundidad en los cuales se ha trabajado incluso con valores residuales de la regresión entre el atributo de los fragmentos y la biodiversidad (GREZ *et al.*, 2004; KOPER *et al.*, 2007).

En contraparte, se encontró una respuesta confiable en algunos modelos estadísticos que explican la riqueza y abundancia con respecto a la proporción del hábitat a diferentes escalas espaciales. Esto se puede explicar porque las especies del Orden Lepidoptera presentan una capacidad de movimiento muy variable (SCHNEIDER, 2003). En consecuencia, tratar de entender la biodiversidad de los Macrolepidoptera nocturnos desde una óptica de atributos del fragmento, suprime en una buena proporción el uso que dan al hábitat y su distribución en paisajes perturbados.

Bajo esta perspectiva, debido a la respuesta obtenida en la riqueza y abundancia de especies a las variables probadas, confirmamos que para la SBC analizada, los atributos de fragmentación explican parcialmente el papel biológico de los Macrolepidoptera, en especial para ciertas fases como la ovoposición y fortalecen la hipótesis de la búsqueda de recursos bajo condiciones de perturbación (TISCHENDORF *et al.*, 2003; GREZ *et al.*, 2006). La relación entre la proporción de SBC y la biodiversidad implica un escenario más ecológico sobre todo para las especies faunísticas de cierto grado de movilidad que están en constante búsqueda por recursos, refugio y/o reproducción. En ninguna de las escalas espaciales analizadas se encontró que la proporción de SBC fuese mayor que la matriz, por lo que algunas especies de Macrolepidoptera nocturnos consideradas de hábitat restringido (especialistas) están enfrentando condiciones adversas para su expansión territorial, como es el caso de algunas especies de Saturniidae.

Es notorio que la configuración espacial, por ejemplo discontinuidad de la SBC e intercalamiento con matrices agrícola y de vegetación secundaria, influye en la distribución y abundancia de la comunidad de Macrolepidoptera que se ha estudiado. Se puede estimar que la correlación mostrada en cada una de las tres áreas analizadas es una función directa de la cohesión en el paisaje (MACGARIGAL & MARKS, 2002; OPDAM *et al.*, 2003). Para cierto grupo de fragmentos, como el AC, se observó una mayor distancia entre ellos e inclusive algunos cerca de continuos de vegetación lo que favorece el intercambio de individuos y una mayor abundancia. El grupo de fragmentos para el AJ está más agrupado (mayor cohesión), de tamaño pequeño y aislado de otros grupos de hábitat, pero presenta una estructura de la vegetación hacia el interior muy pobre y parecida a la vegetación de la matriz adyacente que es vegetación secundaria. La composición de especies y su abundancia es similar en las tres áreas, con la observación de que por lo general los individuos capturados en los muestreos presentan una talla pequeña (menor a 2 cm) y se consideran generalistas, una condición propia de áreas perturbadas (TISCHENDORF *et al.*, 2003).

Este intercambio de individuos, que favorece una mayor abundancia, con áreas de SBC continua y alta cohesión son seguramente los factores que determinan la pendiente positiva observada en AI y AC al incrementar la escala espacial en detrimento del mayor agrupamiento y mejor estructura interna de los fragmentos, que llevaría a pensar en condiciones apropiadas para especies consideradas especialistas.

En el concepto proporción o cantidad de hábitat a diferentes escalas se ha establecido un umbral abajo del cual la biodiversidad muestra procesos negativos irreversibles (FAHRIG, 2003; VANCE *et al.*, 2003; KOPER *et al.*, 2007). En la SBC analizada el porcentaje de hábitat fue de 32 al 55%, especialmente para el AI y el AC, pero igual se ha observado que en esos niveles, que representan una perturbación intermedia, la correlación con la abundancia es importante, es decir especies oportunistas o generalistas colonizan rápidamente los espacios con recursos disponibles. En cambio, mientras la proporción de SBC no alcanzó el 80% existe una pobre respuesta general de la riqueza de especies, por ello, es de esperar que un escenario de perturbación afecte más a las especies especialistas o de distribución restringida (BASCOMPTE & RODRÍGUEZ, 2001; LAURENCE *et al.*, 2002; TSCHARNTKE *et al.*, 2002).

Dados los resultados mostrados en la figura 4, se asume que tanto la configuración espacial como la proporción del hábitat están vinculadas con la biodiversidad de Macrolepidoptera nocturnos, pero sin descartar un papel de ciertos atributos geométricos de los fragmentos como ha sido evaluado con anterioridad (FAHRIG & MERRIAM, 1994; NIKORA *et al.*, 1999; TISCHENDORF *et al.*, 2003; GREZ *et al.*, 2004). En el paisaje analizado se ha establecido que debe sostenerse una proporción de SBC en un 64% para mantener la riqueza y abundancia de especies en equilibrio. Por debajo ese valor, de acuerdo a lo establecido por TISCHENDORF *et al.* (2003), el paisaje con SBC actual en el área estudiada propicia la presencia de especies generalistas de Macrolepidoptera, en tanto que las de distribución restringida buscarán o permanecerán en proporciones de hábitat con suficiente área y grado de conservación.

Otros taxa con el mismo rango de movimiento de los Macrolepidoptera nocturnos presentan respuestas similares (ver DONNER *et al.*, 2008). Pero no se pueden hacer generalizaciones para todos los paisajes con respecto a la proporción de hábitat, inclusive aquellos con SBC, por ejemplo taxa con unos metros de rango exploratorio, o movimiento limitado, pueden estar mejor correlacionados en su biodiversidad con atributos del fragmento tales como área, forma o aislamiento (DAVIS *et al.*, 2001; MACGARIGAL & MARKS, 2002; CHUST *et al.*, 2006a, b).

El presente análisis debe ser completado con otros factores que influyen en la distribución de los Macrolepidoptera nocturnos, por tanto en la riqueza y abundancia de sus especies, considerar el papel que juegan otras comunidades vegetales asociadas a la SBC en un paisaje, por ejemplo matorral espinoso o bosque de galería sin excluir un mayor análisis del papel de las matrices agrícolas, de vegetación secundaria o especies introducidas para el control biológico que compiten por recursos con los Macrolepidoptera nocturnos. En el mismo sentido, abordar la influencia de la calidad del hábitat (ej. estructura de la vegetación) o la heterogeneidad interna de los fragmentos (MOILANEN & HANSKI, 1998; DONNER *et al.*, 2008).

Evaluar un paisaje basándose sólo en la fragmentación del hábitat considerando la proporción de hábitat como un proceso inherente, lleva a conclusiones poco pertinentes para la conservación de la biodiversidad debido a que sus causas u origen son diferentes (FAHRIG, 2003). Cuando la proporción de hábitat a diferentes escalas espaciales explica la riqueza y abundancia de especies se hace difícil visualizar y analizar procesos metapoblacionales y si sólo enfocamos al fragmento se pierde mucha información sobre la forma en que las poblaciones aprovechan los recursos a un nivel de paisaje (MOILANEN & HANSKI, 1998; TSCHARNTKE & BRANDL, 2004).

Finalmente, se exhorta a realizar un mayor esfuerzo para comprender como la fragmentación y/o proporción de hábitat están actuando sobre el mantenimiento y conservación de la riqueza de Macrolepidoptera nocturnos en las selvas bajas caducifolias. Dado que los resultados obtenidos no mostraron resultados claros y significativos entre la escala espacial estudiada en el área y la riqueza de Macrolepidoptera, asumimos la necesidad de incluir valores mayores con la finalidad de establecer criterios de conservación.

Agradecimientos

El autor principal desea agradecer al M. C. Ulises Martínez Alonso por su colaboración en la etapa del trabajo de campo y ordenamiento de los lepidópteros, al Dr. Víctor M. Domínguez por las facilidades prestadas en su laboratorio de Control Biológico en la Universidad Autónoma de Guerrero y al Biólogo Vicente Salinas por el apoyo en la edición final del mapa. Asimismo, agradecemos a los revisores anónimos por las sugerencias y observaciones realizadas al presente artículo.

BIBLIOGRAFÍA

- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. & MANDUJANO, S., 2006.– Forest Fragmentation Modifies Habitat Quality for *Alouatta palliata*.– *Int. J. Prim.*, **24**(4): 1079-1081.
- BALCÁZAR, L. M. A. & BEUTELSPACHER, C. R., 2000.– Arctiidae: Lithosiinae, Arctiinae, Pericopinae (Lepidoptera).– *In* J. LLORENTE-BOUSQUETS, E. GONZÁLEZ-SORIANO & N. PAPAVERO (eds).– *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México. Hacia una síntesis de su conocimiento*, **2**: 515-525. Facultad de Ciencias, UNAM, CONABIO & BAYER, México.
- BALCÁZAR, L. M. A. & BEUTELSPACHER, C. R., 2000.– Saturniidae (Lepidoptera).– *In* J. LLORENTE BOUSQUETS, E. GONZÁLEZ-SORIANO & N. PAPAVERO (eds).– *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México. Hacia una síntesis de su conocimiento*, **2**: 501-513. Facultad de Ciencias, UNAM, CONABIO & BAYER, México D. F.
- BASCOMPTE, J. & RODRÍGUEZ, M. A., 2001.– Habitat patchiness and plant species richness.– *Ecol. Letters*, **4**: 417-420.
- BISIGATO, A. J. & BERTILLER, M. B., 2004.– Temporal and micro-spatial patterning of seedling establishment. Consequences for patch dynamics in the southern Monte, Argentina.– *Pl. Ecol.*, **174**: 235-246.
- BROWN, S. & HUTCHINGS, W. R., 1997.– Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. *In* W. F. LAURENCE & R. O. BIERROGAARD. (eds).– *Tropical Forest Remnants, Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*: 616 pp. Chicago University Press, Chicago.
- CHALLENGER, A., 1998.– *Utilización y conservación de los Ecosistemas Terrestres de México pasado, presente y futuro*: 847 pp., CONABIO-IBUNAM-Sierra Madre, México D. F.
- CHUST, G., PRETUS, J. L., DUCROT, D., BEDÓS, A. & DEHARVENG, L., 2003a.– Identification of landscape units from an insect perspective.– *Ecography*, **26**: 257-268.
- CHUST, G., PRETUS, J. L., DUCROT, D., BEDÓS, A. & DEHARVENG, L., 2003b.– Response of Soil Fauna to Landscape Heterogeneity: Determining Optimal Scales for Biodiversity Modeling.– *Conserv. Biol.*, **17**: 1712-1723.
- CONNER, M. M., EBINGER, M. R. & KNOWLTON, F. F., 2008.– Evaluating coyote management strategies using a spatial explicit, individual-based, socially structured population model.– *Ecol. Mod.*, **219**: 234-247.
- DAVIES, K. F., MELBOURNE, B. A. & MARGULES, C. R., 2001.– Effects of within- and between-patch processes on community dynamics in a fragmentation experiment.– *Ecology*, **82**(7): 1830-1846.
- DONNER, D. M., PROBST, J. R. & RIBIC, C. A., 2008.– Influence of habitat amount, arrangement, and use on population trend estimates of male Kirtland's warblers.– *Lands. Ecol.*, **23**: 467-480.
- DONOVAN, T. M. & LAMBERSON, R. H., 2001.– Area-sensitive distributions counteract negative effects of habitat fragmentation on breeding birds.– *Ecology*, **82**(4): 1170-1179.
- EASTMAN, J. R., MACKENDRY, J. E. & FULK, M. A., 1995.– *Explorations in geographic information systems technology. Change and time series analysis*: 119 pp. United Nations Institute for Training and Research (UNITAR), Geneva.
- FAHRIG, L. & MERRIAM, G., 1994.– Conservation of fragmented populations.– *Conserv. Biol.*, **8**: 50-59.
- FAHRIG, L., 2003.– Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity.– *A. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, **34**: 487-515.
- GREZ, A., ZAVIEZO, T., TISCHENDORF, L. & FAHRIG, L., 2004.– A transient, positive effect of habitat fragmentation on insect population densities.– *Oecologia*, **141**: 444-451.
- GORDON, J. E., HAWTHORN, W. D., REYES-GARCÍA, A., SANDOVAL, G. & BARRANCE, A. J., 2004.– Assessing landscapes: a case study of tree and shrub diversity in the seasonally dry tropical forest of Oaxaca, Mexico and southern Honduras.– *Biol. Conserv.*, **117**: 429-442.

G. H. SANTANA, J. L. PRETUS & G. CHUST

- HENLE, K., DAVIES, K. F., KLEYER, M., MARGULES, C. & SETTELE, J., 2004.– Predictors of species sensitivity to fragmentation.– *Biod. Conserv.*, **13**: 207-251.
- HERNÁNDEZ-STEFANONI, J., 2006.– The role of landscape patterns of habitat types on plant species diversity of a tropical forest in Mexico.– *Biod. Conserv.*, **15**: 1441-1457.
- JANZEN, D. H., 1988.– Tropical dry forest, the most endangered major tropical ecosystem. In E. O. WILSON (Ed.)– *Biodiversity*: 130-137. National Academy Press, Washington.
- JOBIN, B., GRENIER, M. & LAPORTE, P., 2005.– Using satellite imagery to assess breeding habitat availability of the endangered loggerhead shrike in Québec.– *Biod. Conserv.*, **14**: 81-95.
- KOPER, N., SCHMIEGELOW, F. K. A. & MERRILL, E. H., 2007.– Residuals cannot distinguish between ecological effects of habitat amount and fragmentation: implications for the debate.– *Lands. Ecol.*, **22**: 811-820.
- LEÓN-CORTÉS, J. L., 2000.– Sphingoidea (Lepidoptera).– In J. LLORENTE-BOUSQUETS, E. GONZÁLEZ-SORIANO & N. PAPAVERO (eds)– *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México. Hacia una síntesis de su conocimiento*, **2**: 483-500. Facultad de Ciencias, UNAM, CONABIO & BAYER, México D. F.
- LOBO, J. M. & MARTÍN-PIERA, F., 2002.– Searching for a predictive model for species richness of Iberian dung beetle based on spatial and environmental variables.– *Conserv. Biol.*, **16**(1): 158-173.
- MARTÍNEZ-MORALES, M., 2004.– Landscape patterns influencing bird assemblages in a fragmented Neotropical cloud forest.– *Biol. Conserv.*, **121**(1): 117-126.
- MACGARIGAL, K. & MARKS, B. J., 2002.– *Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*: 122 pp. Oregon State University, Corvallis.
- MACGARIGAL, K., MARKS, B. J., HOLMES, C. & ENE, E., 2002.– *FRAGSTATS: Spatial Analysis Program for quantifying landscape structure v3.3*.
- MCINTYRE, N. & WIENS, J. A., 1999.– How does habitat patch size affect animal movement? An experiment with darkling beetles.– *Ecology*, **80**(7): 2261-2270.
- MOILANEN, A. & HANSKI, I., 1998.– Metapopulation dynamics: effect of habitat quality and landscape structure.– *Ecology*, **79**(7): 2503-2515.
- MURPHY, P. G. & LUGO, A. E., 1995.– Dry forest of Central America and the Caribbean. In S. H. BULLOCK, H. A. MOONEY & E. MEDINA (eds)– *Seasonally dry tropical forest*: 9-34. Cambridge University Press, London.
- NIKORA, V. I., PEARSON, C. P. & SHANKAR, U., 1999.– Scaling properties in landscape patterns: New Zealand experience.– *Lands. Ecol.*, **14**: 17-33.
- OPDAM, P., VERBOOM, J. & POUWELS, R., 2003.– Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity.– *Lands. Ecol.*, **18**: 113-126.
- RESEARCH SYSTEMS INC., 2004.– *The Environment for Visualizing Images (ENVI) v3.5*. Boulder, Colorado.
- SANTANA, G. H., 2002.– *Análisis preliminar de la vegetación arbustiva y arbórea en la Subcuenca del Río San Juan, Estado de Guerrero, como parte del ordenamiento ecológico territorial*: 111 pp. M. S. Thesis, FCAA, Guerrero.
- SCHNEIDER, C., 2003.– The influence of spatial scale on quantifying insect dispersal: an analysis of butterfly data.– *Ecol. Ent.*, **28**: 252-256.
- SÖNDGERATH, D. & SCHRÖEDER, B., 2002.– Population dynamics and habitat connectivity affecting the spatial spread of populations - a simulation study.– *Lands. Ecol.*, **17**(1): 57-70.
- SUMMERVILLE, K. S. & CRIST, T. O., 2001.– Effects of experimental habitat fragmentation on patch use by butterflies and skippers (Lepidoptera).– *Ecology*, **82**(5): 1360-1370.
- TISCHENDORF, L., BENDER, D. J. & FAHRIG, L., 2003.– Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialists vs. generalists dispersers.– *Lands. Ecol.*, **18**: 41-50.
- TSCHARNTKE, T., STEFFAN-DEWENTER, I., KRUESS, A. & THIES, C., 2002.– Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes.– *Ecol. Appl.*, **12**(2): 354-363.
- TSCHARNTKE, T. & BRANDL, R., 2004.– Plant-Insect Interactions in Fragmented Landscapes.– *A. Rev. Ent.*, **49**: 405-430.
- URBINA-CARDONA, J., OLIVARES-PÉREZ, M. & REYNOSO, V., 2006.– Herpetofauna diversity and micro-environment correlates across a pasture-edge-interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico.– *Biol. Conserv.*, **132**: 61-75.
- VANCE, M. D., FAHRIG, L. & FLATHER, C. H., 2003.– Effect of reproductive rate on minimum habitat requirements of forest-breeding birds.– *Ecology*, **84**(10): 2643-2653.

EVALUACIÓN DE ATRIBUTOS GEOMÉTRICOS Y PROPORCIÓN ESPACIAL DEL HÁBITAT EN UNA SELVA

- WARREN, A. D., 2000.– Hesperioidea (Lepidoptera).– In J. LLORENTE-BOUSQUETS, E. GONZÁLEZ SORIANO & N. PAPAVERO (eds).– *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México. Hacia una síntesis de su conocimiento*, 2: 535-580. Facultad de Ciencias, UNAM, CONABIO & BAYER. México D. F.
- WIENS, J. A., 2002.– Central Concepts and Issues of Landscape Ecology. In K. J. GUTZWILLER (ed.).– *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*: 518 pp. Springer-Verlag New York Inc., New York.
- WIMBERLY, M., 2006.– Species dynamics in disturbed landscapes: when does a shifting habitat mosaic enhance connectivity?.– *Lands. Ecol.*, 21: 35-46.
- WITH, K. A. & CRIST, T. O., 1995.– Critical thresholds in species' responses to landscape structure.– *Ecology*, 76(8): 2446-2459.

*G. H. S.
Instituto Tecnológico del Valle de Morelia
Km. 6.5 Carretera Morelia-Salamanca
Fracc. Los Ángeles
México, CP 58100
MÉXICO / MEXICO
E-mail: ehuiicochea@yahoo.com.mx.

J. L. P. / G. C.
Universidad de Barcelona
Avenida Diagonal, 645
E-08026 Barcelona
ESPAÑA / SPAIN

*Autor para la correspondencia / *Corresponding author*

(Recibido para publicación / *Received for publication* 13-IV-2010)

(Revisado y aceptado / *Revised and accepted* 14-I-2011)

(Publicado / *Published* 30-VI-2011)