



# UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO

**"CURVAS DE ACUMULACION Y MODELOS EMPIRICOS  
DE RIQUEZA ESPECIFICA:  
LOS SPHINGIDAE (INSECTA:LEPIDOPTERA) DE  
MEXICO COMO UN MODELO DE ESTUDIO".**

**T E S I S**

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS**

**P R E S E N T A:**

**JORGE LEONEL LEON CORTES**

DIRECTOR DE TESIS:

DR. JORGE SOBERON MAINERO

CO - DIRECTOR

M. C. JORGE LLORENTE BOUSQUETS

MEXICO. D. F.

1995

*Cuervo*



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

**"CURVAS DE ACUMULACIÓN Y MODELOS EMPÍRICOS  
DE RIQUEZA ESPECÍFICA:  
LOS SPHINGIDAE (INSECTA:LEPIDOPTERA) DE  
MÉXICO COMO UN MODELO DE ESTUDIO".**

**por:**

**JORGE LEONEL LEÓN CORTÉS**

**TUTORES:  
DR. JORGE SOBERÓN M.  
M.C. JORGE LLORENTE B.**

**A LOS SPHINGIDAE DEL NEOTROPICO**

# CONTENIDO

CONTENIDO	i
LISTA DE FIGURAS Y APÉNDICES	ii
I. RESUMEN	iv
II. INTRODUCCIÓN	1
III. ANTECEDENTES	3
III.1 Curvas de acumulación de especies	3
III.2 Patrones empíricos	11
IV. OBJETIVOS	17
V. MATERIALES Y MÉTODOS	18
VI. RESULTADOS	20
VI.1 Curvas de acumulación de especies	20
VI.2 Modelos empíricos	24
VII. DISCUSIÓN GENERAL	33
VII.1 ¿ Por qué utilizar determinada función de acumulación ?	33
VII.2 ¿ Cómo elegir la unidad de esfuerzo ?	37
VII.3 Acerca de los patrones empíricos	43
VIII. CONCLUSIONES	49
AGRADECIMIENTOS	52
LITERATURA CITADA	54
APÉNDICE 1	62
Cuadros del I al XI	63-72
APÉNDICE 2	73
Lista general de los Sphingidae en este trabajo	74

# LISTA DE FIGURAS Y APÉNDICES

## FIGURAS

1. Patrón de acumulación de los Sphingidae en relación con el tiempo de recolecta (p. 4).
2. Estimación para la riqueza de Sphingidae en Chamela, Jalisco de acuerdo con el modelo de von Bertalanffy (p. 21).
3. Estimación de la riqueza local en Villa Juárez, Puebla, al efectuar una conversión en la unidad de esfuerzo (p. 23).
4. Regresión para la riqueza de los Sphingidae en México como función de una combinación lineal de la precipitación y la latitud.  $S = 112.7 + .0072(\text{pre}) - .448(\text{lat})$ ,  $r^2 = 57\%$  (p. 24).
5. a) Patrón de acumulación y estimación de la riqueza local, y b) variación temporal del muestreo, Tepoztlán, Morelos (p. 26).
6. Regresiones para la riqueza de Sphingidae como función de la temperatura, la latitud y la altitud snm. a)  $S = 128.8 + 2.25(\text{temp}) - 6.5(\text{lat})$ ,  $r^2 = 89\%$  y b)  $S = 206.94 - .01248(\text{alt}) - 7.44(\text{lat})$ ,  $r^2 = 94\%$  (p. 27).
7. Regresión para la riqueza estimada de Sphingidae en cuanto al valor estimado de acuerdo con el modelo de Clench.  $S = 42.685 - .02045(\text{alt}) + .0249(\text{prec})$ ,  $r^2 = 81\%$  (p. 28).
8. Regresión para la riqueza estimada de Sphingidae en cuanto a la riqueza estimada acumulando 250 individuos,  $S = -81.931 + .01047(\text{prec}) + 5.89(\text{lat})$ ,  $r^2 = 85\%$  (p. 28).
- 9 y 10. Regresiones para la riqueza de Sphingidae y la de Papilionoidea como función de la precipitación y la riqueza fanerogámica. 9)  $S = 14.58 + .003(\text{pre}) + .048(\text{faner})$ ,  $r^2 = 89\%$  10)  $S = 27.15 + .069(\text{pre}) + .103(\text{faner})$ ,  $r^2 = 94\%$  (p. 29).
- 11 y 12. Regresiones para la riqueza de los Papilionidae y la riqueza fanerogámica como función de la temperatura y la latitud, 11)  $S = 32.5 + 1.05(\text{temp}) - 1.95(\text{lat})$ ,  $r^2 = 70\%$  12)  $S = 2298.26 + 43.6(\text{temp}) - 144.6(\text{lat})$ ,  $r^2 = 78\%$  (p. 30).
13. Regresión para la riqueza de los Pieridae como función de una combinación lineal de la temperatura y la latitud.  $S = 44.8 - .66(\text{tem}) + .115(\text{lat})$ ,  $r^2 = 21\%$  (p. 31).
14. Regresiones para la riqueza de Sphingidae y el taxón Chiroptera como función de una combinación lineal de la altitud y la latitud. a)  $S = 218.02 - .0146(\text{alt}) - 8.1(\text{lat})$ ,  $r^2 = 84\%$  y b)  $S = 87.13 - .012(\text{alt}) - 2.37(\text{lat})$ ,  $r^2 = 72\%$  (p. 32).
15. Estudios de campo realizados en áreas particulares, y en áreas de amplia visión (p. 35, 36).
16. Estimación de la riqueza de Sphingidae en Chajul Chiapas de acuerdo con los modelos de von Bertalanffy y de Clench, expresando la unidad de esfuerzo como "noches" (p. 40).
17. Estimación de la riqueza de Sphingidae en Chajul Chiapas de acuerdo con los modelos de von Bertalanffy y de Clench, expresando la unidad de esfuerzo como "individuos/noche" (p. 40).
18. Estimación de la riqueza de Sphingidae en Chajul Chiapas de acuerdo con los modelos de von Bertalanffy y de Clench, expresando la unidad de esfuerzo como "trampas/noche" (p. 41).
19. Estimación de la riqueza de Sphingidae en Chajul Chiapas de acuerdo con los modelos de von Bertalanffy y de Clench, expresando la unidad de esfuerzo como "horas/trampas/noche" (p. 41).
20. Diagrama propuesto para el uso de las funciones de acumulación de especies en relación al tipo de información analizada (p. 42).
21. a) Patrón de acumulación de especies de Sphingidae y b) variación temporal del muestreo, Cuetzalan, Puebla (p. 44).

## APÉNDICES

### APÉNDICE 1. CUADROS

- I. Riqueza específica de la Familia Sphingidae en los diecisiete sitios estudiados (p. 63).
- II. Valores estimados para la riqueza de Sphingidae de acuerdo con los modelos de von-Bertalanffy y de Clench (p. 64).
- III. Estadísticos de las regresiones a) noches como unidad de esfuerzo y b) número de individuos recolectado por noche (p. 65).
- IV. Caracterización de las localidades de estudio (p. 66).
- V. Riqueza específica de los Papilionoidea de las localidades empleadas en la construcción de modelos empíricos (p. 67).
- VI. Riqueza florística de las localidades empleadas en la construcción de modelos empíricos (p. 67).
- VII. Riqueza específica del Orden Chiroptera de las localidades empleadas en la construcción de modelos empíricos (p. 68).
- VIII. Riqueza estimada de acuerdo con los modelos de von-Bertalanffy y de Clench en tamaños de muestra diferentes en relación con la riqueza observada de Sphingidae.  
a) individuos/noche y b) noches (p. 69).
- IX. Porcentajes de riqueza estimada para las localidades normalizadas de acuerdo con el modelo de Clench (p. 70).
- X. Estadísticos de las regresiones de acuerdo con los modelos de von Bertalanffy y de Clench cuando la unidad de esfuerzo se expresó como noches, individuos/noche, trampas/noche, y horas/trampa/noche, Chajul, Chiapas (p. 71).
- XI. Ventajas y desventajas en el empleo de datos de campo y de museos al aplicar funciones de acumulación (p. 72).

### APÉNDICE 2

Lista general de los Sphingidae en este trabajo (p. 74).

# I. RESUMEN

Al utilizar modelos asintóticos para curvas de acumulación de especies, se normalizaron los estimados de riqueza faunística de los Sphingidae correspondientes a diecisiete localidades en la República Mexicana. Los modelos de acumulación relacionaron el tamaño esperado de la lista con el esfuerzo de recolecta invertido. Extrapolando las curvas se obtuvieron los valores de riqueza local. Se analizó información faunística proveniente de museos y colecciones privadas, así como datos de campo en tres localidades mexicanas, un sitio en el trópico húmedo (Chajul, Chiapas), y dos más correspondientes al bosque mesófilo de montaña (Tlanchinol y Tenango de Doria, Hidalgo). Al utilizar técnicas de regresión múltiple, se relacionó la riqueza específica de los Sphingidae con variables ambientales. Los resultados mostraron que más del 90% de varianza en riqueza de Sphingidae observada, podría explicarse por las combinaciones lineales de temperatura-latitud, altitud-temperatura y altitud-latitud. Así también más del 80% de varianza en riqueza estimada a partir de la técnica de curvas de acumulación, podría explicarse por las combinaciones lineales: altitud-precipitación y precipitación-latitud. Las combinaciones lineales que explicaron la riqueza de Sphingidae, se emplearon para explorar patrones paralelos con respecto de la riqueza específica de otros taxones (Papilionoidea, Flora fanerogámica, Chiroptera). Se discute la importancia de los métodos teóricos empleados en el contexto de la Biología de la Conservación.



# I. ABSTRACT

Using asymptotic models for species accumulation curves, the faunistic information for Sphingidae corresponding to seventeen localities in the Mexican Republic was normalized and extrapolated to obtain the asymptotic values of the lists. The accumulation models related the expected size of the lists with the time spent collecting. The faunistic information of Sphingidae came from museums and personal collections as well as field information from three Mexican localities, one site in a tropical rain forest (Chajul, Chiapas, Mexico) and two more in cloud forests (Tlanchinol and Tenango de Doria, Hidalgo, Mexico). Starting from multiple regression procedures, the specific richness of Sphingidae and environmental factors were related. The results showed that at least 90% of variance of Sphingidae specific richness could be explained in terms of the following linear combinations: temperature-latitude, altitude-temperature and altitude-latitude. Besides, more than 80% of variance of the estimated Sphingidae specific richness values obtained from species accumulation curves method, could be explained by altitude-precipitation and precipitation-latitude's lineal combinations. The linear combinations that explained the richness of Sphingidae were used to try to find parallel patterns with regards to specific richness in other taxa (Papilionoidea, Flora, and Chiroptera). The importance of the theoretical methods employed was discussed into a framework of Conservation Biology.

## II. INTRODUCCIÓN

No existe un método científico unificado para estimar la magnitud de la biodiversidad. Los inventarios de biodiversidad requieren de procedimientos de estimación y muestreo que midan adecuadamente al menos el orden de magnitud de los taxones megadiversos (Erwin 1991; Colwell y Coddington 1994).

Al intentar comprender los fenómenos biológicos es necesario disponer de una cuantificación de sus características; a diferentes niveles esto puede implicar, número de especies, abundancia relativa por especie, comunidades, etc. Sin embargo, la mera cuantificación de datos en ecología o biogeografía no genera necesariamente un avance en el estudio de los fenómenos bajo estudio, esto es, requerimos de una interpretación científica de las cantidades resultantes.

A pesar del razonable avance en el conocimiento de algunos taxones (vertebrados, flora terrestre), existe un rezago considerable en el estudio de otros, como es el caso de algunos grupos de invertebrados y microorganismos (May 1988, 1992). Lo anterior, y el impacto humano sobre los sistemas naturales, ha hecho necesario el uso de métodos estimativos como herramientas para explorar la diversidad biológica (v.gr. May 1988; Stork 1988).

La presente investigación fue circunscrita al análisis de procedimientos de estimación. Utilizando los datos faunísticos de Sphingidae (Insecta: Lepidoptera) mexicanos se exploró la posibilidad de obtener estimaciones de riqueza local, a partir de un método basado en curvas de acumulación de especies (Clench 1979; Lamas et al. 1991; Raguso y Llorente 1991; Soberón y Llorente 1993). También se empleó una técnica estadística que permitió construir modelos empíricos al relacionar variables conocidas o fácilmente medibles (parámetros ambientales), con los valores de riqueza específica del taxón en diferentes lugares de la República

Mexicana. Se empleó información faunística proveniente de museos, literatura, y datos de campo. Las reglas empíricas obtenidas para los Sphingidae fueron confrontadas y analizadas en relación con la riqueza específica de otros taxones en este país (Papilionoidea, fanerógamas, y Chiroptera).

### III. ANTECEDENTES

#### III.1 Curvas de acumulación de especies.

La descripción precisa de la relación entre dos o más variables en el más sencillo de los casos genera un ajuste rectilíneo. Sin embargo, el ajuste no lineal puede describir en otros casos el mecanismo de conexión entre las variables (Snedecor y Cochran 1984, Zar 1984).

Una posibilidad es, por ejemplo, la curva de crecimiento exponencial,  $W = A e^{cx}$ , cuya expresión puede describir la forma en que algunos organismos crecen durante ciertas etapas de su desarrollo. O bien la curva exponencial de decadencia donde la expresión,  $W = A e^{-cx}$ , describe que "W" decrece hasta cero desde su valor inicial "A" conforme "x" aumenta. Otras relaciones, como la curva de regresión asintótica, puede expresarse por la función  $W = A - B ( e^{-cx} )$ , cuya relación puede describir, por ejemplo, el crecimiento y maduración de algunos organismos, el rendimiento de algunos cultivos, u otros casos. Finalmente, la curva que representa la ley del crecimiento logístico, regida por la función  $W = A / (1 + Bp^x)$ , la cual ha sido una herramienta importante en el estudio de las poblaciones, ya que describe al inicio un incremento geométrico en la medida en que el tiempo se incrementa aritméticamente, para alcanzar luego una fase asintótica.

La técnica cuantitativa aplicada a los datos faunísticos, correspondió al ajuste de regresión asintótica, por lo cual considero apropiado dar una visión general sobre algunos modelos de acumulación de especies, el contexto en que se han desarrollado y la naturaleza estadística que los caracteriza.

El patrón de acumulación de especies es una herramienta empírica que describe un comportamiento asintótico de los valores de riqueza específica de una localidad o región dada en la medida en que el

esfuerzo de muestreo se acumula (Figura 1, v.gr. Sanders 1968; Clench 1979). El desarrollo de métodos para estimar la riqueza de especies y maximizar el número registrado hace referencia a la cuantificación del esfuerzo e intensidad de muestreo en relación con el incremento del número de especies (Clench 1979, Lamas et al. 1991).

Sanders (1968) diseñó una técnica llamada rarefacción, que le permitió calcular el número de especies esperado en cada muestra, si todas las muestras fueran de un tamaño estándar. Inicialmente, el modelo requiere considerar la riqueza y la abundancia de las especies; sin embargo, después del tratamiento sólo es posible inferir el número de especies por muestra (Williamson 1973, Magurran 1988). Aunque la técnica de rarefacción de Sanders es muy útil, su conceptualización original es equivocada (Hurlbert 1971; Fager 1972; Simberloff 1972).

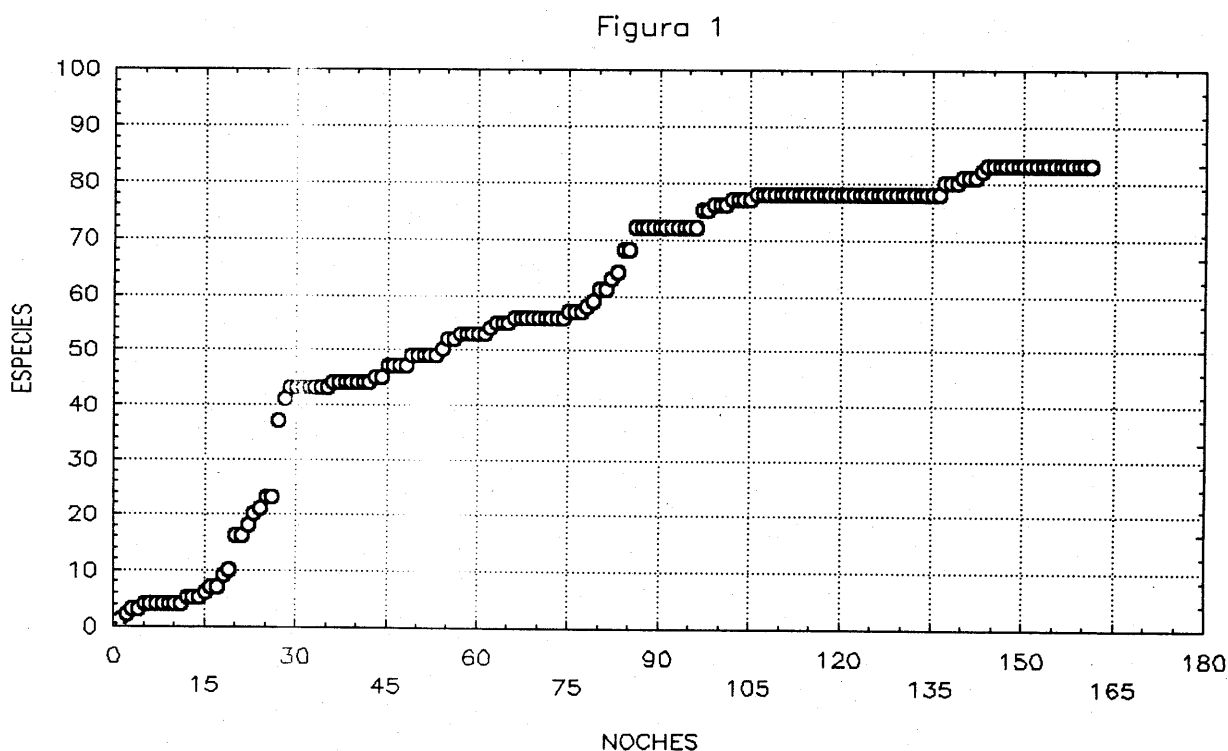


Fig. 1. Patrón de acumulación de los Sphingidae en relación con el tiempo de recolección, Chajul, Chiapas.

Hurlbert (op. cit.), propuso una formulación alterna a la rarefacción,

$$S(t) = \Sigma \{1 - [(N - N_i/n) / (N/n)]\} \quad (1)$$

donde,  $S(t)$  = valor esperado,  $n$  = tamaño de submuestra seleccionada aleatoriamente,  $N_i$  = número total de individuos en la iésima especie de la muestra.

El modelo de Sanders ha sido modificado en su estructura, o bien adaptado para emplear una unidad de esfuerzo diferente al número de individuos, por ejemplo, el número de muestras o visitas en un cuadrante de muestreo (Prendergast et al. 1993).

Clench (1979) describió un método en el cual utilizó el esfuerzo de captura para calcular el total de especies de una determinada localidad; usó originalmente la ecuación de Michaelis-Menten para describir un mecanismo de saturación en donde la reacción de las enzimas se encuentra determinada por la cantidad de substrato (Lehninger 1970). La ecuación es la siguiente:

$$S(t) = at / (b+t) \quad (2)$$

y de acuerdo a la notación de Clench,  $S(t)$  = número de especies acumulado;  $a$  = valor asintótico;  $b$  = constante relacionada con esfuerzo de recolecta;  $t$  = esfuerzo de recolecta (v.gr. alguna unidad de tiempo).

Clench ajustó la función a los registros de once años para la fauna de mariposas de la reserva de Powdermill en Pennsylvania. El ajuste de Clench básicamente fue empírico, ya que en la práctica no hay una discusión conceptual de su significado. No obstante, el trabajo de Clench fue valioso, pues sugirió una cuantificación rigurosa del esfuerzo de captura y también propuso un esquema de la importancia que tiene el seguir una serie de procedimientos metodológicos más rigurosos en la elaboración de estudios faunísticos. Algunas de las sugerencias formuladas por Clench fueron: tener conocimiento sobre el sitio de estudio, realizar una cuantificación de la abundancia relativa por especie, enfatizar la obtención de información de las historias de vida del taxón en

cuestión, y otros aspectos (Clench 1979).

Las curvas de acumulación han sido empleadas para describir patrones de crecimiento (Shine y Charnov 1992). Algunas funciones de acumulación, en particular la ecuación de von Bertalanffy (Schoener y Schoener 1978), se ha utilizado para describir las historias de vida en grupos de reptiles. La consistencia de sus características ha permitido establecer relaciones entre los patrones de crecimiento, las tasas de sobrevivencia y la edad de madurez (Shine y Charnov op. cit.). La relación de von Bertalanffy es la siguiente:

$$S(t) = \int_0^t \infty (1 - \exp^{-Kx}) \quad (3)$$

donde,  $S(t)$  = valor esperado  $\int_0^t \infty$  = valor asintótico;  $K$  = coeficiente de crecimiento;  $x$  = tiempo.

El criterio que se ha seguido para ajustar los datos a las predicciones del modelo de Bertalanffy, se basa en su uso como una medida comparativa entre las trayectorias de crecimiento (Charnov 1979; Shine y Charnov 1992).

Las curvas de acumulación han tenido arraigo descriptivo más que aplicado (v.gr. Clench 1979). Recientemente, las posibles razones causales del ajuste de las funciones de acumulación en datos faunísticos o florísticos han sido exploradas (Soberón y Llorente 1993; Colwell y Coddington 1994). Soberón y Llorente (op. cit.), ejemplificaron el proceso estocástico que puede ajustar al comportamiento de acumulación de riqueza específica para varios taxones mexicanos (mariposas y murciélagos) al utilizar una teoría basada en el proceso estocástico de nacimiento-muerte. Ésta permite calcular la probabilidad de añadir especies a la lista con respecto al esfuerzo de captura; ellos ajustaron el modelo a algunas funciones de acumulación: la dependencia lineal (von Bertalanffy), Clench y Exponencial.

El modelo estacionario se expresa de la siguiente manera:

$$d\langle j \rangle / dt = \sum p_t(j) \lambda(j, t) \quad (4)$$

donde,  $p_t(j)$  = probabilidad estacionaria, de que en el tiempo "t", la lista tenga exactamente "j" especies;  $\lambda(j,t)$  = probabilidad de añadir una especie a la lista de un tamaño "j" en un intervalo de tiempo  $\Delta t$ . También mencionaron que el proceso estocástico puede representar al comportamiento de acumulación de especies, y llamaron a  $\lambda(j,t)$  la función de recolecta, es decir la probabilidad de transición por unidad de tiempo.

Una de las funciones ajustadas al modelo fue la dependencia lineal,  $\lambda(j,t) = a - bt$ , la cual implica resolviendo (4):

$$S(t) = (a/b) / [1 - \exp(-bt)] \quad (5)$$

donde,  $S(t)$  = número total esperado de especies;  $a$  = parámetro de incremento al inicio de la recolecta;  $b$  = parámetro de acumulación de especies;  $t$  = esfuerzo de captura (v.gr. tiempo). El modelo está especificado como "dependencia lineal", porque se basa en la sugerencia de que la función de recolecta  $\lambda(j,t)$  disminuye linealmente conforme se incrementa el esfuerzo de recolecta. Sugirieron que este modelo podría corresponder a situaciones en donde el taxón de estudio fuera bien conocido y/o el área de estudio correspondiera a un sitio relativamente pequeño. De tal modo que en un tiempo finito sería posible alcanzar un comportamiento asintótico.

Otra función derivada a partir del modelo estocástico correspondió a la ecuación de Michaelis-Menten; llamada en lo sucesivo Clench (1979). Ésta se expresa derivando (4),

$$S(t) = at / (1 + bt) \quad (6)$$

donde,  $S(t)$  = número total de especies estimado;  $a$  = parámetro de incremento al inicio de la recolecta;  $b$  = parámetro de acumulación de especies;  $t$  = esfuerzo de captura (v.gr. tiempo). Para el modelo de Clench, el comportamiento de la función de recolecta se basa en suponer que la probabilidad de adición de especies a la lista disminuye con su tamaño pero aumenta con el transcurso del tiempo. También es consistente con la suposición de que el comportamiento teórico puede describir el patrón de acumulación en zonas de mayor extensión con respecto de lo supuesto



por el modelo de von Bertalanffy.

Asimismo, una función logarítmica se ajustó al modelo estocástico:

$$S(t) = 1/Z \ln(1+Zat) \quad (7)$$

donde,  $S(t)$  = número total de especies estimado;  $a$  = parámetro de incremento al inicio de la recolecta;  $Z = 1 - \exp(-b)$ ;  $t$  = esfuerzo de captura (v.gr. alguna unidad de tiempo). El modelo sugiere que la probabilidad de adición de una especie nueva a la lista disminuiría de manera no-lineal. El patrón de acumulación teórico sería apropiado para áreas de muestreo de gran extensión o taxones pobremente conocidos y, eventualmente, habría pocas posibilidades de alcanzar una fase asintótica.

En el estudio de Soberón y Llorente (1993) la unidad de esfuerzo varió de acuerdo con los métodos presentados en cada caso, y el ajuste del modelo estocástico a las tres funciones fue respaldado con información empírica, v.gr. la información sobre las condiciones físicas del sitio de estudio y la comparación de las funciones con datos de taxones diferentes.

En otro contexto, se han desarrollado métodos estimativos de la asíntota de una lista a partir de técnicas no paramétricas, v.gr. Chao (1984); Smith y van Belle (1984), citados en Colwell y Coddington (1994). Estas técnicas aunque requieren parcialmente de datos sobre la abundancia relativa de cada especie, consideran especialmente la información concentrada en las frecuencias de clases inferiores. Por ejemplo, el estimador desarrollado por Chao (1984) relacionó el número de especies esperado como función del número de especies con abundancia relativa baja en la muestra,

$$S(t) = Sobs + c^2 / 2d \quad (8)$$

donde,  $Sobs$  = número de especies observadas en la muestra;  $c$  = número de especies con solo un individuo en la muestra;  $d$  = número de especies con dos individuos en la muestra.

Tomando un criterio similar, Chao consideró la distribución de las especies entre las muestras, esto sugiere,

$$S(t) = \text{Sobs} + L^2 / 2M \quad (9)$$

donde, Sobs= número de especies observadas en la muestra; L= número de especies que ocurren sólo en una muestra (especies únicas); M= número de especies que aparecen en dos muestras.

Burnham y Overton (1978, 1979), desarrollaron una serie de procedimientos para reducir los errores de estimación. Su técnica de corrección tiene varios niveles de análisis (del primero al quinto orden). El orden de corrección varía al considerar, por ejemplo, el número de especies que aparecen en sólo una muestra (L),

$$S(t) = \text{Sobs} + L(n-1/n) \quad (10)$$

donde n= tamaño de la muestra. La corrección de segundo orden considera el número de especies que ocurren en solo una muestra (L), así como el número de especies que aparece exactamente en dos muestras (M),

$$S(t) = \text{Sobs} + [L(2n-3)/n - M(n-2)^2/n(n-1)], \quad (11)$$

donde n= tamaño de la muestra.

Alternativamente, las técnicas de corrección para inventarios usan las curvas de acumulación para corregir diferencias en los esfuerzos de recolecta, v.gr. Sykes et al. (1983); Kirby et al. 1986; Kremen (1992); Prendergast et al. (1993).

En otros casos, los patrones de acumulación de especies han sido descritos y estimados con base en la distribución de la abundancia relativa por especie y el efecto que tiene el tamaño del área de estudio. Miller y Wiegert (1989) sugirieron que la abundancia relativa de las especies estaría influenciada fuertemente por el componente físico del área de estudio. La potencia de las estimaciones basada en modelos discretos como la distribución log-normal (Preston 1948), la distribución geométrica de Fisher (Fisher et al. 1943), o la distribución de Poisson, ha generado

predicciones sólidas (Miller y Wiegert 1989); sin embargo, su empleo es difícil, ya que su desarrollo implica la disposición de gran cantidad de datos (Colwell y Coddington 1994).

## III.2 Patrones empíricos

La distribución geográfica de las especies está determinada por factores históricos y ecológicos relacionados con aspectos como la valencia ecológica, la vagilidad, la disponibilidad de hábitats y otras presiones sujetas al cambio evolutivo; Udvardy llamó al estudio de la distribución Areografía (Udvardy 1969; Gressitt 1974; Rapoport 1975). La riqueza orgánica depende de factores históricos (tales como especiación y dispersión), clima, variabilidad climática, topografía, procesos bióticos (productividad primaria, competencia, etc.), perturbación, y la riqueza de otros grupos de organismos; muchos de estos factores operan a una escala local (Currie y Paquin 1987).

Varias disciplinas, entre ellas la biogeografía histórica, la ecología de comunidades (fitosociología cuantitativa en el sentido de Shmida y Wilson 1985), la ecología de poblaciones y la biología evolutiva, se han orientado a la tarea de interpretar el fenómeno de la diversidad (Cracraft 1985, Shmida y Wilson 1985).

La biogeografía histórica ha debatido la explicación de los patrones de distribución geográfica de las especies a la luz de dos perspectivas: el paradigma de la dispersión y el de la vicarianza (Savage 1982, Simberloff 1985). En la última década, tres escuelas de pensamiento biogeográfico: filogenética-cladística, vicarianza-cladista y la panbiogeográfica, han confrontado las posibles causas del arreglo geográfico de las especies y su historia.

Las diferencias teóricas, conceptuales y metodológicas entre las principales disciplinas de la biogeografía contemporánea, radican en la percepción de las unidades de evolución (grupos monofiléticos) y la asociación de patrones de forma en el tiempo y el espacio (Cracraft 1985). En la mayoría de las corrientes de pensamiento es importante el criterio de parsimonia, la congruencia de los patrones de distribución de taxones, las pruebas sobre

coevolución entre grupos y otros elementos de análisis (Wiley 1987, 1988, citado en Llorente y Espinosa 1991).

De acuerdo con Savage (1982), el análisis biogeográfico considera tres pasos fundamentales: (1) la determinación de patrones para señalar la distribución coincidente de las especies o varios grupos monofiléticos de especies; (2) la definición de los límites geográficos de las mayores biotas modernas, caracterizada por un alto grado de endemismo; (3) la identificación de las unidades históricas (biotas ancestrales) que contribuyen a las biotas modernas.

Alternativamente, los rasgos fisiográficos y climáticos actuales, más que los aspectos históricos, v.gr. especiación, dispersión, pueden explicar los contrastes observados de la riqueza y la distribución de las especies entre las regiones (Currie y Paquin 1987; Adams y Woodward 1989).

Se han identificado clásicamente patrones de diversidad espaciales y temporales, de éstos, la variación latitudinal en relación con la diversidad orgánica ha sido ejemplificada ampliamente (v.gr. Fischer 1960; Pianka 1966), aunque su interpretación ha carecido de argumentos sólidos (Brown 1988).

La mayor parte de la discusión sobre la variación geográfica de las especies gira en torno a la evaluación de algunas hipótesis sobre patrones espaciales que buscan interpretar gradientes latitudinales, altitudinales, de aridez, de salinidad, de profundidad, de aislamiento y en islas (en relación al tamaño y la distancia); y patrones temporales como el tiempo de perturbación, la productividad de un ambiente determinado, la heterogeneidad del hábitat, expresados sobre una amplia variedad de escalas (v.gr. Pianka 1966).

La correlación de la diversidad con la estabilidad ambiental

para comunidades terrestres fue sugerida por MacArthur (1965, 1972). La diversidad organismica puede estar relacionada con la estabilidad ambiental actual (predictibilidad) y con el tiempo evolutivo (Fischer 1960; Slobodkin y Sanders 1969; Krebs 1972; Pielou 1975). Whittaker (1975, 1977) señaló que la estabilidad o inestabilidad ambiental puede estar inmersa en algunos de los siguientes procesos: i) amplitud de una fluctuación regular (por ej. estacional), ii) irregularidad relativa de fluctuaciones, iii) presencia de valores cero en la fluctuación, iv) duración en el tiempo evolutivo de una combinación particular de las anteriores (cf Orians 1975).

De acuerdo con Brown (1988) disponemos de cuatro rasgos que caracterizan la variación en la búsqueda de gradientes geográficos. Primero, están estrechamente correlacionados con la variación en las características físicas de la superficie terrestre, tales variaciones son expresadas en función de la latitud, la altitud, la aridez, la salinidad, la profundidad del agua y otras; el efecto de dichos factores sobre la distribución de los organismos puede ser evidencia de adaptaciones a la variación climática (Nix 1981; Parsons 1988). Segundo, el número de especies varía y se incrementa gradualmente en relación con las variables físicas operacionales. Tercero, estas tendencias son características de casi toda clase de organismos, plantas, animales y microorganismos. Los casos excepcionales no representan suficiente evidencia para inclinarse a negar la generalidad de los patrones, aunque eventualmente pueden contribuir a su explicación. Cuarto, estadísticamente es sencillo mostrar que muchos de estos gradientes no son patrones aleatorios; las técnicas de regresión son herramientas factibles que pueden demostrar relaciones significativas. Esto último puede respaldarse porque la relación se cumple con diferentes taxones en el mismo gradiente y la misma región así como con el mismo taxón en un gradiente similar pero en diferente región.

La consistencia en los patrones de riqueza orgánica cuando éstos

se expresan a partir de variables fisiográficas y/o climáticas, ha sido reportada ampliamente (v.gr. Pianka 1966; Rosenzweig 1968; Rabinovich y Rapoport 1975; Connor y McCoy 1979; Holloway 1984; Gentry 1988); estudios recientes también han ejemplificado su uso (v.gr. Currie y Paquin 1987; Adams y Woodward 1989; Owen 1989, 1990; Soberón 1992; Pearson y Cassola 1992). Por consiguiente, la regularidad de dichos patrones, señala la importancia de las variables ambientales como elementos empíricos para su predicción. Bajo este marco, una regla empírica puede definirse como el elemento o los elementos descriptores que orientan hacia la cuantificación de patrones. La regularidad de las correlaciones entre dichos elementos y, por ejemplo, la riqueza o abundancia orgánica puede mostrar patrones empíricos.

A ciertas escalas, el monitoreo de algunos taxones permite construir modelos que describen la variación del número de especies y predecir para nuevas muestras por medio de correlaciones de variables biológicas con predictores, v.gr. Faith y Norris (1989); o relacionando la frecuencia de aparición de una o varias especies en relación con algún(os) predictor(es) (Austin et al. 1984; Austin et al. 1990; Margules y Nicholls 1994). Así también con el apoyo de técnicas estadísticas ha sido posible reconocer relaciones entre gremios indicadores de hábitats perturbados en relación con remanentes de vegetación original (Austin et al. 1984; Kremen 1992).

No obstante, la consistencia de patrones de diversidad y composición de especies ha estado circunscrita al debate sobre la existencia de comunidades en equilibrio (MacArthur 1965, 1969; Cody 1975; Whittaker 1977; Gentry 1988), o en desequilibrio (Ashton 1969; Conell 1978; Hubbell 1984, 1986). La primera postura ha sugerido que los sistemas tropicales presentan grupos de especies que han evolucionado estrechamente en nichos especializados, y que florísticamente son estables o semiestables (Ashton 1969). Bajo este supuesto los requerimientos del microhábitat o los recursos son

diferentes en cada especie; también cada especie limita el crecimiento de su población más de lo que limita el de las otras especies, de manera que los procesos denso-dependientes impiden la dominancia de cualquier especie (Hubbell y Foster 1987).

Durante las últimas dos décadas, algunas otras hipótesis han postulado que las comunidades naturales están en desequilibrio (Connell 1978; Hubbell 1979, Huston 1979). Hubbell y Foster (1986a) definieron una comunidad en equilibrio, cuando una combinación particular de especies se mantiene a si misma en contra de perturbaciones externas, en tanto que la diversidad puede ser predecible en diferentes bosques tropicales con ambientes similares pero con un ensamblaje de especies diferente, ajustando a esta relación la teoría de biogeografía de islas (MacArthur y Wilson 1967) considerada por Hubbell como la teoría del desequilibrio dada su aleatoriedad taxonómica implícita. La otra hipótesis sugiere que las comunidades están en deriva (análoga a la deriva genética), y supone que los sistemas tropicales están constituidos por especies que han evolucionado débilmente debido a presiones difusas y que derivan gradualmente en pocos pero extensos gremios de historias de vida (Hubbell 1979, 1984).

Hubbell y Foster (1986ab, 1987), sugirieron que los bosques tropicales son comunidades influenciadas por efectos como la competencia aparente, las perturbaciones y las interacciones bióticas. Desde su perspectiva, las comunidades naturales contienen gremios de especies generalistas, por lo que las interacciones bióticas a pesar de ser importantes no representarían procesos sólidos para mantener grupos taxonómicamente estables. De acuerdo con Hubbell y Foster, el peso de la evidencia apoyaría la hipótesis en relación con el desequilibrio de las comunidades, ya que a pesar de concebir una estructura estable en zonas de regeneración extensas, no implicaría una estructura de equilibrio interna. Mencionaron también que el mantenimiento de la diversidad en bosques tropicales podría estar relacionado con la riqueza regional



y subcontinental y con la disponibilidad de inmigrantes potenciales; a su vez, dichos factores podrían estar controlados por efectos conjuntos del clima, la historia biogeográfica de las especies y los procesos a escala regional y subcontinental (Hubbell y Foster 1987)

Bajo una postura similar, Cornell y Lawton (1992) sugirieron que en ciertas comunidades las interacciones bióticas son de importancia secundaria en relación con los factores históricos (v.gr. colonización). Es decir, la riqueza y composición taxonómica local dependería más del tamaño y composición de las colonias regionales que los procesos de competencia y diferenciación de nicho. Sus especulaciones sugirieron que la dirección y origen de la riqueza de especies tiene acción de la escala regional a la local.

Actualmente no existe consenso en relación con el debate del equilibrio vs desequilibrio. Se ha mencionado que los factores ambientales como predictores de la riqueza de un taxón sugieren que su distribución no es aleatoria como una consecuencia de la combinación de su historia biogeográfica y la consistencia de los factores ambientales (v.gr. Abrams 1985). Sin embargo, es evidente que las interacciones evolutivas entre procesos históricos y no históricos pueden señalar algunas características de las comunidades como predecibles y otras estar dispuestas de una manera completamente aleatoria.

## IV. OBJETIVOS

El presente trabajo tiene los siguientes objetivos:

1) Normalizar para el esfuerzo de recolecta, la información faunística de los sitios mejor conocidos para la familia Sphingidae en México, mediante el uso de funciones para curvas de acumulación de especies.

2) Usando los datos así obtenidos, construir reglas empíricas para la familia Sphingidae en México que relacionen riqueza específica con variables fisiográficas y climáticas.

3) Relacionar las regularidades empíricas bajo diferentes ambientes de México para la familia Sphingidae y las de otros taxones (v.gr. Papilionidae, Nymphalidae, Pieridae, fanerógamas, Chiroptera).

## V. MATERIALES Y MÉTODOS

Los datos faunísticos del taxón fueron recopilados a partir de la consulta a las colecciones de Sphingidae mas importantes en México (IBUNAM, Familia De la Maza, Familia White, Rafael Turrent y Lamberto González), de la revisión de la literatura específica para el grupo, y del trabajo de recolección sistemática en las siguientes localidades: en el trópico húmedo mexicano, Chajul, Chiapas (completando 161 noches de esfuerzo de recolecta), Tlanchinol y Tenango de Doria, Hidalgo, correspondientes al bosque mesófilo de montaña (los muestreos fueron realizados durante la época húmeda del año).

Para la recolección de Sphingidae se utilizaron tubos de luz negra sin filtro y de luz de día de 15 watts frente a sábanas blancas y un generador eléctrico o baterías automotrices como fuente de poder.

Se realizaron muestreos complementarios a las localidades que presentaron poco esfuerzo de captura (v.gr. Xilitla, S.L.P. y Gómez Farías, Tamaulipas, Cuadro I). La identificación del material recolectado se efectuó a partir de la consulta a la Colección Entomológica del Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio) de Costa Rica. Se obtuvo un total de diecisiete listados completos y/o estandarizados para los Sphingidae mexicanos.

Para las localidades estudiadas se construyeron curvas de acumulación de especies como función del esfuerzo de recolecta; el arreglo de las especies por localidad fue dado en orden de aparición y para cada especie se incluyeron de manera ascendente todas las fechas de recolecta.

Al utilizar procedimientos de regresión no lineal (STATISTICA StatSoft 1991), se ajustaron las curvas de acumulación de los Sphingidae en doce localidades de la República Mexicana a los modelos:

von Bertalanffy

Clench

$$S(t) = (a/b) / [1 - \exp(-bt)]$$

$$S(t) = at / (1 + bt)$$

donde,  $S(t)$  = número total de especies estimado;  $a$  = parámetro de incremento al inicio de la recolecta;  $b$  = parámetro de acumulación de especies;  $t$  = esfuerzo de recolecta (Cuadro III).

El ajuste relacionó el número de especies acumulado y el esfuerzo de recolecta invertido; para los doce casos se efectuó un cambio en la unidad de esfuerzo al expresarla como "noches de recolecta" y el "número de individuos recolectado/noche". En adición, los detalles sobre la intensidad del muestreo en Chajul, Chiapas, permitieron expresar la unidad de esfuerzo como "número de trampas/noche" y "tiempo/trampa/noche" (ver discusión de resultados).

Con los ajustes así obtenidos, se analizó y discutió el valor de los parámetros de estimación y se extrapoló en todos los casos para obtener el valor de las asíntotas por localidad (Cuadro II).

Con base en la normalización estadística de la información faunística del taxón y la caracterización fisiográfica y climática para las localidades estudiadas (Cuadro IV), se efectuaron análisis de regresión múltiple que relacionaron la riqueza específica de los Sphingidae y algunas variables ambientales: latitud norte, altitud promedio, precipitación total anual, temperatura promedio anual y variación altitudinal.

Las reglas empíricas obtenidas para los Sphingidae fueron analizadas y confrontadas en relación con la riqueza específica de tres grupos de Papilionoidea (Cuadro V), la riqueza fanerogámica (Cuadro VI), y la riqueza del taxón Chiroptera (Cuadro VII), ya que de estos grupos se cuenta con registros confiables. Finalmente, se discutió el uso potencial de los ajustes a las curvas de acumulación y el análisis y confrontación de los patrones de riqueza para los diferentes taxones.

## VI. RESULTADOS

### VI.1 Curvas de acumulación de especies.

El ajuste a las curvas de acumulación de especies en todos los casos fue significativo (el porcentaje de varianza explicada por las funciones de acumulación fue muy alto, Cuadro III). La conversión en la unidad de esfuerzo (de "noches" a "individuos/noche"), modificó el valor de las estimaciones hasta en un factor de dos (Cuadro II, Figura 3ab). De los parámetros obtenidos a partir de las ecuaciones de von Bertalanffy y de Clench, el parámetro de incremento al inicio de la recolecta "a", se mostró más variable con el uso de las noches como unidad de esfuerzo (0.42 especies/noche en Acahuizotla, a 12.7 especies/noche en Tlanchinol), con respecto del número de individuos recolectado por noche (0.2 especies/ individuos/ noche en Chajul, a 1.24 especies/ individuos/ noche en Valles, Cuadro III). No se esperaba que el cambio en la unidad de esfuerzo modificara el valor de las asíntotas, sin embargo, dada la heterogeneidad implícita entre las unidades de muestreo ("noches") los valores asíntóticos se vieron modificados.

A partir de la comparación del comportamiento de los estimadores con el uso de noches o individuos recolectados como unidad de esfuerzo (Cuadro VIIIab), los valores estimados de acuerdo con el modelo de Bertalanffy se aproximaron más a la riqueza observada en tamaños de muestra menores, sin embargo, al extrapolar para obtener los valores asíntóticos de las listas, su riqueza estimada fue menor que el último punto de algunas de las listas (ver los casos de Chamela y Acahuizotla, Cuadro II, Figura 2). Por otra parte, los valores estimados de acuerdo con el modelo de Clench, se aproximaron más a la riqueza observada conforme el esfuerzo de recolecta se aumentó (Cuadro VIIIab); por lo tanto, sus estimados de riqueza de Sphingidae resultaron ser más adecuados. Al utilizar las noches como unidad de esfuerzo, el porcentaje de riqueza

Figura 2

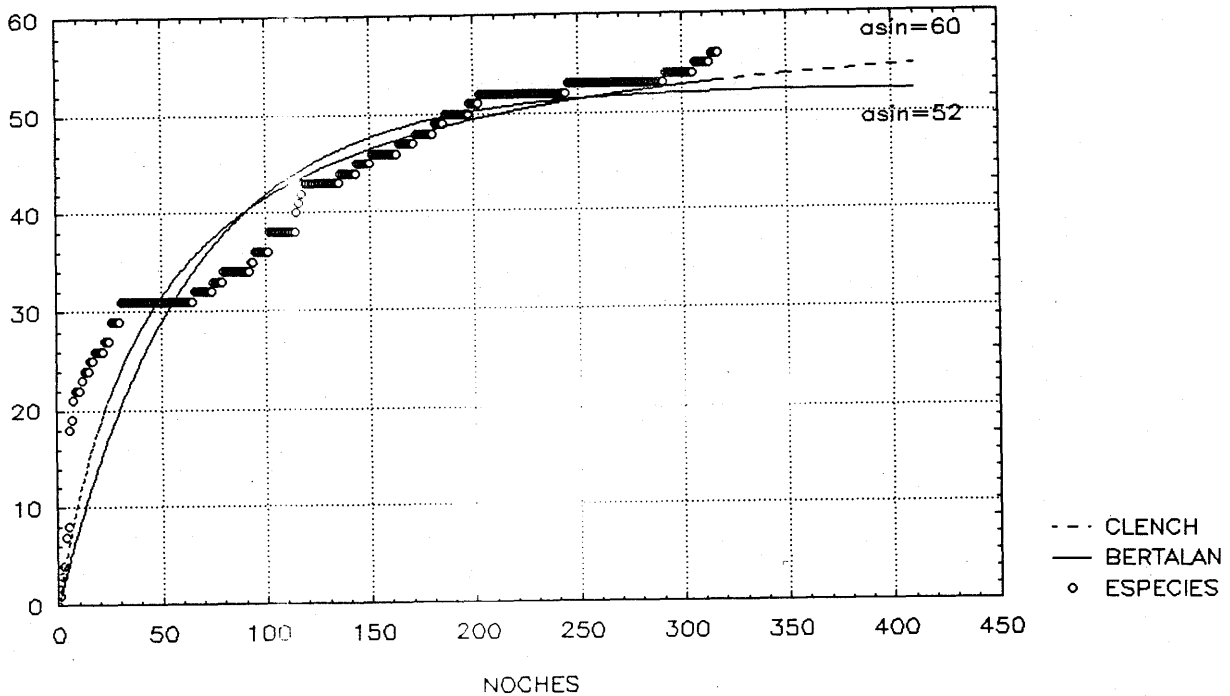


Fig. 2. Estimación de la riqueza local de Sphingidae en Chamela, Jalisco, de acuerdo con los modelos de von Bertalanffy y de Clench.

estimada por el modelo de Clench, sugirió que sólo dos localidades presentan más del 85% de riqueza (Acahuizotla y Chamela); entre el 23 y 28% de fauna para Cuetzalan y Villa Juárez; de 30 a 40% para las faunas de Tepoztlán y Valles; y de 50 al 70% para las faunas de Sierra de Juárez, Chajul, Tlanchinol, Xilitla, y El Vigía (Cuadro IX).

El porcentaje de riqueza estimada de acuerdo con el modelo de Clench, en cuanto al uso del número de individuos recolectados por noche, muestra que Chamela presenta una lista casi completa (98%); Tlanchinol, Chajul y El Vigía han registrado de un 70 a 80% de riqueza, y Cuetzalan, Gomez Farias, Valles, Tepoztlán, Sierra de Juárez, disponen de un 35 a 60 % de riqueza estimada (Cuadro IX).

De esta manera, resulta factible ajustar los datos de Sphingidae al modelo de Clench expresando la unidad de esfuerzo como el "número de individuos recolectado/noche" porque con ello la heterogeneidad entre las unidades de muestreo se ve disminuída;

cabe mencionar que las discrepancias entre los estimados de riqueza con la conversión de la unidad de muestreo puede deberse a problemas en el tamaño de la muestra (ver discusión de resultados).

Figura 3a

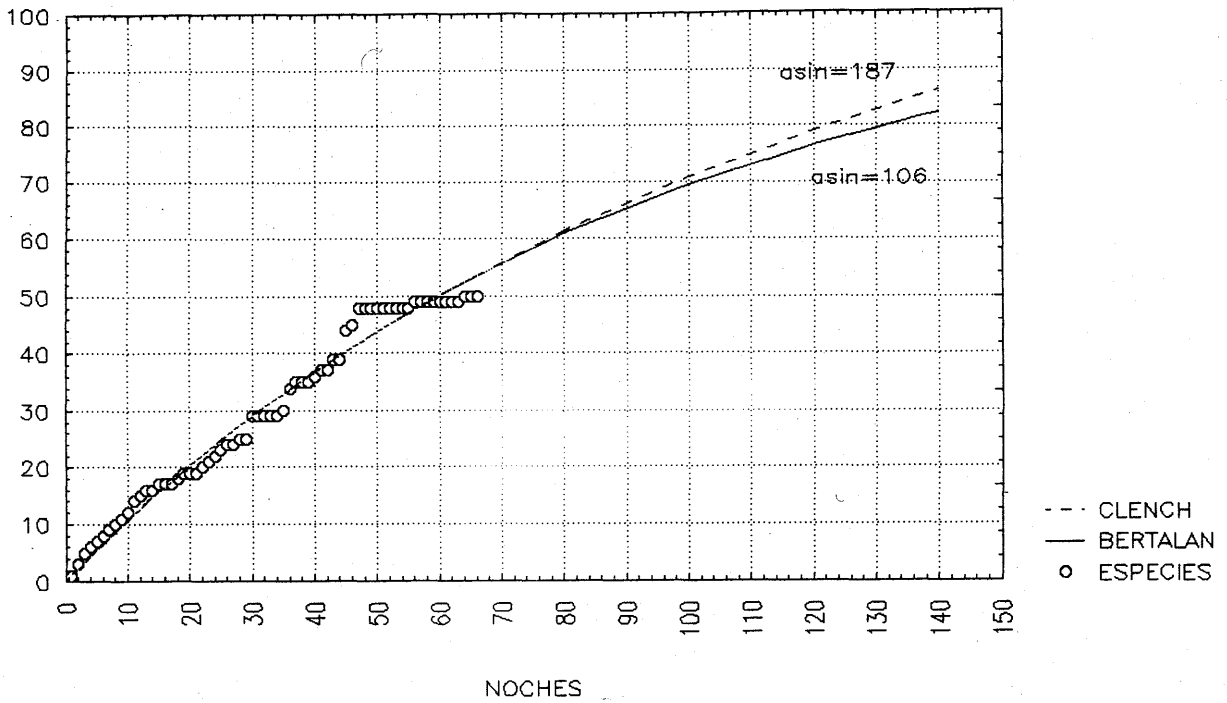
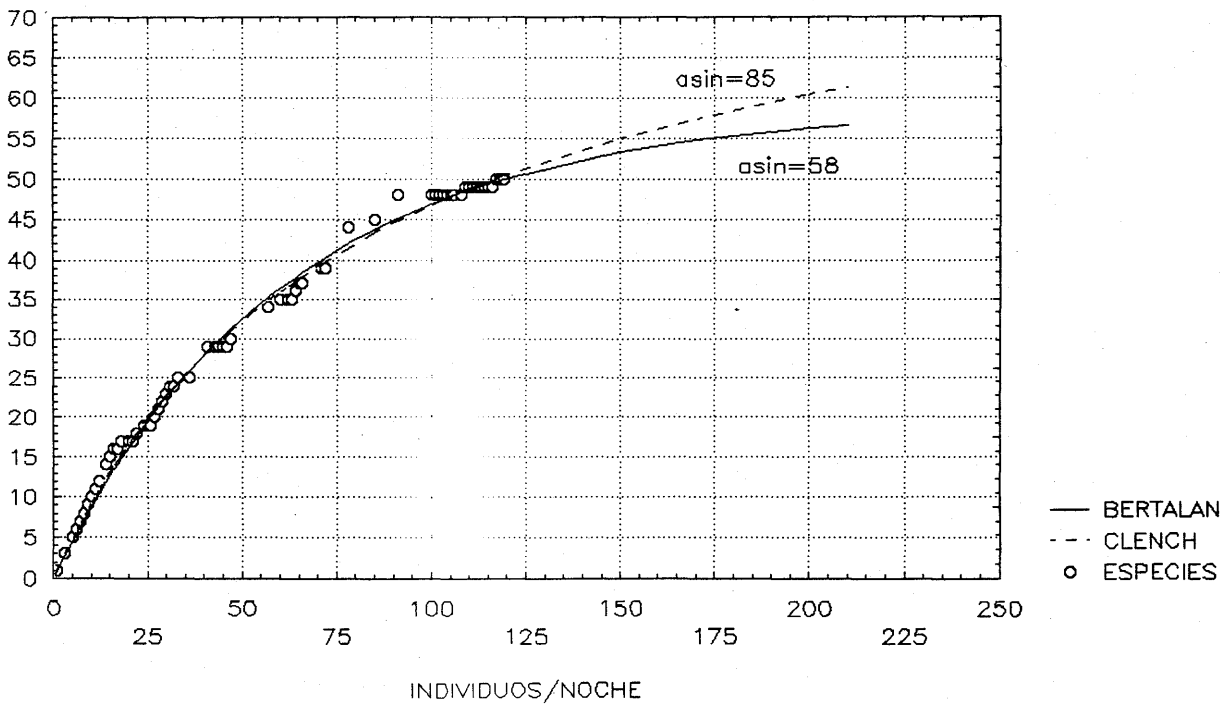


Figura 3b



**Fig 3ab.** Estimados de riqueza local en Villa Juárez, Puebla, de acuerdo con los modelos de von Bertalanffy y de Clench al efectuar una conversión de la unidad de esfuerzo.



## VI.2 Modelos empíricos

El análisis para el valor de riqueza observada en las diecisiete listas de Sphingidae como función de algunas variables ambientales (latitud, temperatura, altitud, precipitación total anual), generó modelos empíricos que explicaron bajo porcentaje de varianza en riqueza (v.gr. Figura 4). Los residuales de las regresiones sugirieron excluir algunas localidades de acuerdo con el criterio de los valores extremos. Las localidades excluidas presentaron poco esfuerzo de captura y/o poca o nula variación temporal en cuanto al muestreo (Figura 5ab).

Con la exclusión de algunas listas, se corrigió la variación entre éstas y se obtuvo un conjunto de modelos que consideraron esfuerzos de captura más uniformes. De este modo, los porcentajes de varianza en riqueza explicada fueron mayores (Figura 6ab).

Figura 4

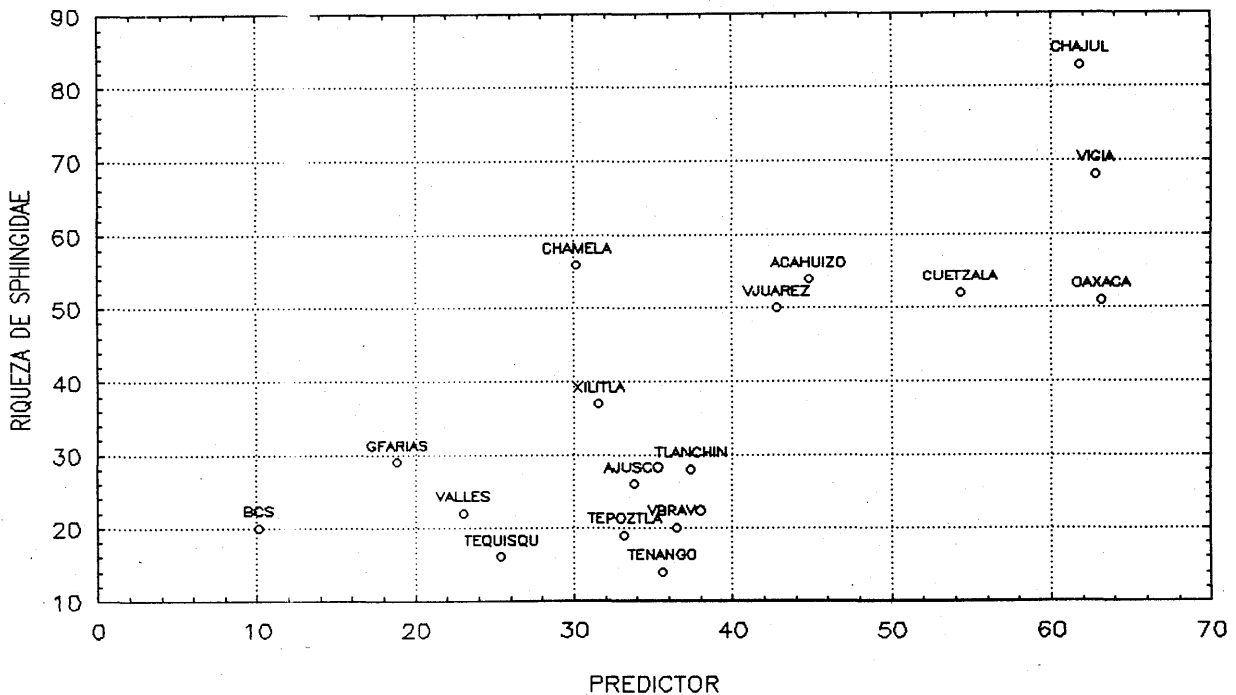


Fig 4. Regresión para la riqueza de Sphingidae en México como función de una combinación lineal de la precipitación y la latitud.  $S = 112.7 + .0072(\text{pre}) - .448(\text{lat})$ ,  $r^2 = 57\%$

Considerando las estimaciones obtenidas a partir del método de curvas de acumulación explicado (i.e. valor de las asíntotas y la riqueza estimada después de recolectar 250 individuos), las combinaciones lineales, altitud-precipitación y precipitación-latitud, explicaron un alto porcentaje de varianza en riqueza estimada (Figuras 7 y 8).

La riqueza específica de los taxones utilizados (Papilionidae, Nymphalidae, Pieridae, Fanerógamas, Chiroptera), se empleó para confrontarla y analizarla con las reglas empíricas que explicaran la riqueza del taxón Sphingidae. Se encontró dependencia fuerte de la riqueza de los taxones con respecto de algunas combinaciones, por ejemplo, la combinación lineal fanerógamas-precipitación fue importante para Sphingidae, Nymphalidae, Papilionidae y Papilionoidea (Figuras 9 y 10); temperatura-latitud y precipitación-latitud respecto de Sphingidae, Papilionidae y las fanerógamas (no obstante ver el caso de los Pieridae, Figuras 11, 12 y 13); y altitud-latitud para los Sphingidae y Chiroptera (Figura 14ab).

Figura 5a

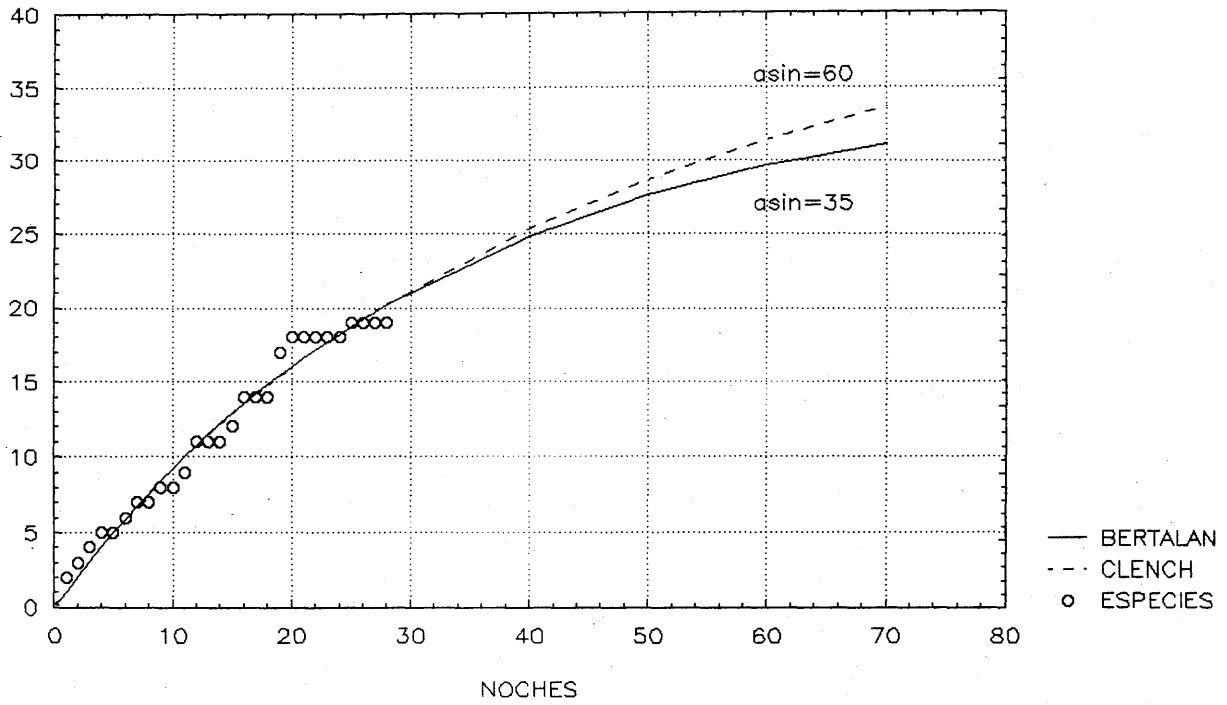


Figura 5b

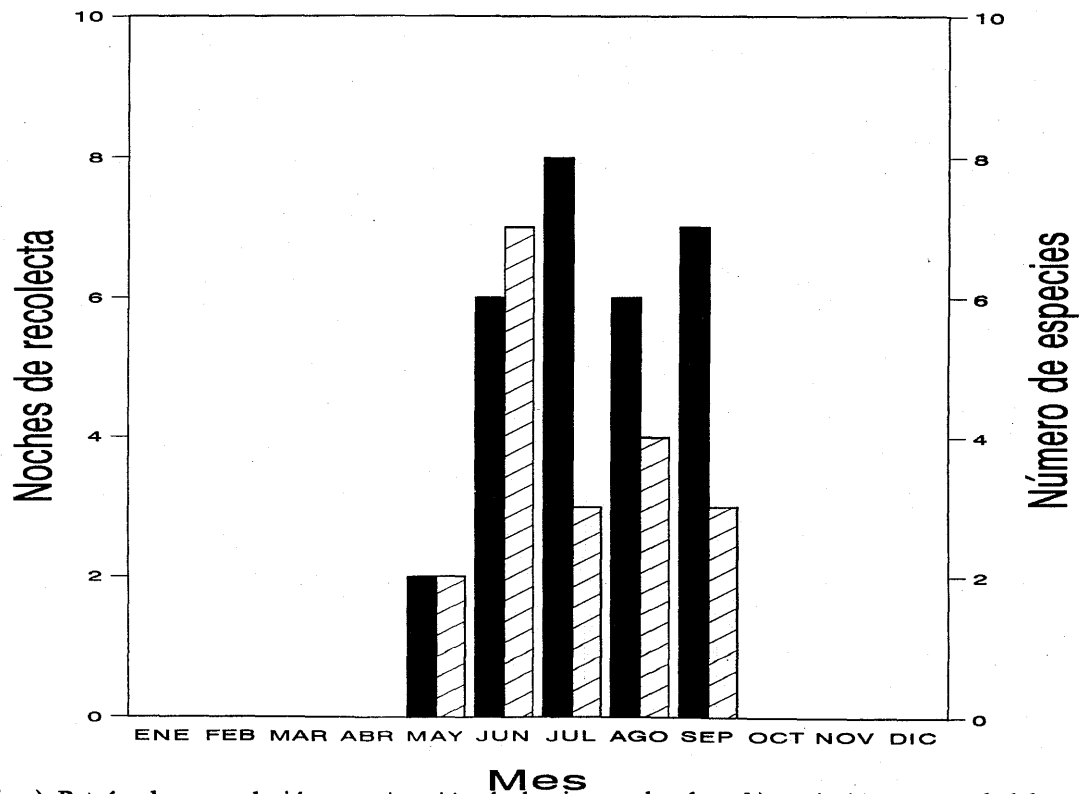


Fig. 5. a) Patrón de acumulación y estimación de la riqueza local, y b) variación temporal del muestreo en Tepoztlán, Mor. (noches= barras sombreadas, especies= barras con diagonales)

Figura 6a

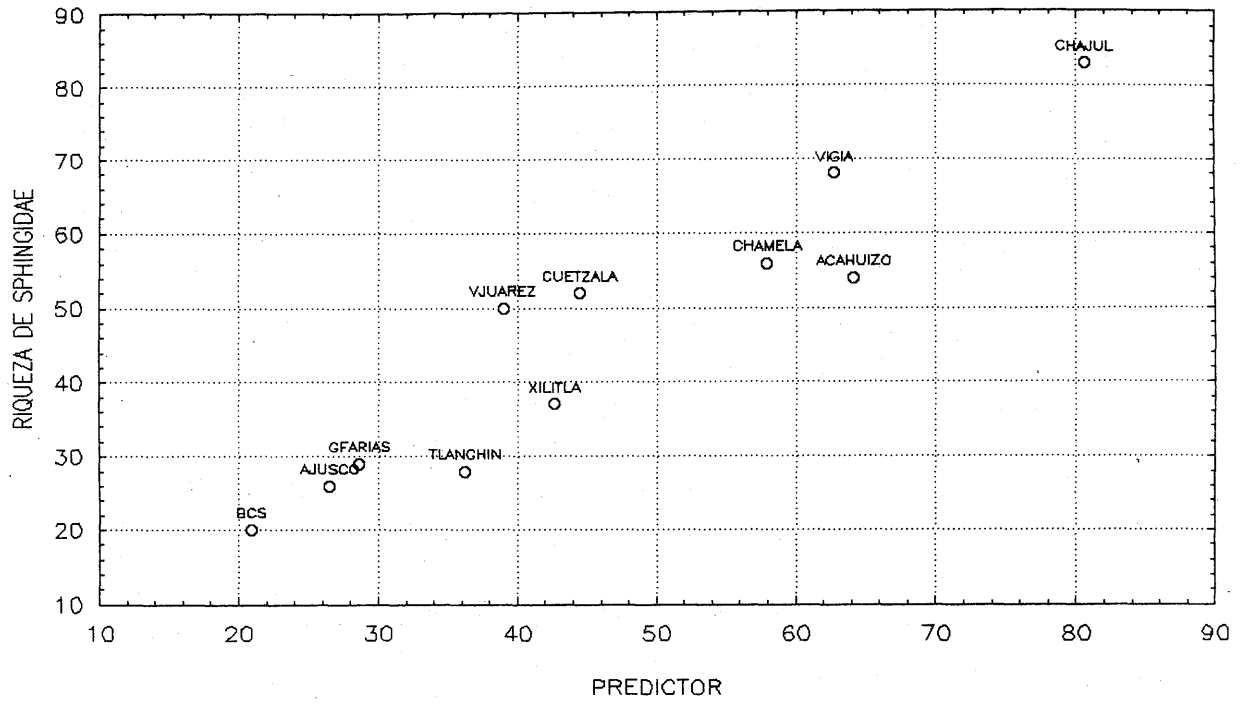
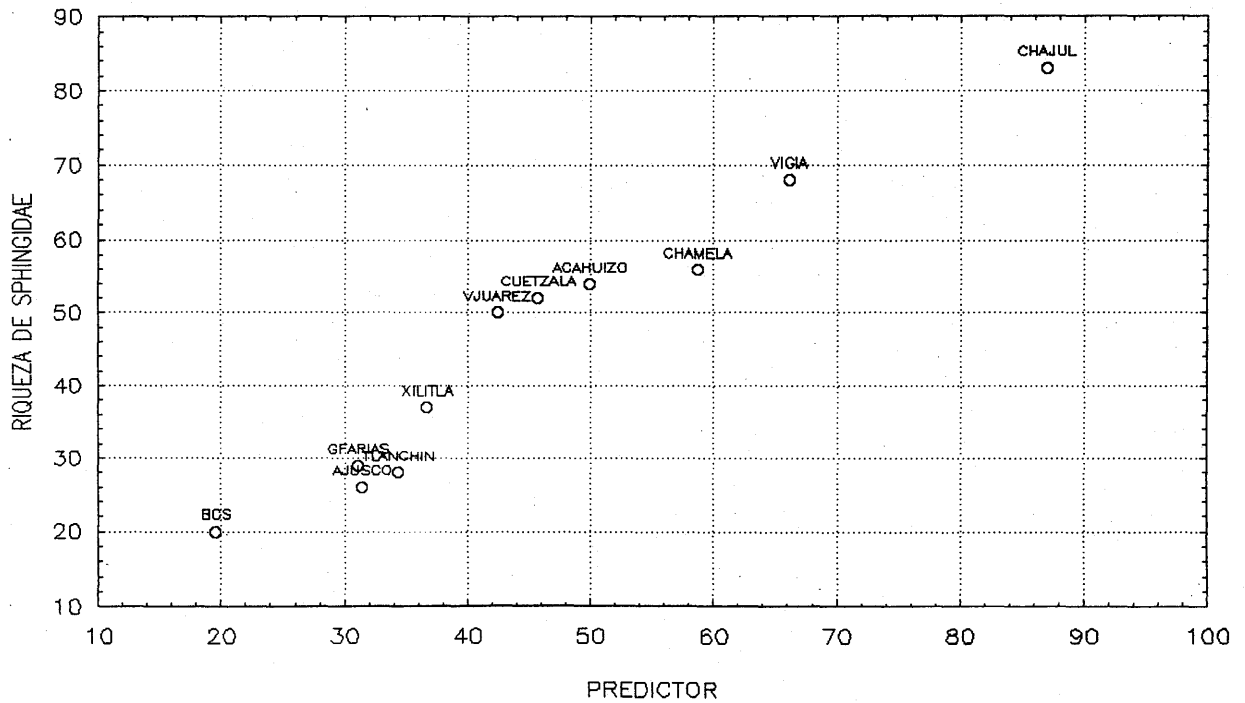


Figura 6b



**Fig. 6.** Regresiones para la riqueza de Sphingidae como función de la temperatura, la latitud y la altitud snm. a)  $S = 128.9 + 2.25(\text{temp}) - 6.5(\text{lat})$ ,  $r^2 = 89\%$  y b)  $S = 206.94 - 0.01248(\text{alt}) - 7.44(\text{lat})$ ,  $r^2 = 94\%$

Figura 7

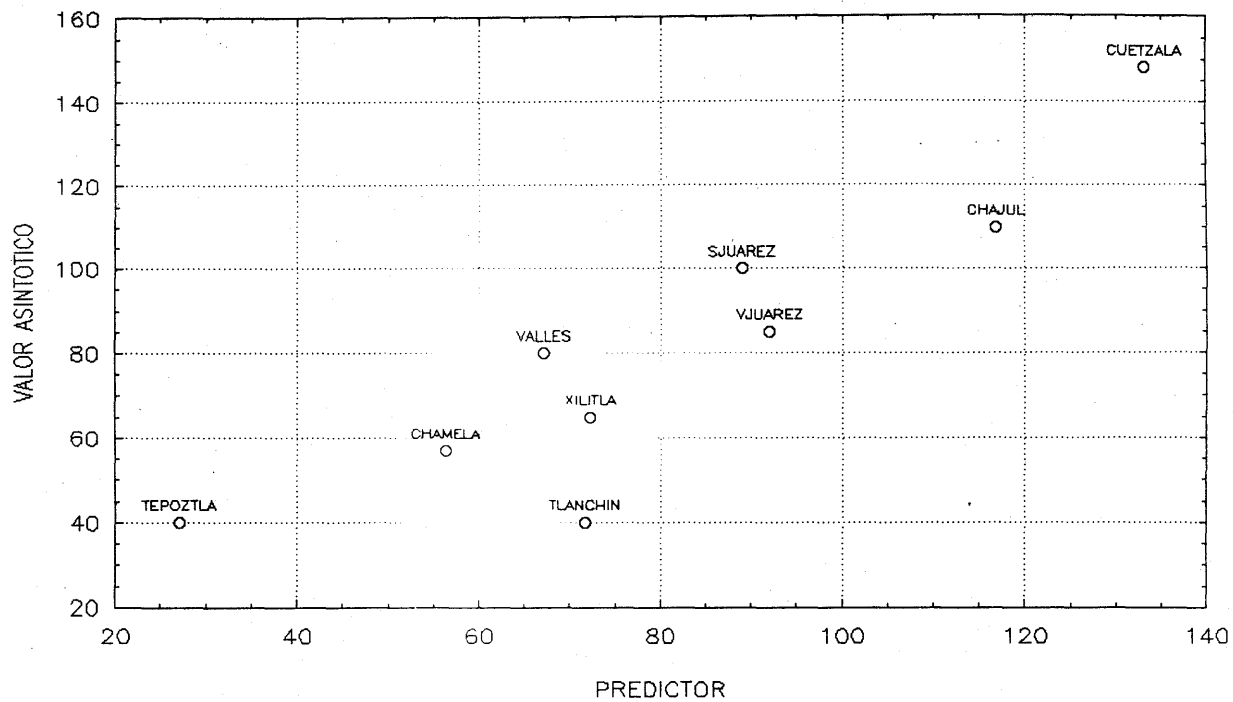
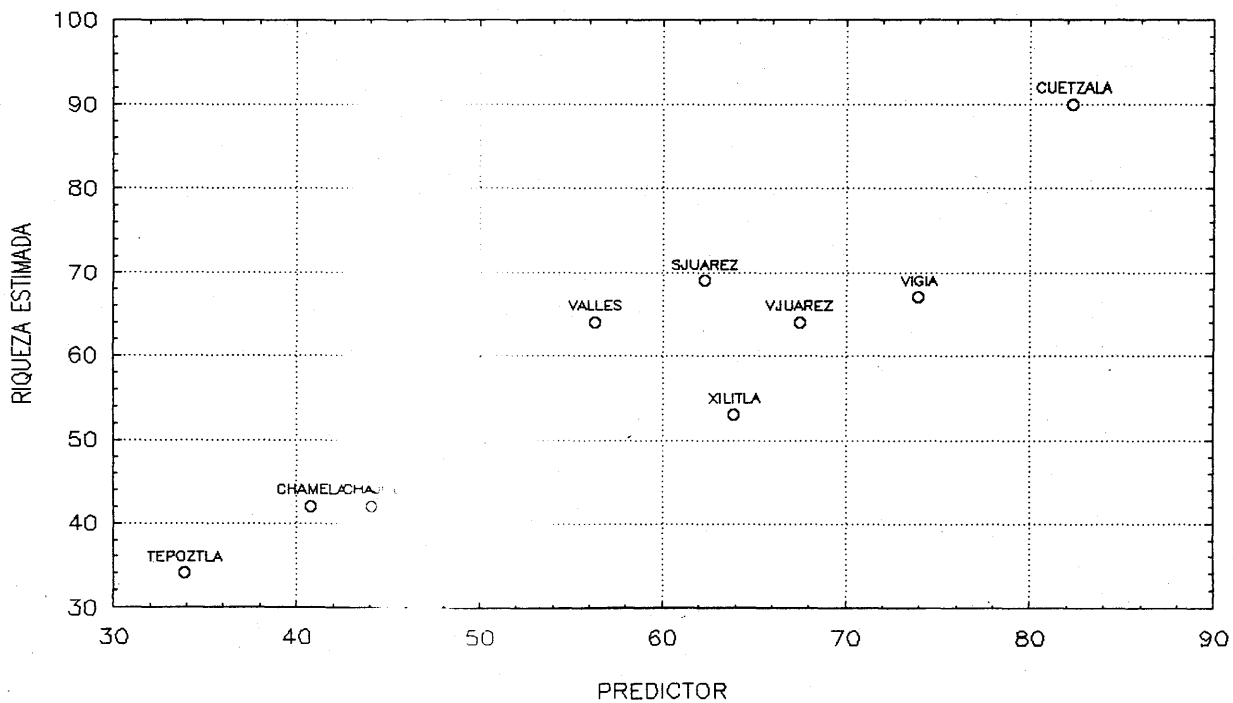


Figura 8



Figs. 7 y 8. Regresiones para la riqueza estimada de Spingidae. Asíntotas,  $S=42.685-.02045(\text{alt})+.0249(\text{pre})$ ,  $r^2=81\%$ ; riqueza estimada después de acumular 250 ind.  $S=81.93+.01047(\text{pre})+5.9(\text{lat})$ ,  $r^2=85\%$

Figura 9

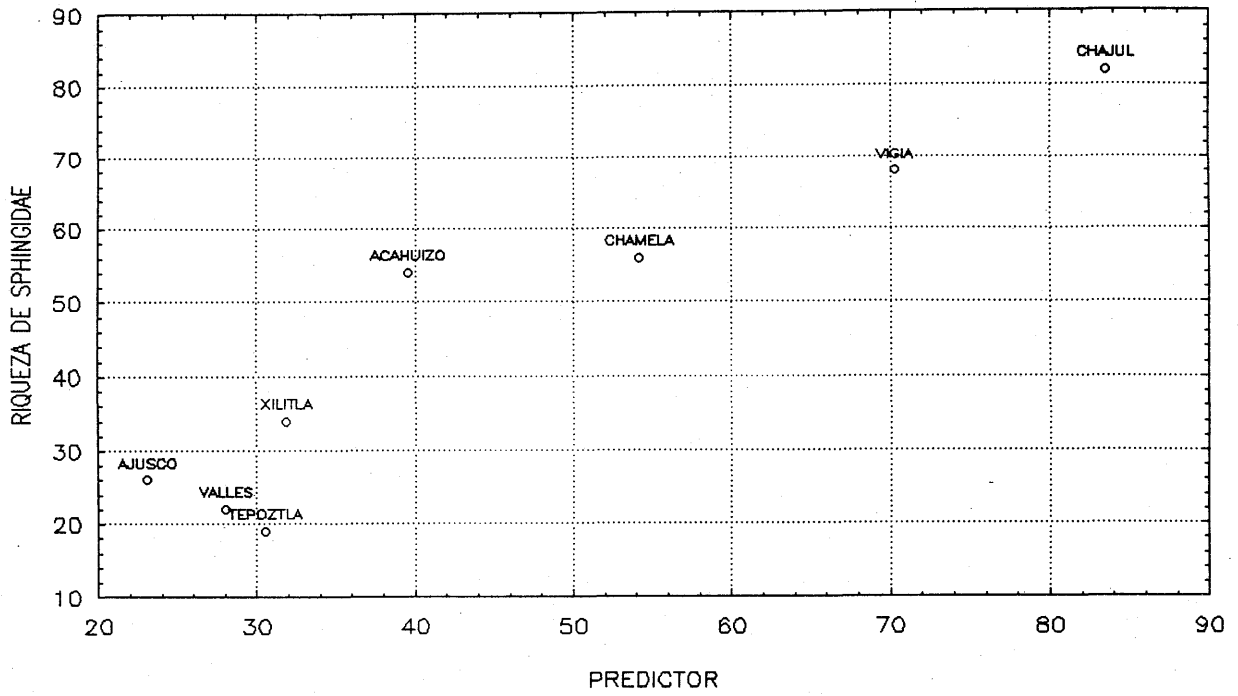
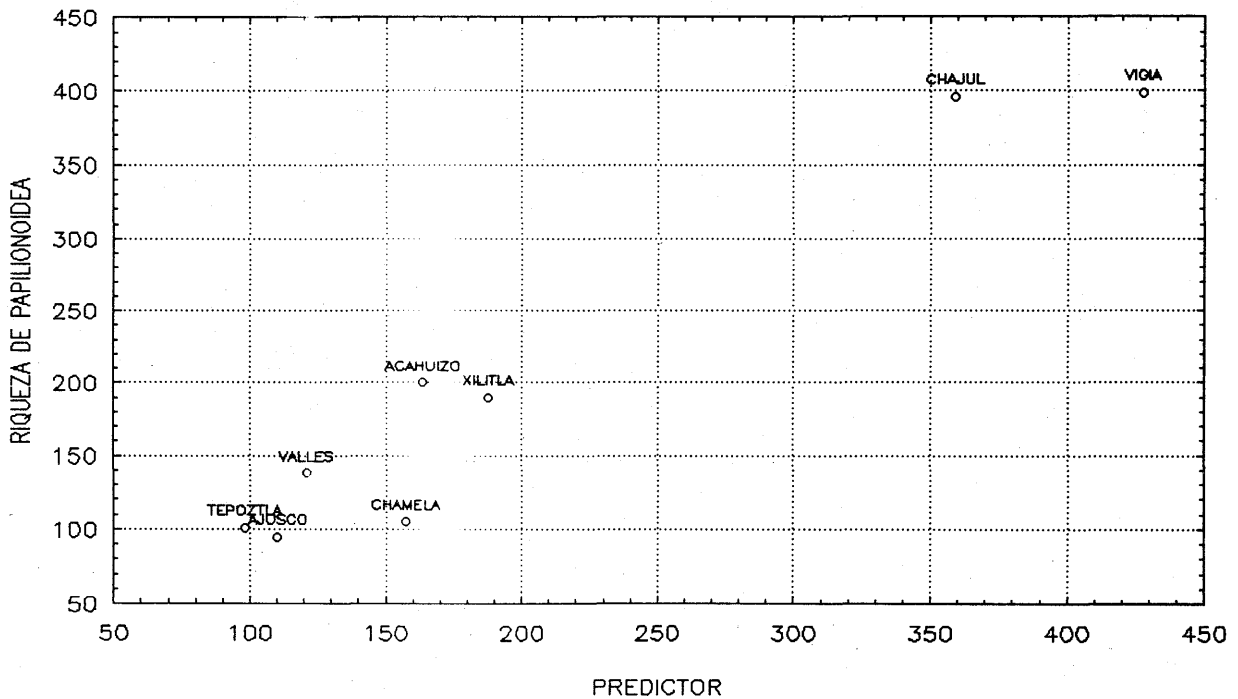


Figura 10



Figs. 9 y 10. Regresiones para la riqueza de SpHINGIDAE y los Papilionoidea como función de la precipitación y la riqueza fanerogámica, 9)  $S = 14.6 + .003(\text{pre}) + .048(\text{fan})$ ,  $r^2 = 89\%$  y 10)  $S = 27.15 + .069(\text{pre}) + .103(\text{faner})$ ,  $r^2 = 94\%$

Figura 11

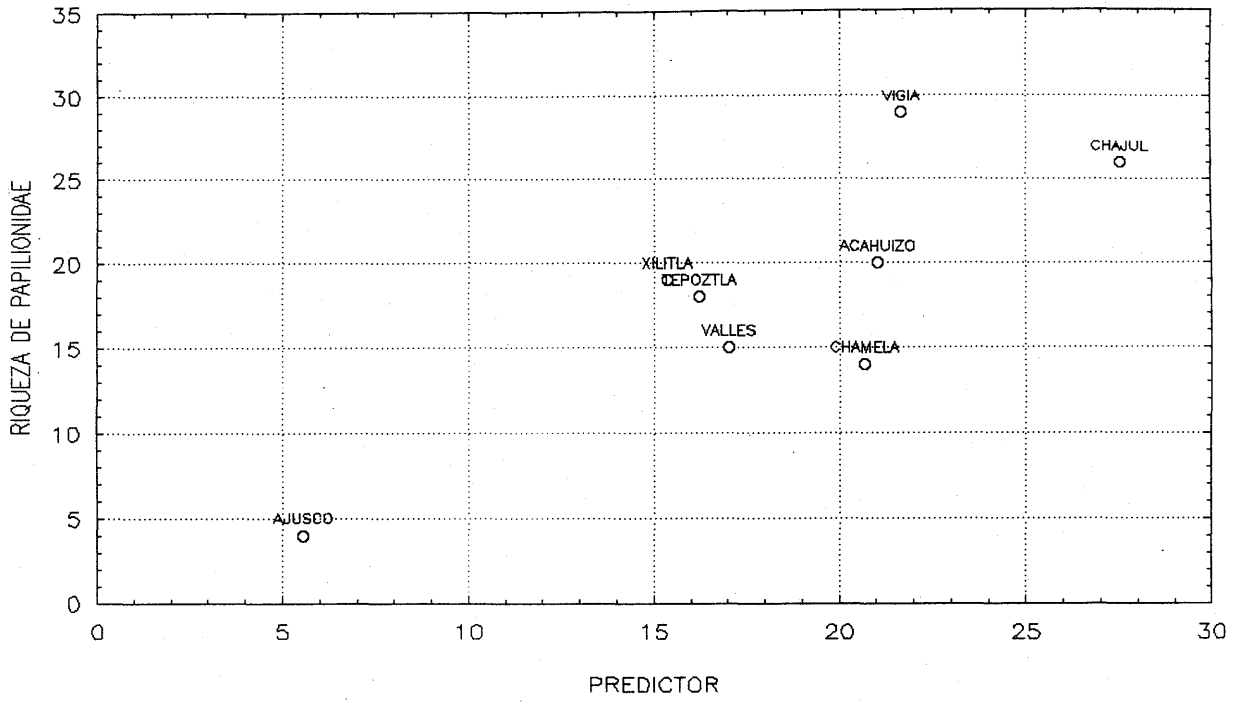
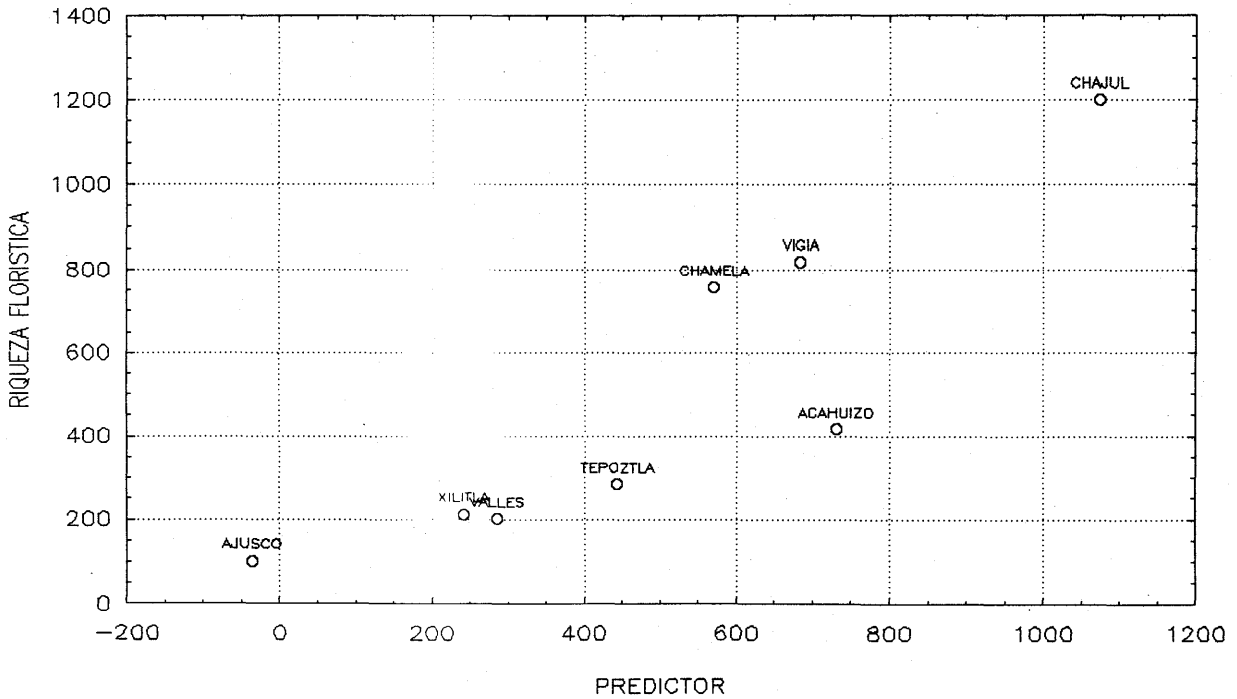
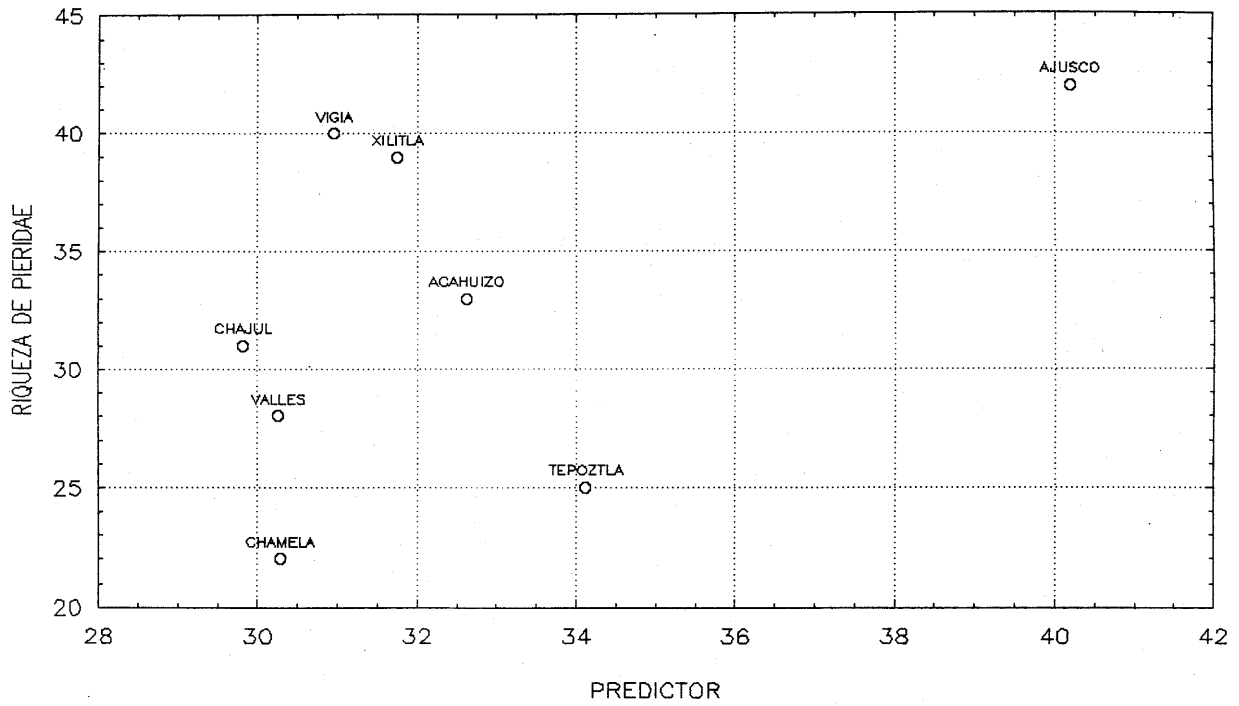


Figura 12



**Figs. 11 y 12. Regresiones para la riqueza de Papilionidae y la riqueza fanerogámica en función de la temperatura y la latitud, 11)  $S=32.5+1.05(\text{temp})-1.95(\text{lat})$ ,  $r^2=70\%$  y 12)  $S=2298.26+43.6(\text{temp})-144.6(\text{lat})$ ,  $r^2=78\%$**

Figura 13



**Fig. 13.** Regresión para la riqueza de los Pieridae como función de una combinación lineal de la temperatura y la latitud,  $S=44.6-.66(\text{temp})+.115(\text{lat})$ ,  $r^2=21\%$



Figura 14a

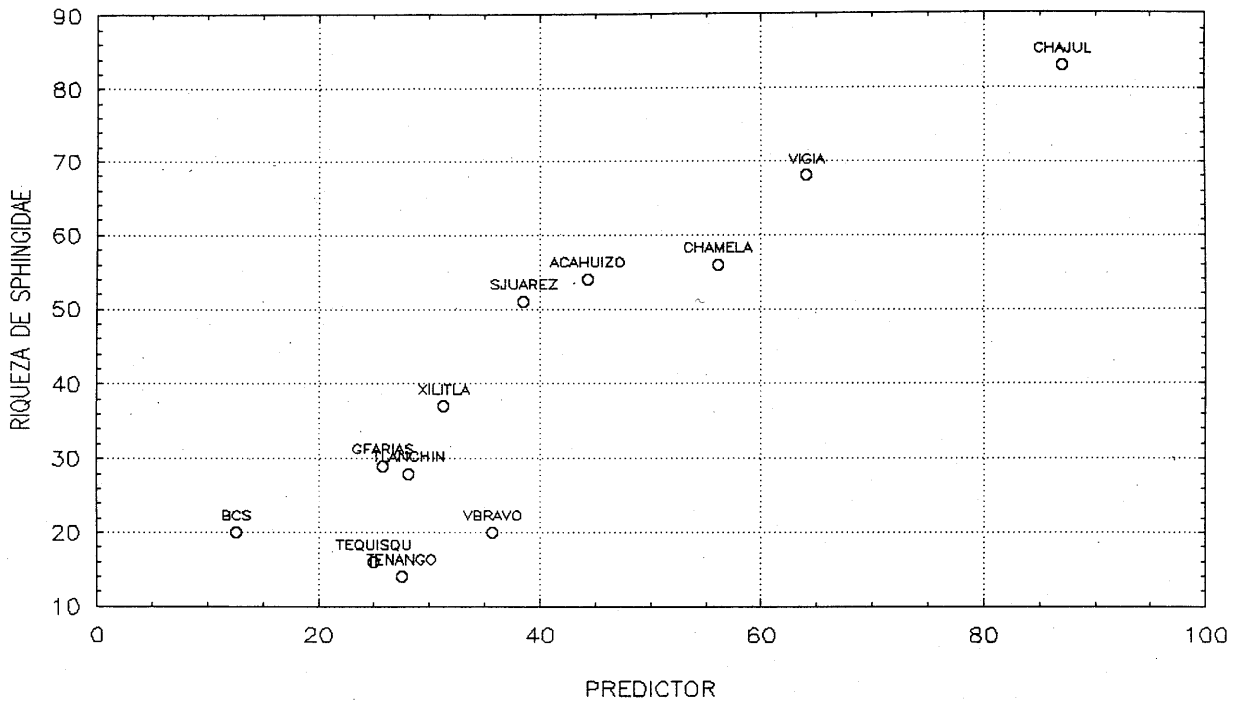
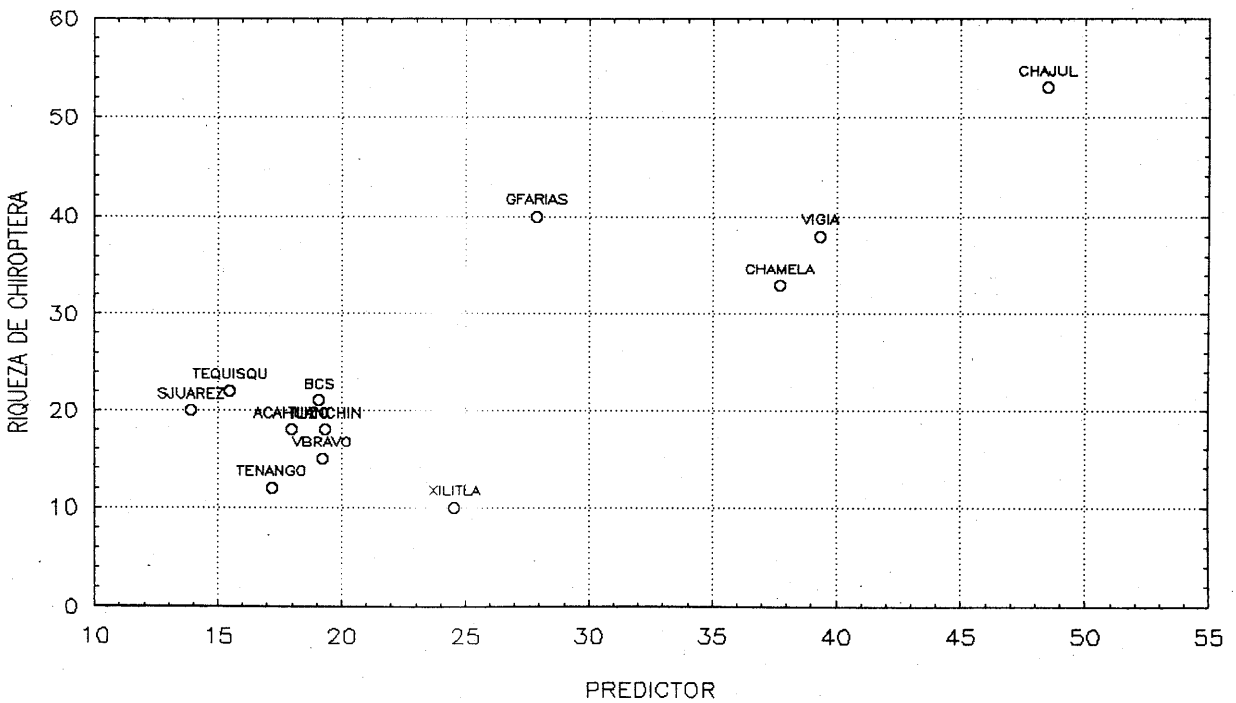


Figura 14b



**Fig. 14ab.** Regresiones para la riqueza de Sphingidae y los Chiroptera en función de la altitud y la latitud. a)  $S=218.02-.0146(\text{alt})-8.1(\text{lat})$ ,  $r^2=84\%$  y b)  $S=87.13-.012(\text{alt})-2.37(\text{lat})$ ,  $r^2=72\%$

## VII. DISCUSIÓN GENERAL

### VII.1 ¿Por qué utilizar determinada función de acumulación?

Los modelos utilizados proveyeron buenos ajustes en términos de varianza explicada; sin embargo, su valor asintótico fue contrastante. El comportamiento de la función de recolecta en el modelo de Clench supone que la probabilidad de aumento de una lista disminuye con su tamaño pero aumenta con la experiencia al paso del tiempo; por su parte el modelo de la dependencia lineal (von Bertalanffy), sugiere que la función de recolecta  $\lambda(j,t)$  (ver ecuación 4) disminuye linealmente conforme se incrementa el esfuerzo de recolecta. De los modelos aquí empleados es posible señalar que de acuerdo con los supuestos de las funciones de recolecta, del conocimiento biológico que se tiene del taxón bajo estudio y de la confrontación de listas exhaustivas, el modelo de Clench puede describir adecuadamente el patrón de acumulación de Sphingidae así como permitir la posibilidad de extrapolación de las curvas para la estimación de los valores de riqueza local.

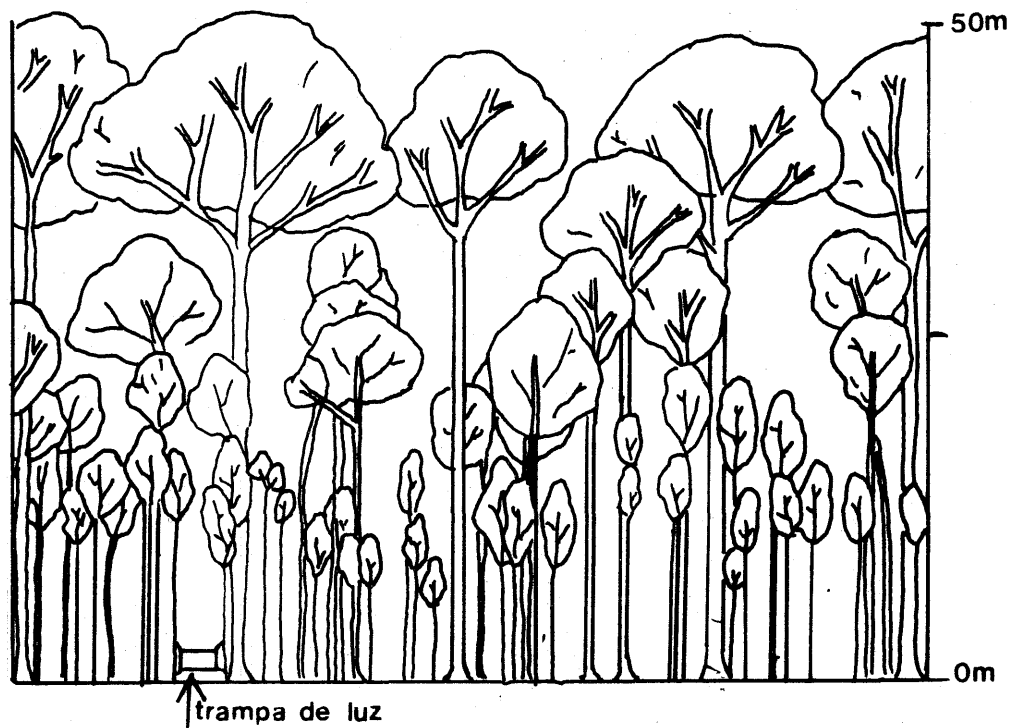
La elección de una función de acumulación para el análisis de datos faunísticos o florísticos puede ser a priori, aunque en estudios de campo puede ser necesario el uso de más de un modelo. Aun tratándose de sólo un taxón deben considerarse tanto las condiciones físicas del área de estudio (extensión, heterogenidad) como la efectividad del método de muestreo (v.gr. el uso de trampas de luz).

Por ejemplo, una primera alternativa puede representar los estudios de campo desarrollados en sitios particulares; si se quisiera estudiar la fauna de algún taxón (v.gr. insectos) en el sotobosque de una selva tropical, deberían considerarse algunos aspectos que biológicamente apoyarían la elección de un modelo (Figura 15a); por ejemplo, que en este tipo de hábitat se hallan especies poco comunes y en bajas densidades. Concibiendo al

sotobosque como un área de muestreo espacialmente finita podría considerarse el uso de un modelo de acumulación que se acercara a la asíntota en un tiempo determinado. Aun tratándose de grupos de gran movilidad, el número de especies en un sotobosque resulta ser bajo, por lo que probablemente una medida como el número de individuos recolectado no sería un buen indicador de la intensidad del muestreo; la unidad de esfuerzo podría ser alguna unidad de tiempo cuantificando, por ejemplo, el número de trampas/unidad de tiempo o el tiempo /trampa/unidad de tiempo. Los Sphingidae también como otros grupos de insectos pueden ajustarse al patrón anterior (D. Janzen com. per.).

Una segunda posibilidad es hallarse en un área con amplia visión donde las condiciones físicas y las temporales puedan beneficiar la efectividad del método de captura (Figura 15b). Tales inventarios podrían incorporar gran cantidad de individuos locales en tiempos discretos e individuos de otros hábitats en tiempos prolongados; hay que considerar que esto último depende de la vagilidad del taxón de estudio. Para el caso de un estudio de Sphingidae en dichas condiciones, sugeriría el empleo de una función de acumulación cuya probabilidad de adición de especies nuevas disminuyera con su tamaño y, eventualmente, el comportamiento asíntótico se presentara en el largo plazo (v.gr. el modelo de Clench o Logarítmico, Soberón y Llorente 1993). Adicionalmente la unidad de esfuerzo podría especificarse como el número de individuos recolectado por unidad de tiempo o alguna unidad de tiempo, cualquiera de estas dos posibilidades reflejaría adecuadamente la intensidad del muestreo.

De esta manera, el uso del(os) modelo(s) adecuado(s), puede definirse considerando de modo prioritario, las condiciones físicas y temporales del área de estudio, el taxón de estudio, el método de muestreo y la correcta especificación del esfuerzo e intensidad del muestreo.



**Fig. 15a.** Estudios de campo realizados en áreas específicas, v.gr. el sotobosque de una selva tropical.



**Fig. 15b.** Estudios de campo realizados en áreas de amplia visión. Bosque tropical en Santa María Chimalapa, Oaxaca.

## VII.2 ¿Cómo elegir la unidad de esfuerzo?

La unidad de esfuerzo es un factor muy importante en el uso de las funciones de acumulación. Las estimaciones para datos de museos, colecciones privadas e información de campo se vieron modificadas con la conversión en la unidad de esfuerzo (Cuadro II).

Para explorar lo anterior, consideremos lo que ocurrió al expresar en distintas unidades el esfuerzo de recolecta en una localidad del trópico húmedo mexicano (Chajul, Chiapas). Si se observan las Figuras 16 a 19, las asíntotas provistas por los modelos de Clench y de von Bertalanffy se comportaron en forma diferente con el cambio de la unidad de esfuerzo; sin embargo, hay que recordar que el modelo de von Bertalanffy subestimó la riqueza observada en algunos casos y por lo tanto no fue el estimador adecuado. Las asíntotas provistas de acuerdo con el modelo de von Bertalanffy no estimaron la adición de más de 14 especies (Figura 16); en el caso más conservador sugirió la adición de una especie a la lista (Figuras 18 y 19). El modelo de Clench presentó situaciones más contrastantes, las asíntotas variaron de 108 especies (Figura 18), a 139 especies al considerar las noches como unidad de esfuerzo (Figura 16).

Para establecer un patrón de acumulación y expresar la unidad de esfuerzo correctamente, es indispensable disponer de información detallada del inventario. Por un lado, los resultados sugieren que el empleo de una unidad de esfuerzo inadecuada, puede afectar la estructura estadística de las funciones de acumulación y modificar el tamaño esperado de la lista. El valor de los intervalos entre las unidades de esfuerzo se prolonga o disminuye al cambiar, por ejemplo, de noches a trampas/noche, a individuos, etc, y modificar la probabilidad de transición en la lista. En el ejemplo, al utilizar las noches como unidad de esfuerzo la cual puede considerarse como una medida heterogénea del esfuerzo de recolecta, los intervalos de tiempo  $\Delta t$  representaron unidades de transición

más inmediatas, por lo tanto los parámetros de incremento fueron más variables (Figura 16). Cuando se efectuó el cambio en la unidad de esfuerzo la probabilidad de transición disminuyó y los parámetros de incremento entre las localidades fueron menos variables, generando estimaciones más conservadoras (Cuadro X).

Por otro lado, como se mencionó, esta modificación en los valores asintóticos pudo radicar en un problema de muestreo; como fenómeno natural existe un número total de especies de Sphingidae en Chajul y aunque los valores asintóticos no son muy discrepantes se cuenta con evidencia empírica que sugiere que el tamaño de la lista podría llegar a 100 especies. Soberón y Llorente (1993) mencionaron que para las funciones empleadas, la probabilidad de adición de una especie nueva a la lista cambia con el tiempo, el tamaño de la lista, y la complejidad ecológica del área. Cabría mencionar que también ocurre esto cuando la magnitud del esfuerzo de captura se expresa en unidades de esfuerzo diferentes cuando existen inconvenientes en el tamaño de la muestra.

Sin embargo, esta posibilidad de transformación depende del tipo de información analizada. La heterogeneidad entre las unidades de muestreo de datos de museos y colecciones privadas, restringe generalmente la conversión del esfuerzo de captura, por lo tanto, la extrapolación en estos casos se vuelve riesgosa; inclusive el uso de individuos como unidad de esfuerzo muestra limitaciones (Colwell y Coddington 1994).

En consecuencia, si no se cuenta con información específica del esfuerzo invertido en la recolecta, las funciones de acumulación sólo serían auxiliares en la orientación de la información proveniente de acervos (Figura 20). Para datos de museos y colecciones se desconoce en ocasiones detalles sobre el muestreo y las condiciones ecológicas del área de estudio; en estos casos, la elección de una función de acumulación con estimaciones más conservadoras podría ser lo más adecuado (v.gr. von Bertalanffy

para el caso de los datos de Sphingidae). En el ejemplo, el cambio en la unidad de esfuerzo para los datos de Chajul, Chiapas sugirió que las estimaciones del modelo de Clench pueden ser respaldadas utilizando el número de trampas/unidad de tiempo o el número de individuos recolectado por unidad de tiempo. Una comparación de las ventajas y desventajas en el análisis de datos de campo e información de museos con funciones de acumulación de especies puede verse en el Cuadro XI.



Figura 16

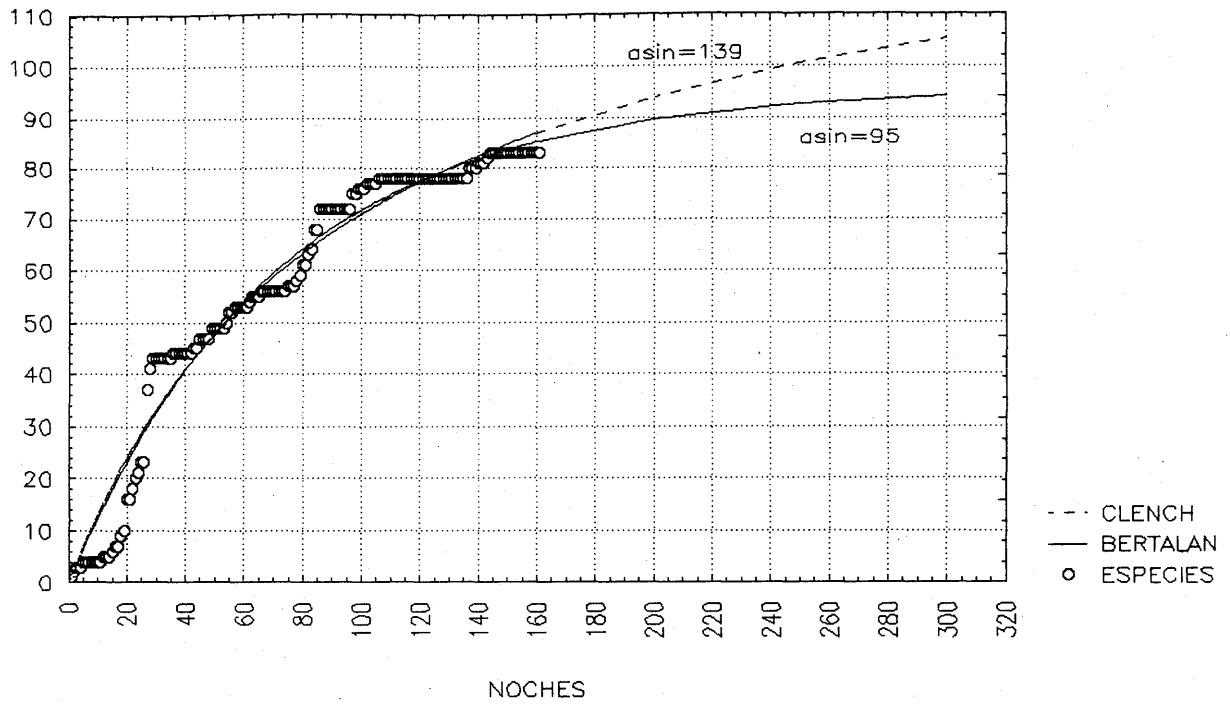
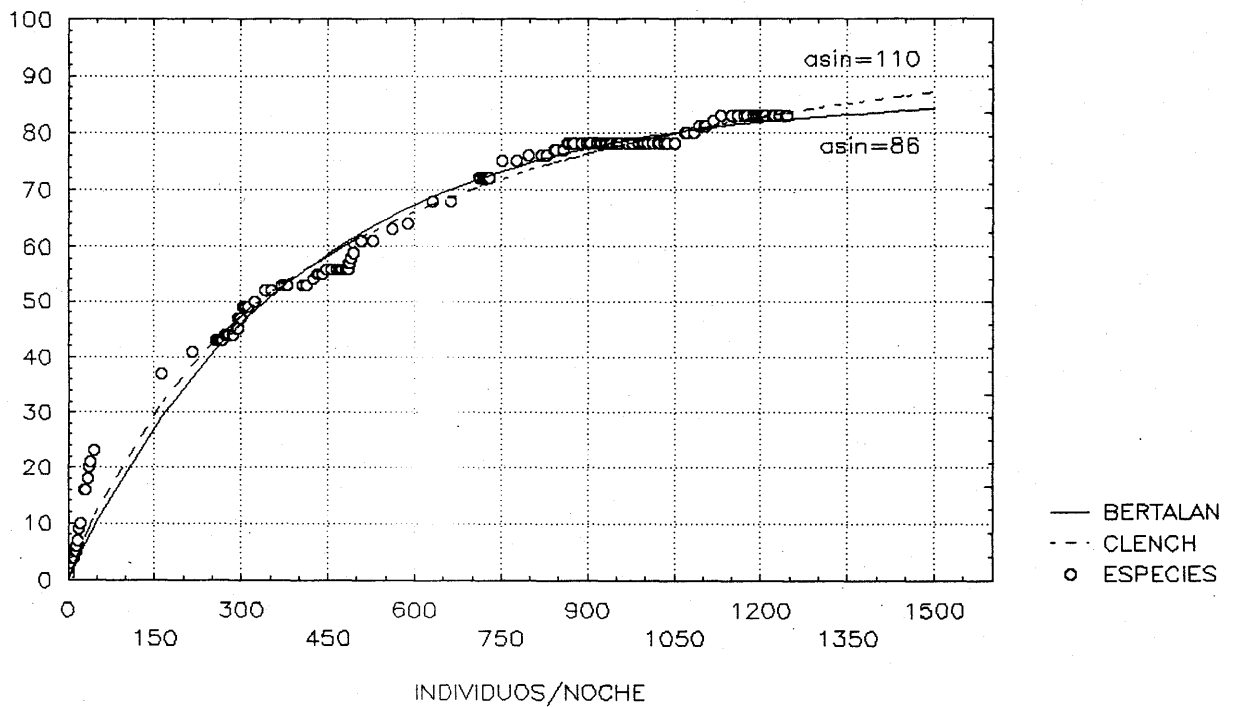


Figura 17



Figs. 16 y 17. Estimación de la riqueza local en Chajul, Chiapas, de acuerdo con los modelos de von-Bertalanffy y de Clench, cuando la unidad de esfuerzo se expresa como "noches" e "individuos/noche".

Figura 18

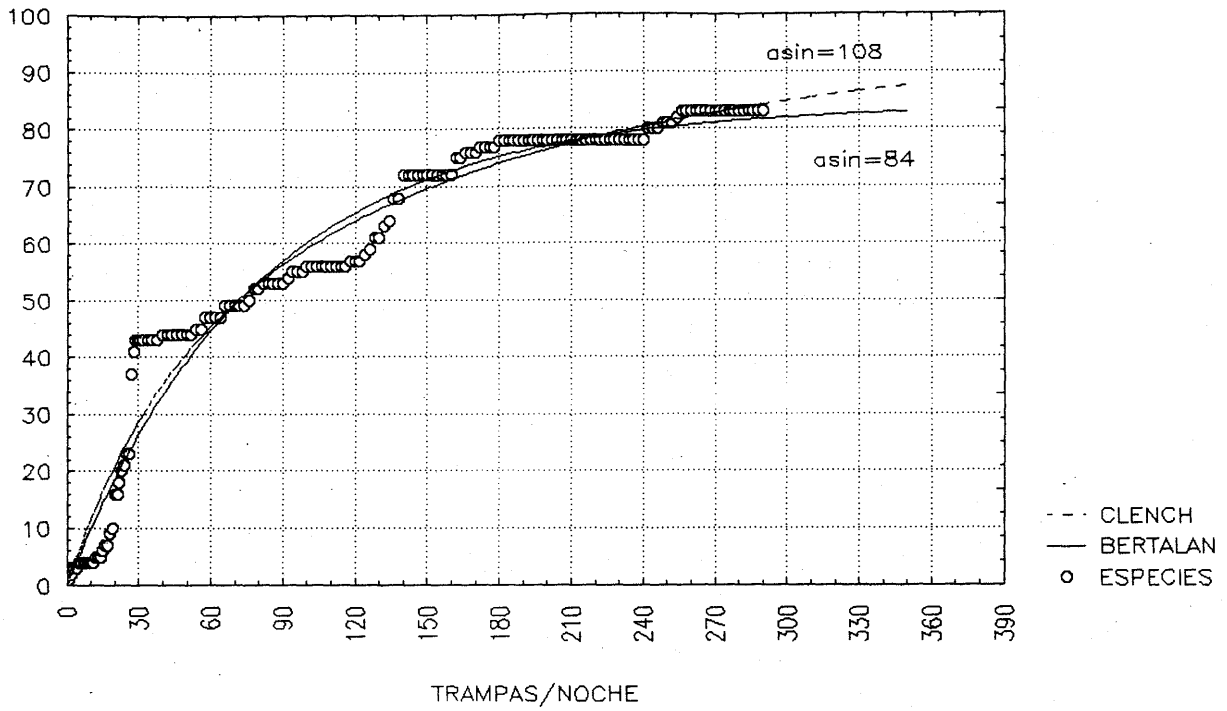
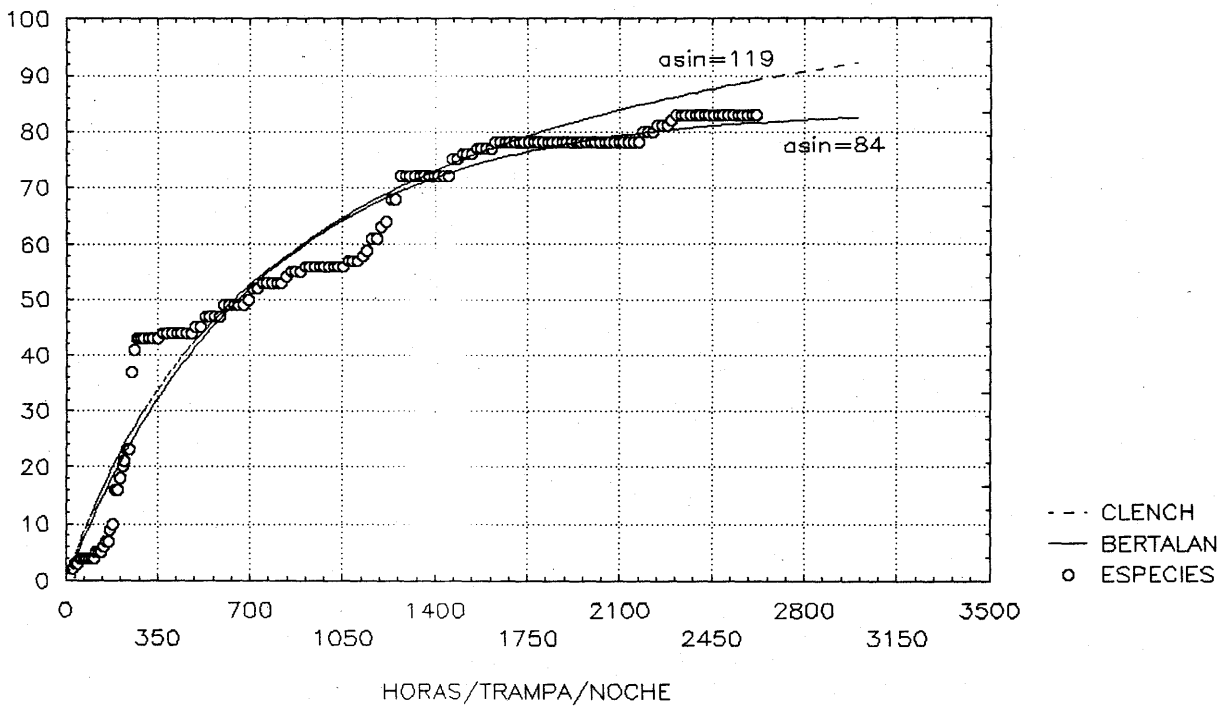
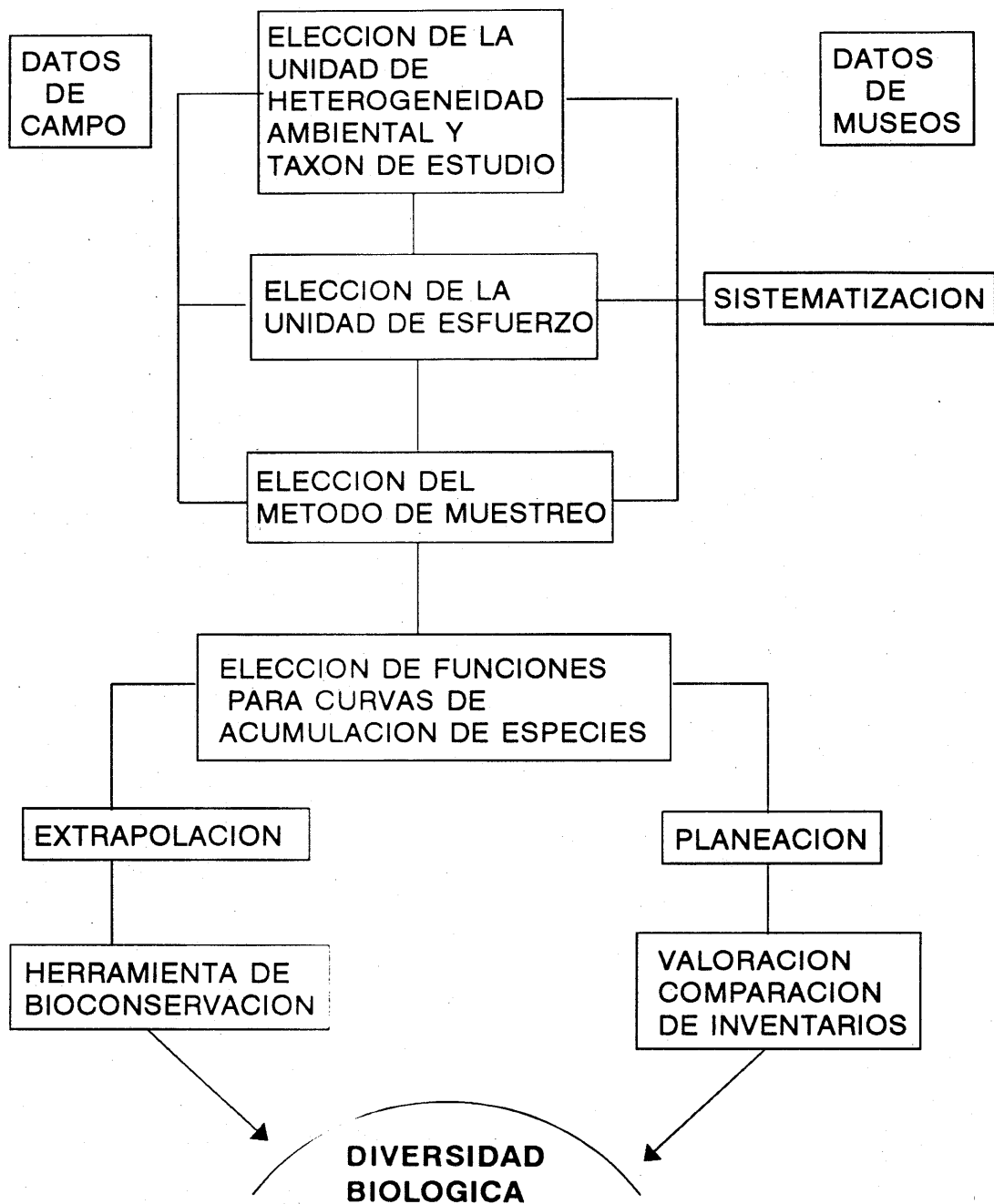


Figura 19



Figs. 18 y 19. Estimación de la riqueza local en Chajul, Chiapas, cuando la unidad de esfuerzo se expresó como "trampas/noche" y "horas/trampa/noche".



**Fig. 20.** Diagrama propuesto para el uso de las funciones de acumulación de especies en relación con el tipo de información analizada.

### VII.3 Acerca de los patrones empíricos.

El análisis de regresión para las diecisiete localidades como función de los factores ambientales generó modelos poco robustos, sin embargo, esto pudo deberse al grado de variación entre las listas analizadas. Shmida y Wilson (1985) señalaron que las correlaciones poco robustas o incompletas para el caso de la vegetación de un ambiente físico, pueden ser causadas por patrones espaciales irregulares, efectos históricos (v.gr. patrones de dispersión) y errores en el muestreo.

El análisis de los residuales para las regresiones sugirió excluir de los modelos algunas listas de acuerdo con el criterio de los valores extremos; se probaron los supuestos de linealidad de la relación entre las variables y la distribución de los residuales (STATISTICA StatSoft 1991).

La consistencia de los patrones de riqueza de Sphingidae con las combinaciones lineales altitud-latitud, temperatura-latitud, y altitud-temperatura, sugiere que los esfingidos muestran correlación con la temperatura lo que también ocurre con otros insectos (McPeeck 1990). A pesar del gran poder de desplazamiento de los Sphingidae a través de gradientes altitudinales (Janzen 1984, 1986), la altitud promedio s.n.m., que está correlacionada con la temperatura, fue una variable importante en las predicciones (ver Figura 6ab). La movilidad de algunos taxones (v.gr. aves) y su marcada selección de hábitat puede incrementar la regularidad de las interacciones bióticas (Hubbell y Foster 1986a).

La normalización de los estimados de riqueza de Sphingidae para su correlación con variables ambientales presentó algunos inconvenientes. En algunos casos, el valor de las asíntotas fue extremo; la estimación de riqueza local de acuerdo con los modelos de acumulación para Cuetzalan, Puebla, aparentó señalarlo como un sitio de alta diversidad. Sin embargo, esto pudo deberse a un sesgo

Figura 21a

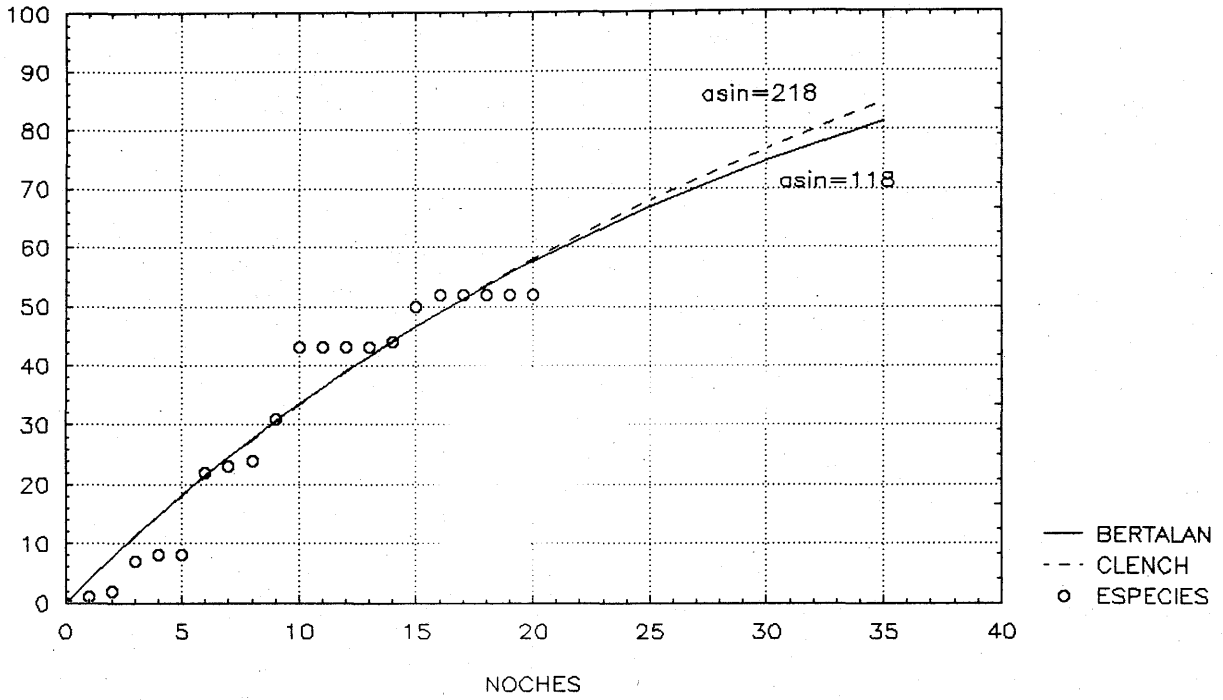


Figura 21b

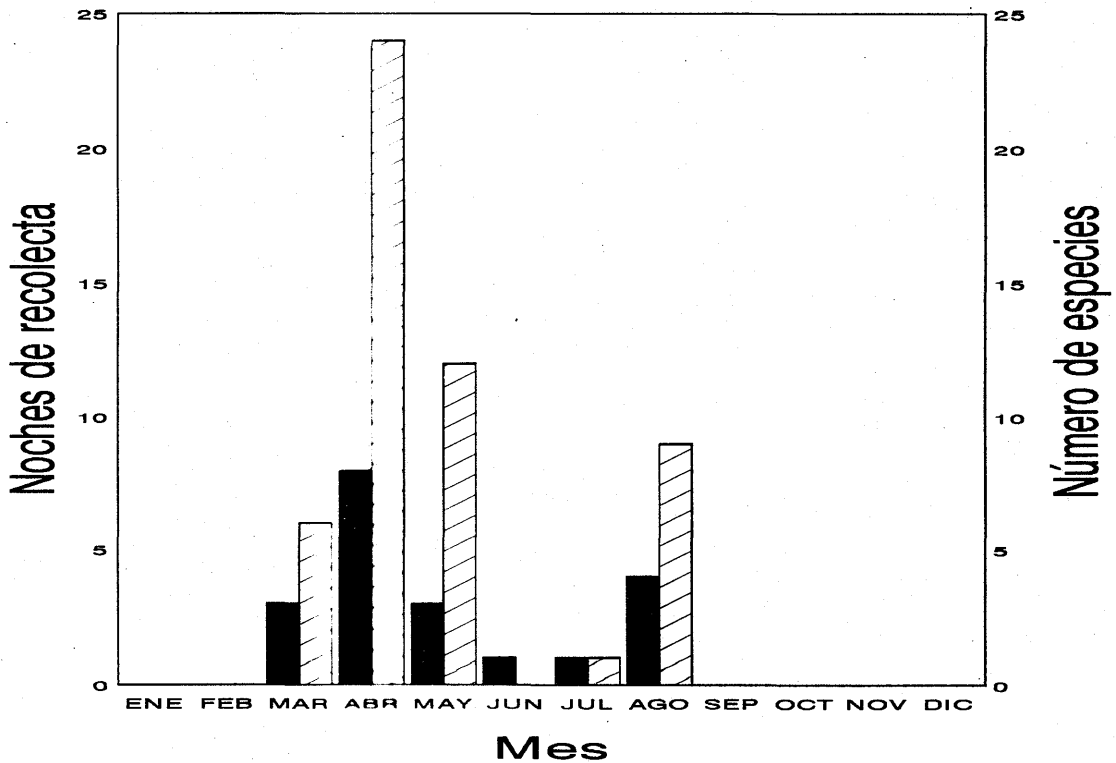


Fig. 21. a) Patrón de acumulación de especies y b) variación temporal del muestreo en Cuetzalan, Puebla, (noches= barras sombreadas, especies= barras con diagonales).

en el muestreo (Figura 21ab). Los muestreos exhaustivos y en el corto plazo pueden propiciar información equivocada respecto a la riqueza de un sitio. El comportamiento de los patrones de acumulación de especies y las extrapolaciones pueden ser producto de un artefacto metodológico. A pesar de que en Cuetzalan la lista de Sphingidae es razonable, la forma de la curva de acumulación (Figura 21a) produjo una estimación poco real. Este enfoque también ha sido señalado por Prendergast et al. (1993) y Colwell y Coddington (1994).

Las interrelaciones entre la riqueza de Sphingidae y la de otros taxones mexicanos (Papilionidae, Nymphalidae, Pieridae, fanerógamas, y Chiroptera), con respecto de algunas reglas empíricas, apoyó una primera fase de análisis para el reconocimiento de las variables que son importantes en la distribución espacial de los organismos (v.gr. Brown 1988; Gentry 1988; Rosen 1988; Schoener 1988).

La consistencia de estos patrones sugirió que la riqueza faunística (mas no la composición), puede ser susceptible de predicción. Los resultados se basan en la hipótesis del equilibrio de las comunidades naturales; aunque es evidente que existen otros componentes (v.gr. históricos) en la distribución actual de muchos grupos de organismos (Brooks y McLennan 1991).

Los modelos teóricos que conciernen con el mantenimiento de la riqueza local de las comunidades en el tiempo ecológico, pueden agruparse en dos categorías, los que predicen saturación de la comunidad (v.gr. MacArthur 1972; Tilman 1986), y aquellos que no la predicen (v.gr. Caswell 1976; Janzen 1970). En el sentido de Cornell y Lawton (1992), dichos modelos pueden ajustar a comunidades no interactivas e interactivas. En términos generales las comunidades no interactivas se caracterizan porque las especies responden de igual forma a condiciones abióticas y las interacciones bióticas están ausentes (Caswell 1976); por su parte

las comunidades interactivas son resultado de intensas interacciones entre especies del mismo nivel trófico. En ellos se incluyen los modelos clásicos de heterogeneidad de nichos que predicen saturación (MacArthur 1972; Tilman 1986) y los modelos que contemplan la heterogeneidad espacio-temporal donde el límite de coexistencia de las especies puede tener variantes (Janzen 1970; Sale 1977; Connell 1978; Hubbell y Foster 1986ab, 1987; Shorrocks y Rosewell 1986; Armstrong 1989).

Quizás la postura más aceptable es la de Hubbell y Foster (1987), ya que considera el mantenimiento de la diversidad en la interacción del clima, la historia biogeográfica de las especies, los procesos a escala regional y subcontinental, y en menor grado las interacciones bióticas.

Ricklefs (1987), bajo una misma reflexión argumentó que el estudio de las comunidades se ha basado principalmente en teorías sobre procesos locales para explicar patrones, que con seguridad se ven influenciadas por procesos regionales. Los argumentos clásicos se han apoyado en el efecto de la competencia, la depredación, etc. para explicar patrones de diversidad circunscritos en áreas pequeñas (desde algunas hectáreas hasta varios kilómetros cuadrados). De acuerdo con esta perspectiva, la comunidad mantiene una condición saturada a causa de las interacciones bióticas. Ricklefs enfatizó, con base en la evidencia de diferentes comunidades analizadas, que la diversidad regional estructura a las comunidades locales (ver también Cornell y Lawton 1992). De acuerdo con sus observaciones, existen cuatro o cinco veces más especies en manglares de Malasia que en los de Costa Rica y cuatro veces más especies en chaparrales de Israel que en los de California. De esta manera, la riqueza de una comunidad no se explica basándose sólo en la suposición del equilibrio local de las especies de un taxón, ya que de otra forma se hubiera esperado que la riqueza entre las regiones bajo ambientes similares debería ser la misma para los taxones bajo estudio.

En contraste, Shmida y Wilson (1985) enfatizaron que la riqueza específica de algunas regiones no puede explicarse exclusivamente a partir de los principios de la biogeografía histórica. Ambos intentaron combinar los enfoques clásicos del estudio de la biodiversidad, al proponer cuatro mecanismos causales: las relaciones de nicho, la diversidad de hábitats, el efecto de masa y la equivalencia ecológica. Mencionaron que las relaciones de nicho influyen en la diversidad de la comunidad a una escala interna; también sugirieron que las diferencias en las condiciones del hábitat expresadas como la heterogeneidad de micrositios, entre las comunidades, y entre las regiones, influyen en la distribución y coexistencia de las especies. Asimismo, a una mesoescala espacial, el flujo de individuos de sitios en condiciones favorables (sitios núcleo) a otros desfavorables, lo llamaron efecto de masa; como equivalencia ecológica señalaron la coexistencia de especies entre hábitats en condiciones idénticas de espacio y recursos.

Puede advertirse que la discusión en torno a los factores determinantes del mantenimiento de la riqueza de un sitio es muy intensa, y aun ninguna de las disciplinas a cargo puede explicar completamente el fenómeno de la diversidad.

Como una herramienta de análisis, las correlaciones de la riqueza de los taxones y los factores ambientales registrados, deben considerarse importantes. El significado de las correlaciones puede estar circunscrito a la escala de aplicación. La elección de la escala espacial influye directamente en el tipo de preguntas formuladas y los métodos analíticos utilizados (Brown y Gibson 1984).

En este contexto, Brown y Maurer (1989), sugirieron que los estudios de las asociaciones ecológicas deberían buscar patrones de distribución y abundancia para expandir la escala espacial de sus estudios. Inclusive, el grado y forma de la influencia filogenética



en en campo de la biogeografía histórica puede depender de la escala espacial elegida (Brooks 1988).

Bajo estos argumentos, las reglas empíricas son herramientas cuyo poder predictivo e innegable valor práctico a ciertas escalas, permiten especular sobre algunos de los elementos que influyen (más que solo correlacionar) sobre los patrones de riqueza en las comunidades naturales. La identificación de dichos patrones debería ser corroborada con el análisis de datos históricos, biogeográficos y sistemáticos (moleculares), los que ayudarían a determinar cómo la edad, el área y los eventos históricos contribuyen a la diversidad actual, y establecer el grado de relación entre ensamblajes en diferentes áreas geográficas o entre diferentes hábitats dentro de las áreas (ver Ricklefs y Schluter 1993).

## VIII. CONCLUSIONES

Los cambios en el uso del suelo, en la composición atmosférica, la extinción biológica y otras razones, han exigido que muchas naciones establezcan políticas y leyes de racionamiento sobre la conservación y el uso de los recursos naturales (MacKinnon et al. 1990; UICN 1991). Dichas políticas van ligadas a la urgencia de identificar y conservar las áreas de mayor importancia biótica y lograr un desarrollo óptimo de la sociedad (UICN 1991). Desde el punto de vista biológico existe una carencia de inventarios depurados de las especies vegetales y animales, y un significativo número de organismos que no han sido bien estudiados, v.gr. artrópodos, microorganismos. Ésta situación, aunada a la rapidez con que los sistemas naturales desaparecen, exige el uso de enfoques predictivos que identifiquen áreas de gran riqueza biológica.

La técnica de curvas de acumulación de especies mostrada, es una herramienta que puede explorar adecuadamente la riqueza de algún taxón en un área dada. De acuerdo con la comparación de inventarios de campo e información en museos, su posibilidad de planificación y/o extrapolación depende de la disposición de los métodos empleados en el campo y de la especificación correcta del esfuerzo e intensidad de muestreo.

En tanto que los modelos para curvas de acumulación de especies sólo requieren datos de presencia-ausencia de las especies de la muestra, otros métodos de análisis (v.gr. modelos discretos) exigen el conteo de los individuos por especie. Es poco factible levantar censos para cada especie de la comunidad, consumiría mucho tiempo y sería de costo alto; inclusive, su uso podría lesionar o desaparecer a las especies o a la comunidad en cuestión. Esto último señala los beneficios de la técnica empleada en relación con otras metodologías. La técnica se ha utilizado más en el análisis de datos de museos, sin embargo su confrontación con datos de campo

refleja la posibilidad de su empleo.

Adicionalmente, la técnica puede tener usos, por ejemplo, al analizar inventarios biológicos provistos por estudios de impacto ambiental ya que permitiría establecer estimaciones de riqueza biológica en tiempos relativamente breves y mostrar si un sitio o región debe ser susceptible de estudios con mayor detalle; si bien los estudios de impacto no están propiamente integrados a los procesos de planeación ambiental en México (Bojórquez-Tapia et al. 1994).

Por otra parte, la diversidad generalmente ha sido medida desde un punto de vista mecánico, es decir, con base en el cálculo de índices de diversidad, medidas de abundancia y tamaños de muestra. Sin embargo, una medida alterna de la diversidad puede ofrecer información sólida cuando esta puede aplicarse empíricamente. Los programas de conservación basados en el uso de la distribución de las especies en relación con las variables ambientales, han sido criticados por aquellos que involucran métodos de análisis biogeográficos. El reflejo de procesos filogenéticos, la separación arbitraria de la ecología y la historia, entre otros argumentos, han sido puntos de discusión entre estas disciplinas (ver Grehan 1989).

El reconocimiento de los patrones de riqueza citados en este trabajo, no niega la existencia de otros factores que contribuyen al mantenimiento de las comunidades naturales (v.gr. históricos, interacciones bióticas). Es un punto de discusión que radica en la filosofía y métodos para enfrentar un fenómeno que difícilmente podría explicar sólo una disciplina. Al contrario, un conjunto de reglas empíricas y un preciso conocimiento sobre la sistemática de los taxones, la historia de las áreas, los datos biogeográficos, entre otros, deberían ser elementos básicos en la ejecución de un apropiado análisis de la diversidad.

Basta recordar que de los grupos menos explorados de la fauna de insectos, un alto porcentaje corresponde a la fauna de Heterocera. Bajo este argumento, una opción práctica en el análisis de la diversidad, implica el reconocimiento y desarrollo de generalizaciones sobre las distribuciones geográficas, los patrones de uso de hábitats (v.gr. de los distintos grupos de insectos tropicales), y el análisis y confrontación entre diferentes taxones, para entonces aplicar estas generalizaciones a los planes de conservación (ver Thomas 1991).

En nuestro empeño por mantener la diversidad y proponer soluciones en el corto plazo, el conocimiento de los patrones de distribución de especies tiene prioridad sobre el de los procesos ecológicos u otros donde se incrementen los costos y el tiempo (en tal caso, los experimentos de campo mostrarían la forma de manejo de aquellos sitios para mantener la diversidad). Si bien es posible prever las sombrías revelaciones sobre el cambio de las condiciones abióticas en el planeta, las que a su vez determinan la distribución geográfica de las especies; los aspectos prácticos como la identificación de elementos sobre el muestreo y el conocimiento empírico de los patrones de riqueza y distribución de los organismos son necesarios para la conservación de áreas naturales de importancia biológica y suponer la incorporación de éstas al beneficio de las poblaciones locales.

## AGRADECIMIENTOS

Han sido muchas personas las que han apoyado la realización de este trabajo y es mi deseo que al menos de manera satisfactoria haya cubierto sus expectativas. Quiero agradecer de manera muy especial a Jorge Soberón y Jorge Llorente (mis tutores) el haberme apoyado incansablemente desde el planteamiento mismo del proyecto; sus consejos, críticas y confianza han sido determinantes en esta etapa de mi formación académica, gracias sinceramente.

También fue invaluable el apoyo recibido para los trabajos de campo por parte de Alfonso Pescador a través de un proyecto financiado por WWF para inventariar la fauna de mariposas nocturnas de la Lacandona, con este apoyo se completó buena parte del trabajo de campo en Chajul. Asimismo el laboratorio de Ecología Teórica del Centro de Ecología de la UNAM y el Museo de Zoología de la Facultad de Ciencias otorgaron financiamiento para completar el trabajo de campo en Chajul y efectuar visitas periódicas a la Huasteca Hidalguense y salidas complementarias a Xilitla, SLP y Gómez Farías, Tamps., a ellos muchas gracias.

Estoy muy agradecido con las personas que amablemente accedieron a que consultara datos y tomara a préstamo especímenes de sus colecciones entomológicas personales, en especial a los Sres. Javier de la Maza, Adolfo y Jorge White, Rafael Turrent y Lamberto González. Gracias también al IBUNAM por permitirme consultar datos de la colección entomológica. Fue un verdadero placer interactuar con entomólogos del Instituto de Biodiversidad en Costa Rica (INBio), quienes me apoyaron en la identificación de Sphingidae mexicanos, muchas gracias a Jorge Corrales, Jenny Phillips, Angel Solís y al Dr. Daniel Janzen sus comentarios y sugerencias.

En las cuestiones logísticas del trabajo de campo estoy en deuda con las siguientes personas: en Boca del Chajul, Alejandro Zacarías, Héctor Chacón, Georgina Jiménez, Olga Gómez, Martha

Barrios, Gabriela Domínguez y con el personal de la Estación de Biología Chajul; con Doña Panchita y Don Gerardo "el Oaxaco" de Pico de Oro, Marqués de Comillas, Chiapas. Así también con Isolda Luna, Othon Alcántara, Susana Ocegueda, Luis Godínez, Blanca Hernández, Liz Izquierdo, América Castañeda y demás buenos amigos quienes incluso participaron conmigo en las colectas nocturnas.

Agradezco a los revisores de la tesis sus comentarios, M.C. Enrique González, Dr. Héctor Arita, Dr. Luis Bojórquez, M.C. Adolfo Navarro y M.C. David Espinosa. Las siguientes personas hicieron críticas, sugerencias o aportaron datos para los análisis, Eduardo Morales, Livia León, Betty Benrey, Luz María Calvo, Ken Oyama, Constantino Macías, Miguel Martínez, Alfonso pescador, gracias a todos ellos.

El laboratorio de Ecología Teórica del CE y sus integrantes han sido piezas fundamentales en mi formación, Jorge, Gaby (a ella gracias por permitirme compartir su espacio), Zenón, Alberto Aldama, Tita, Betty, Carlos, Consuelo, Luis, Lety, Alicia, Gaby II, Laura, David, Sergio.

Las versiones finales del manuscrito las concluí en Chilpancingo y en esta etapa fue muy importante escuchar palabras de apoyo, comentarios y críticas de mi compañera Gabriela Domínguez. Por cierto y aunque su ayuda no ha sido muy significativa quiero agradecer la presencia de mi pequeña Doris. Del mismo modo quiero agradecer a mi familia, mis padres Sr. Miguel León, Sra. Zoila Cortés, mis hermanos Miguel, César, Israel y Raymundo su apoyo y cariño.

Finalmente a mis amigos, Cuauhtemoc, Luisinho y demás "gañanes" gracias por su apoyo y tiempo compartido.

## LITERATURA CITADA

- Abrams, R.W. 1985. Environmental determinants of pelagic seabird distribution in the African sector of the Southern Ocean. *Journal of Biogeography*, 12: 473-492.
- Adams, J.M. y F.I. Woodward. 1989. Patterns in tree species richness as test of the glacial extinction hypothesis. *Nature*, 339: 699-701 (letter).
- Armstrong, R.A. 1989. Competition, seed predation, and species coexistence. *Journal of Theoretical Biology*, 141: 191-194.
- Ashton, P.S. 1969. Speciation among tropical forest trees: some deductions in light of recent evidence. *Biol. J. Linn. Soc.*, 1: 155-196.
- Austin, M. P., R. Cunningham y R. Fleming. 1984. New approaches to direct gradient analysis using environmental scalars and statistical curve-fitting procedures. *Vegetatio*, 55: 11-27.
- Austin, M. P., A. Nicholls y C. Margules. 1990. Measurement of the realized qualitative niche: environmental niches of five Eucalyptus species. *Ecological Monographs*, 60 (2): 161-177.
- Beutelspacher, C. 1981. Lepidópteros de Chamela, Jalisco, México I. Rhopalocera. *Anales del Instituto de Biología (UNAM) Ser. Zool.*, 52 (1): 371-388.
- Bojórquez-Tapia, L.A., P. Balvarena y A.D. Cuarón. 1994. Biological inventories and computer data bases: their role in environmental assessments. *Environmental Management*, 18 (5): 775-785.
- Brooks, D.H. 1988. Sealing effects in historical biogeography: A new review of space, time and form. *Syst. Zool.*, 38: 237-244.
- Brooks, D.R. y D.A. McLennan. 1991. *Phylogeny, Ecology, and Behavior. A research Program in Comparative Biology*. The University of Chicago Press. Chicago and London.
- Brown, J. H. 1988. Species diversity. En: *Analytical Biogeography*. (A. Myers y P. Giller, eds.). Chapman and Hall, London. pp 57-89.
- Brown, J.H. y A.C. Gibson. 1984. *Biogeography*. St. Louis: Mosby.
- Brown, J.H. y B.A. Maurer. 1987. Evolution of species assemblages: Effects of energetic constraints and species dynamics on the diversification of the North American avifauna. *The American Naturalist*, 235: 167-171.
- Brown, J.W. y J.P. Donahue. 1989. The sphingidae (Lepidoptera) of Baja California, Mexico. *Journal of the Lepidopterists Society*, 43(3), 184-209.
- Burnham, K.P. y W.S. Overton. 1978. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika*, 65: 623-633.
- Burnham, K.P. y W.S. Overton. 1979. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology*, 60: 927-936.
- Carter, D. C. y J. K. Jones Jr. 1978. Bats from the Mexican State of Hidalgo. *Occasional Papers the Museum of*

Texas Tech University, 54: 1-12.

Caswell, H. 1976. Community structure: a neutral model analysis. *Ecological Monographs*, 46: 327-354.

Ceballos, G. y A. Miranda. 1986. Los Mamíferos de Chamela, Jalisco. *Universidad Nacional Autónoma de México*. 436 pags.

Chao, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scand. J. Stat.*, 11: 265-270.

Charnov, E. L. 1979. Natural selection and sex change in pandalid shrimp: test of a life history theory. *The American Naturalist*, 113: 715-734.

Clench, H.K. 1979. How to make regional lists of butterflies, some thoughts. *Journal of the Lepidopterists Society*, 33 (4): 216-231.

Coates-Estrada, R. y A. Estrada. 1986. *Manual de identificación de campo de los Mamíferos de la Estación de Biología "Los Tuxtlas"*. Universidad Nacional Autónoma de México. 151 pags.

Cody, M.L. 1975. Towards a theory of continental species diversities: bird distributions over Mediterranean habitat gradients. En: *Ecology and Evolution of Communities*, M. Cody y J. Diamond (eds.), Harvard University Press, Cambridge MA. 214-257.

Colwell, R.K. y J.A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. En: Special volume on "*The quantification and estimation of organismal biodiversity*", D.L. Hawksworth (ed.). *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.* (en prensa).

Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.

Connor, F. y E. McCoy. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *The American Naturalist*, 113 (6): 791-833.

Cornell, H. V. y J. H. Lawton. 1992. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology*, 61: 1-12.

Cracraft, J. 1985. Biogeography: the unification of maturation of a science. En: *Perspectives in Ornithology*, Brush, A. Y G. Clark (eds.). Cambridge Univ. Press. pags. 456-467.

Currie D. y V. Paquin. 1987. Large-scale biogeographical patterns of species richness of trees. *Nature*, 329: 326-327 (letter).

Dalquest, W. W. 1953. Mammals of the Mexican State of San Luis Potosi. *Louisiana State University Studies, Biological Science Series*, 1: 1-253.

De la Maza, J. Y R. de la Maza. 1985a. La fauna de mariposas de boca del Chajul, Chiapas, México, (Rhopalocera). *Rev. Soc. Mex. Lep.*, Vol 9, (2): 23-44.

De la Maza, J. Y R. de la Maza. 1985b. La fauna de mariposas de boca del Chajul, Chiapas, México, (Rhopalocera). Parte II. *Rev. Soc. Mex. Lep.*, Vol. 10(1): 1-24.

De la Maza, R. E. 1975. Notas sobre los lepidopteros de Rancho Viejo y Tepoztlán, Morelos, México. Primera parte: Papilionoidea. *Rev. Soc. Mex. Lep.*, Vol. 1 (2): 42-61.



- De la Maza, R. E. y A. White. 1990. Rhopalocera de la Huasteca Potosina, su distribución, composición, origen y evolución. *Rev. Soc. Mex. Lep.*, Vol. 13 (2):
- Erwin, T. 1991. Evolutionary Basis for Conservation Strategies. *Science*, 253: 750-752.
- Faith, D.P. y R.H. Norris. 1989. Correlation of Environmental Variables with Patterns of Distribution and Abundance of Common and Rare Freshwater Macroinvertebrates. *Biological Conservation*, 50: 77-98.
- Fischer, A.G. 1960. Latitudinal variations in organic diversity. *Evolution*, 51: 64-81.
- Fisher, R., A. Corbert y C. Williams. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of animal population. *Journal of Animal Ecology*, 12: 42-58.
- Flores-Sánchez, H. 1990. Estudio Florístico y Cartográfico de la Región de Agua de Obispo-Chapolapa, Guerrero. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Gentry, A. H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 75 (1): 1-34.
- Grehan, J.R. 1989. Panbiogeography and Conservation science in New Zealand. *New Zealand Journal of zoology*, 16: 731-748.
- Gressitt, J.L. 1974. Insect Biogeography. *Annual Review of Entomology*, 54: 293-320.
- Holloway, J.D. 1984. Moths as indicator organisms for categorizing rain forest and monitoring changes and regeneration processes. En: *Tropical Rain Forest*. The Leeds Symposium. A. Chadwick & S. Sutton (eds.). Philosophical and Literary Society, UK.
- Hubbell, S. 1979. Tree dispersion, abundance and diversity in a tropical dry forest. *Science*, 203: 1299-1309.
- Hubbell, S. 1984. Methodologies for the study of the origin and maintenance of tree diversity in tropical rain forest. En: *The significance of species diversity in Tropical forest Ecosystems*. G. Maury-Lechon, M. Hadley y T Younes (eds.). Biology International (IVBS). 8-13.
- Hubbell, S. y R. Foster. 1986a. Biology, Chance, and History and the Structure of Tropical rain Forest Tree Communities. En: *Community Ecology*, J. Diamond y T. Case (eds.). Harper and Row Publishers. New York. 314-329.
- Hubbell, S. y R. Foster. 1986b. Canopy Gaps and the Dynamics of a Neotropical Forest. En: *Plant Ecology*, M.J. Crawley (ed.). Blackwell Scientific Publications. Oxford, London, Edinburgh, Boston, Palo Alto, Melbourne. 77-95.
- Hubbell, S. y R. Foster. 1987. La estructura espacial en gran escala de un bosque neotropical. *Rev. Biol. Trop.*, 35 (1): 7-22.
- Hurlbert, S. H. 1971. The Nonconcept of species diversity: A critique and alternative parameters. *Ecology*, 52 (4): 577-586.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*, 113: 81-101.
- Ibarra, G. M. y S. Sinaca. 1987. Listados florísticos de México. VII. Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas, Veracruz. IBUNAM. México, D.F. 47pp

- Janzen, D. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist*, 104: 501-528.
- Janzen, D. 1984. Two ways to be a tropical big moth: Santa Rosa saturnids and sphingids. *Oxford Surveys in Evolutionary Biology*, 1: 85-139.
- Janzen, D. 1986. Biogeography of an unexceptional place: what determines the saturniid and sphingid moth fauna of Santa Rosa National Park, Costa Rica, and what does it mean to conservation biology? *Brenesia*, 25 (26): 51-87.
- Jiménez-Almaraz, T. M. 1991. Los Mamíferos del Parque Ecológico Estatal de Omiltemi, Municipio de Chilpancingo, Guerrero. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Kirby, K. J., T. Bines, J. Mackintosh, P. Pitkin e I. Smith. 1986. Seasonal and observers differences in vascular plants records from British woodlands. *Journal of Ecology*, 74: 123-131.
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological Applications*, 2 (2): 203-217.
- Lamas, G., R.K. Robbins y Donald Harvey. 1991. A preliminary survey of the butterfly fauna of Pakitza, Parque Nacional del Manu, Peru, with an estimate of its species richness. *Publicaciones del Museo de Historia Natural. Universidad Nacional Mayor de San Marcos*, 40: 1-19.
- Lehninger, A. L. 1970. *Biochemistry: the molecular basis of cell structure and function*. Worth Publishers, New York. 833 págs.
- León-Paniagua, L. 1986. Distribución Altitudinal de los Murciélagos en el Noreste del Estado de Querétaro. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Llorente, J.B. y D.O. Espinosa. 1991. Una síntesis de las controversias en la biogeografía histórica contemporánea. *Ciencia*, 42: 295-312.
- Lot-Helgueras, A. 1976. La estación de biología tropical Los Tuxtlas: Pasado, presente y futuro. En: *Regeneración de Selvas*, A. Gómez-pompa, C. Vázquez-Yañez, S. del Amo y A. Butanda (eds.) CECSA. México. 31-70.
- Lott, E. J. 1985. Listados florísticos de México. III. La estación de Biología Chamela, Jalisco. IBUNAM, México, D.F. 47pp
- Lott, E., S. Bullock y E. Solís-Magallanes. 1987. Floristic diversity and structure of a tropical deciduous forest of coastal Jalisco. *Biotropica*, 19: 228-235.
- Luna-Vega, I., S. Ocegueda y O. Alcántara. 1994. Florística y notas biogeográficas del bosque mesófilo de montaña del municipio de Tlanchinol, Hidalgo. México. *Anales del Instituto de Biología, UNAM*, 65 (1): 31-62.
- Luis-Martínez, A. I. Vargas y J. Llorente-Bousquets. 1991. Lepidoptero-fauna de Oaxaca I: Distribución y Fenología de los Papilionoidea de la Sierra de Juárez. *Publicaciones Especiales del Museo de Zoología, UNAM*, 3: 119 págs.
- MacArthur, R.H. 1965. Patterns of species diversity. *Biol. Rev.*, 40: 510-543.
- MacArthur, R.H. 1969. Patterns of communities in the tropics. *Biol. J. Linn. Soc.*, 1: 19-30.
- MacArthur, R.H. 1972. *Geographical Ecology*. Harper and Row. New York.

- MacArthur, R.H. y E. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press. Princeton New Jersey. 203 págs.
- McKinnon, J., K. McKinnon, G. Child y J. Thorsell. 1990. *Manejo de áreas protegidas en los trópicos*. UICN/PNUMA. Gland, Suiza.
- McPeck, M. 1990. Determination of species composition in the *Enallagma* damselfly assemblages of permanent lakes. *Ecology*, 71 (1): 83-98.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey. 178 págs.
- Margules, C. R. y A. Nicholls. 1994. Where should nature reserves be located?. En: *Conservation Biology in Australia and Oceania*, C. Moritz, J. Kikkawa y D. Doley (eds.), Surrey Beatty and Sons Chipping Norton. N. S. W. (en prensa).
- May, R. 1988. How many species are there on Earth? *Science*, 241: 1441-1449.
- May, R.M. 1992. Past efforts and future prospects towards understanding how many species there are. En: *Biodiversity and global change*. O. Solbrig, H. van Emden y P.G. van Oordt (eds.). International Union of biological sciences. 71-81.
- Miller, R. y R. Wiegert. 1989. Documenting completeness, species-area relations and the species-abundance distribution of a regional flora. *Ecology*, 70 (1): 16-22.
- Nix, H. A. 1981. The environmental of *Terra Australis*. En: *Ecological Biogeography of Australia*, A. Keast (ed.), Junk, The Hague. 103-133.
- Orians, G.H. 1975. Diversity, stability and maturity in natural ecosystems. En: *Unifying Concepts in Ecology*: Rept. Plen. Sess. 1st Int. Congr. of Ecology. The Hague. 1974, W.H. van Dobben and R.H. Lowe-McConnell (eds.). Junk. The Hague, and Pudoc, Wageningen. 139-150.
- Owen, J.G. 1989. Patterns of herpetofaunal species richness: relation to temperature, precipitation, and variance in elevation. *Journal of Biogeography*, 16: 141-150.
- Owen, J. G. 1990. Patterns of mammalian species richness in relation to temperature, productivity, and variance in elevation. *Journal of Mammalogy*, 71: 1-13.
- Parsons, P. A. 1988. Adaptation. En: *Analytical Biogeography*. (A. Myers y P. Giller, eds.). Chapman and Hall, London. pp 165-184.
- Pearson, D. y F. Cassola. 1992. World-Wide Species Richness Patterns of Tiger Beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator Taxon for Biodiversity and Conservation Studies. *Conservation Biology*, 6 (3): 376-391.
- Pescador, A. 1994. Manual para la identificación de los Spingidae de Chamela, Jalisco. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México*.
- Pianka, E. R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: A review of concepts. *The American Naturalist*, 100 (910): 33-46.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological Diversity*. Wiley, New York.

- Prendergast, J. R. S. Wood, J. Lawton y B. Eversham. 1993. Correcting for variation in recording effort in analyses of diversity hotspots. *Biodiversity Letters*, 1: 39-53.
- Preston, F. 1948. The commonness, and rarity, of species. *Ecology*, 29: 254-283.
- Puig, H. 1976. *Vegetation de la Huasteca, Mexique*. Mission Archeologique et Ethnologique Francaise au Mexique. Centre National de la Recherche Scientifique. 531 págs.
- Puig, H. y R. Bracho. 1987. *El Bosque Mesófilo de Montaña de Tamaulipas*, H. Puig y R. Bracho, (eds.). Instituto de Ecología, México, D.F. 186 págs.
- Rabinovich, J. E. y E. Rapoport. 1975. Geographical variation of diversity in Argentina passerine birds. *Journal of Biogeography*, 2: 141-157.
- Raguso, R. A. y J. Llorente-Bousquets. 1991. The Butterflies (Lepidoptera) of the Tuxtlas Mts., Veracruz, Mexico, Revisited: Species Richness and Habitat Disturbance. *Journal of Research on the Lepidoptera*, 29 (1-2): 105-133.
- Ramírez-Cantú, D. 1949. Notas Generales sobre la vegetación de la sierra de Tepoztlán, Morelos. *Anales del Instituto de Biología, México*, 20: 189-228.
- Rapoport, E. 1975. *Areografía. Estrategias geográficas de las especies*. Fondo de Cultura Económica. 214 págs.
- Ricklefs, R.E. 1987. Community diversity: Relative roles of local and regional processes. *Science*, 235: 167-171.
- Ricklefs, R.E. y D. Schluter. 1993. Species Diversity: Regional and Historical Influences. En: *Species Diversity in Ecological Communities*. R. Ricklefs y D. Schluter (eds.). The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Rosen, B. R. 1988. Biogeographic patterns: A perceptual overview. En: *Analytical Biogeography*. A. Myers y P. Giller (eds.). Chapman and Hall, London. pp 23-55.
- Rosenzweig, M. L. 1968. Net Primary Productivity of Terrestrial Communities: Prediction from Climatological Data. *The American Naturalist*, 102 (923): 67-74.
- Rzedowski, J. 1986. *Vegetación de México*. Editorial Limusa. 432 págs.
- Sale, P.F. 1977. Maintenance of high diversity in coral reef fish communities. *The American Naturalist*, 111: 337-359.
- Sanders, H. L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *The American Naturalist*, 102: 243-282.
- Savage, J.M. 1982. The enigma of the central American Herpetofauna: dispersal or vicariance?. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 69: 464-567.
- Schoener, T. W. 1988. Ecological Interactions. En: *Analytical Biogeography*. A. Myers y P. Giller (eds.). Chapman and Hall, London. 255-297.
- Schoener, T. W. y A. Schoener. 1978. Estimating and Interpreting body-size growth in some Anolis lizards. *Copeia*, 1978: 390-405.
- Shine, R. y E. Charnov. 1992. Patterns of survival, growth, and maturation in snakes and lizards. *The American*

*Naturalist*, 139 (6): 1257-1269.

Shmida, A. y M. Wilson. 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography*, 12: 1-20.

Shorrocks, B. y J. Rosewell. 1986. Guild size in drosophilds: a simulation model. *Journal of Animal Ecology*, 55: 527-541.

Simberloff, D. 1972. Properties of the Rarefaction Measurement. *The American Naturalist*, 106: 414-415.

Simberloff, D. 1985. Biogeography: the unification of maturation of a science. En: *Perspectives in Ornithology*. Brush, A. Y G. Clark (eds.). Cambridge Univ. Press. 411-455.

Slobodkin, L.B. y H.L. Sanders. 1969. On the contribution of environmental predictability to species diversity. *Brookhaven Symp. Biol.*, 22: 82-95.

Smith, E.P. y G. van Belle. 1984. Non-parametric estimation of species richness. *Biometrics*, 40: 119-129.

Snedecor, G. y W. Cochran. 1984. *Métodos Estadísticos*. C.E.C.S.A. 703 págs.

Soberón, J. M. 1992. El uso de reglas empíricas para la conservación biológica en México. En: *Las Areas Naturales Protegidas de México*. Ana Luisa Anaya, (ed.). UNAM/SEDUE. 57-65.

Soberón, M. J., R. de la Maza, A. Hernández, C. Bonfil y S. Careaga. 1991. Restauración ecológica de lomas del Seminario. Centro de Ecología, UNAM. (Reporte técnico).

Soberón, J.M. y J.E. Llorente. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, 7 (3): 480-488.

StatSoft. 1991. *CSS. Statistica handbook*, vol. I. StatSoft Inc., Tulsa Oklahoma.

Stork, N.E. 1988. Insects diversity: Facts, fictions and speculation. *Biol. J. Linn. Soc.*, 35: 321-337.

Sykes, J., A. Horrill y M. Mountford. 1983. Use of visual cover assessments as quantitative estimators of some British woodland taxa. *Journal of Ecology*, 71: 437-450.

Thomas, C. D. 1991. Habitat Use and Geographic Ranges of Butterflies from the West Lowlands of Costa Rica. *Biological Conservation*, 55: 269-281.

Tilman, W.D. 1986. Sampling data on the bacterivorous ciliates of a small pond compared to neutral models of community structure. *Ecology*, 60: 876-883.

Udvardy, M.D.F. 1969. *Dynamic Zoogeography with Special Reference to Land Animals*. Van Nostrand Reinhold, New York.

UICN, 1991. *Estrategia para el futuro de la vida*. Publicado por la Unión Mundial para la Naturaleza, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y el Fondo Mundial para la Naturaleza. Gland, Suiza.

Vargas, I. A. Luis-Martínez y J. Llorente-Bousquets. 1991. Lepidopteroфаuna de Guerrero I: Distribución y Fenología de los Papilionoidea de la Sierra de Atoyac. *Publicaciones Especiales del Museo de Zoología, UNAM*, 2: 1-127.

Whittaker, R. H. 1975. The design and stability of plant communities. En: *Unifying Concepts in Ecology*: Rept. Plen. Sess 1st Int. Congress of Ecology. The Hague 1974, W. van Dobben and R. Low McConell (eds.). Junk. The Hague and Pudoc. Wageningen. 169-181.

Whittaker, R. H. 1977. Evolution of Species Diversity in Land Communities. *Evolutionary Biology*, 10: 1-87.

Wiley, E.O. 1987. Methods in vicariance biogeography. En: *Systematics and evolution: a matter of diversity*. P. Hovenkamp (ed.). Utrecht University, Utrecht.

Wiley, E.O. 1988. Vicariance biogeography. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 19: 513-542.

Woloszyn, D. y B. W. Woloszyn. 1982. *Los Mamíferos de la Sierra de la Laguna*. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. 167 pags.

Zamudio-Ruiz, S. 1984. La Vegetación de la Cuenca del Rio Estórax, en el Estado de Queretaro y sus relaciones Fitogeográficas. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias, UNAM.

Zar, J. H. 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall Inc. Englewood Cliffs, New Jersey.

## APÉNDICE 1.

El apéndice incluye once cuadros en los que se expresan los datos faunísticos de Sphingidae y de los taxones empleados en los análisis. La información de Sphingidae fue producto de la consulta a algunas de las colecciones de Lepidoptera más importantes en México, del trabajo de campo en algunos sitios mexicanos y de la revisión de la literatura para los sitios mejor conocidos. La información de los otros taxones (Papilionidae, Pieridae, Nymphalidae, Flora fanerogámica y los Chiroptera), se compiló a partir de una revisión exhaustiva a la literatura pertinente. También se reportan los estadísticos de las regresiones para las curvas de acumulación y los modelos empíricos. Finalmente, se ofrece una comparación del empleo de datos de campo y de museos al aplicar modelos de acumulación de especies.

# CUADRO I

Riqueza específica de la Familia Sphingidae en los sitios estudiados.

LOCALIDAD	SPH	ALT	TEM	PRE	LAT	REFERENCIA
Acahuizotla, Gro.	54	2325	21.0	1350	17° 21'	R. Turrent
Baja Cal. Sur	20	1000	20.0	450	23° 30'	Brown & Donahue 1989
Chajul, Chis.	82	140	25.0	3000	16° 06'	TC*
Chamela, Jal.	56	250	24.9	748	19° 30'	Pescador 1994
G.Farías, Tamps.	29	375	22.0	1350	23° 03'	A. White/TC*
S.Juárez, Oaxaca	51	2625	22.8	4000	17° 37'	J. de la Maza
Tenango, Hgo.	14	1800	16.8	1943	20° 22'	TC*
Tepoztlán, Mor	19	1500	19.0	600	18° 59'	J. de la Maza
Tlanchinol, Hgo.	28	1550	18.4	2427	20° 59'	TC*
Villa Juárez, Pue.	50	1155	18.4	2919	20° 17'	IBUNAM
Valles, S.L.P.	22	95	25.3	1053	21° 59'	A. White
El Vigía, Ver.	68	340	23.7	4560	18° 35'	IBUNAM/J. de la M.
Xilitla, S.L.P.	37	1000	23.0	2000	21° 20'	A. White/TC*
V.Bravo, Méx.	20	1847	18.1	1388	19° 12'	R. Turrent
Tequisquiapan, Qro.	16	1920	17.0	590	20° 31'	R. Turrent
Ajusco, D.F.	26	2625	10.0	1050	19° 18'	R. Turrent
Cuetzalan, Pue.	52	980	20.4	4422	20° 02'	A. White

SPH= riqueza de Sphingidae, ALT= altitud promedio, TEM= temperatura promedio ° C, PRE= precipitación anual promedio, LAT= latitud, TC\*= trabajo de campo.



## CUADRO II

Valores estimados para la riqueza de Sphingidae de acuerdo con los modelos de von-Bertalanffy y de Clench.

LOCALIDAD	R.SPFI	ASIN BER- NOC	ASIN CLE- NOC	ASIN BER- IND	ASIN CLE- IND	1as 100 NOC	1os 250 IND
Acahuizotla, Gro.	54	52	62	NE	NE	30	NE
Chajul, Chis.	82	95	138	86	110	71	42
Chamela, Jal.	56	52	60	51	57	41	42
Cuetzalan, Pue.	52	118	218	89	148	140	56
G.Farias, Tamps.	29	NE	NE	45	73	319	56
S.Juárez, Oax.	51	64	104	65	100	61	61
Tepoztlán, Mor.	19	35	60	25	40	39	34
Tlanchinol, Hgo.	28	31	45	30	40	43	33
V.Juárez, Pue.	50	106	187	58	85	71	64
Valles, SLP	34	51	87	50	80	67	64
El Vigía, Ver.	68	73	100	68	86	59	67
Xilitla, SLP	37	40	59	44	65	53	53

**R.SPFI**= riqueza de Sphingidae. **ASIN BER-NOC** y **ASIN BER-IND**= valor asintótico de acuerdo con el modelo de Bertalanffy, cuando la unidad de esfuerzo se expresó como "noches de muestreo" e "individuos/noche" respectivamente. **ASIN CLE-NOC** y **ASIN CLE-IND**= valor asintótico de acuerdo con el modelo de Clench, en cuanto a las "noches" e "individuos/noche" respectivamente. **1as 100 NOC** y **1os 250 IND**= riqueza estimada de acuerdo con el modelo de Clench para las primeras 100 noches de muestreo y 250 individuos respectivamente.

### CUADRO III

Estadísticos de las regresiones para los modelos de von Bertalanffy y de Clench al utilizar como unidades de esfuerzo las noches de recolecta y el número de individuos recolectado por noche.

	NOCHES						INDIVIDUOS					
	BERTALANFFY $st=a/b(1-\exp(-bt))$			CLENCH $st=at/(1+bt)$			BERTALANFFY			CLENCH		
	a	b	a/b	a	b	a/b	a	b	a/b	a	b	a/b
ACA	.422	.008	52	.585	.009	62	NE	NE	NE	NE	NE	NE
CHA	1.33	.014	95	1.45	.01	138	.219	.002	86	.275	.002	110
CHM	.838	.016	52	1.30	.021	60	.383	.007	51	.642	.011	57
CUE	3.95	.033	118	3.94	.018	218	.884	.009	89	.884	.009	148
GFA	3.06	.008	NE	3.06	- .004	NE	.942	.021	45	.974	.013	73
SJU	1.45	.022	64	1.49	.014	104	.812	.012	65	.866	.008	100
TEP	1.06	.030	35	.934	.014	60	.914	.035	25	.965	.024	40
TLA	11.6	.368	31	12.6	.281	45	.594	.019	30	.719	.018	40
VJU	1.13	.010	106	1.14	.006	187	.947	.016	58	1.03	.012	85
VAL	2.82	.054	51	2.85	.032	87	1.19	.023	50	1.24	.015	80
VIGI	1.23	.016	73	1.41	.014	100	.93	.013	68	1.18	.013	86
XILI	2.70	.067	40	3.55	.064	59	1.04	.023	44	1.13	.017	65

ACA=Acahuizotla, Guerrero; CHA=Chajul, Chiapas; CHM=Chamela, Jalisco; CUE=Cuetzalan, Puebla; GFA=Gómez Farías, Tamaulipas; SJU=Sierra de Juárez, Oaxaca; TEP=Tepoztlán, Morelos; TLA=Tlanchinol, Hidalgo; VJU=Villa Juárez, Puebla; VAL=Valles, S.L.P.; VIGI=El Vigía, Veracruz; XILI=Xilitla, S.L.P.  
**a**=parámetro de incremento al inicio de la colecta; **b**=parámetro de acumulación de especies; **a/b**=valor asintótico; **t**=tiempo; **NE**=valor no estimado.

## CUADRO IV

Caracterización de las localidades de estudio.

LOCALIDAD	ALT	TEM	PRE	LAT	VEG	REFERENCIA
Acahizotla, Gro.	2325	21.0	1350	17° 21'	BM y SBC	F.G.Medrano*
Ajusco, D.F.	2625	10.0	1050	19° 18'	BQ	C.Bonfil*
Baja Cal. Sur	1000	20.0	450	23° 30'	SBC y BM	Woloszyn y Woloszyn 1982
Cuetzalan, Pue.	980	20.4	4422	20° 02'	BMM	F.G.Medrano*
Chajul, Chis.	140	25.0	3000	16° 06'	SAP	E.Martinez*
Chamela, Jal.	250	24.9	748	19° 30'	SBC	Lott et al. 1987
G.Farías, Tamps.	375	22.0	1350	23° 03'	SBC y SBS	Puig y Bracho 1987
S.Juárez, Oax.	2625	22.8	4000	17° 37'	BMM y SAP	Luis Martinez et al., 1991
Tenango, Hgo.	1800	16.8	1943	20° 22'	BMM	I. Luna* Puig 1976
Tepoztlán, Mor.	1500	19.0	600	18° 59'	SBC	Ramírez-Cantú 1949
Tequisquiapan, Qro.	1920	17.0	590	20° 31'	MXC	Zamudio-Ruiz 1984
Tlanchinol, Hgo.	1550	18.4	2427	20° 59'	BMM	Luna et al. 1994
V.Bravo, Méx.	1847	18.1	1388	19° 12'	BM y BMM	F.G.Medrano*
Valles, S.L.P.	95	25.3	1053	21° 59'	SBC	Puig 1976
El Vigía, Ver.	340	23.7	4560	18° 35'	SAP	Lot-Helgueras 1976
V.Juárez, Pue.	1155	18.4	2919	20° 17'	BMM	Rzedowski, 1986
Xilitla, S.L.P.	1000	23.0	2000	21° 20'	BMM	Obs.per., Puig 1976

ALT=altitud promedio, TEM=temperatura promedio °C, PRE=precipitación anual promedio, VEG=tipo de vegetación. BMM=bosque mesófilo de montaña. SBC=selva baja caducifolia. SBS= selva baja subcaducifolia. SAP=selva alta perenifolia. BQ=bosque de Quercus. BM=bosque mixto (pinares y encinares). \*=com. per.

## CUADRO V

Riqueza específica de Papilionoidea de las localidades empleadas en la construcción de modelos empíricos.

LOCALIDAD	SPH	NYM	PIE	PAP	TOT	REFERENCIA
Acahuizotla, Gro	52	56	33	20	109	Vargas et al. 1991
Ajusco, D.F.	26	49	42	4	95	Soberón et al. 1991
Chajul, Chis.	82	199	31	26	256	De la Maza 1985ab
Chamela, Jal.	56	51	22	14	87	Beutelpacher 1981
Tepoztlán, Mor	19	58	25	18	101	De la Maza 1975
Valles, S.L.P.	22	95	28	15	138	De la Maza y White 1990
El Vigía, Ver.	68	175	40	29	244	Raguso y Llorente 1991
Xilitla, S.L.P.	34	49	42	4	95	De la Maza y White 1990

SPH= riqueza de Sphingidae, NYM= Nymphalidae, PIE= Pieridae, PAP= Papilionidae, TOT= número total de Papilionoidea.

## CUADRO VI

Riqueza florística de las localidades empleadas en la construcción de modelos empíricos.

LOCALIDAD	SPH	FLORA	REFERENCIA
Acahuizotla	54	416	Flores-Sanchez 1990
Ajusco, D.F.	26	100	Soberón et al. 1991
Chajul, Chis.	82	1200	E.Martinez com.per.
Chamela, Jal.	56	758	Lott 1985
G.Farías, Tamps.	29	218	Puig y Bracho 1987
Tepoztlán, Mor.	19	284	Ramirez-Cantú 1949
Tlanchinol, Hgo.	28	340	Luna et al. en prensa
Valles, S.L.P.	22	201	Puig 1976
El Vigía, Ver.	68	818	Ibarra y Sinaca 1987
V.JUAREZ, PUE.	50	245	Puig 1976
XILITLA, S.L.P.	34	212	Puig 1976

SPH= Riqueza de Sphingidae. FLORA = Riqueza florística.

## CUADRO VII

Riqueza específica del Orden Chiroptera de las localidades empleadas en la construcción de modelos empíricos.

LOCALIDAD	SPH	CHIR	REFERENCIA
Acahuizotla, Gro.	54	18	Jiménez-Almaraz, 1991
Baja Cal. Sur	20	21	Woloszyn y Woloszyn, 1982
Chajul, Chis.	82	53	R. Medellín com. per.
Chamela, Jal.	56	33	Ceballos y Miranda, 1986
G.Farías, Tamps.	29	40	Hernández, 1989
S.de Juárez, Oax.	51	20	L. León, com. per.
Tenango, Hgo.	14	12	Carter y Jones Jr., 1978
Tequisquiapan, Qro.	16	22	León-Paniagua, 1986
Tlanchinol, Hgo.	28	18	Carter y Jones Jr., 1978
Valle Bravo, Méx.	20	15	L. León, com. per.
El Vigía, Ver.	68	38	Coates-Estrada y Estrada, 1986
Xilitla, S.L.P.	37	10	Dalquest, 1953

**SPH** = riqueza específica de Sphingidae. **R.CHIRO** = riqueza específica del taxón Chiroptera.

## CUADRO VIIIab

Riqueza estimada de acuerdo con los modelos de von-Bertalanffy y de Clench en tamaños de muestra diferentes, en relación con la riqueza observada de Sphingidae. a) Individuos/noche, b) noches.

**a)**

LOCALID	IN	EO	BE	CL	IN	EO	BE	CL	IN	EO	BE	CL
Chajul	20	9	4	5	162	37	29	32	304	49	46	48
Chamela	20	18	7	10	93	31	26	29	303	43	46	44
El Vigía	21	17	17	19	93	50	49	49	300	68	67	70

**b)**

LOCALID	NO	EO	BE	CL	NO	EO	BE	CL	NO	EO	BE	CL
Chajul	10	4	12	13	50	49	48	48	150	83	84	85
Chamela	10	22	8	10	50	31	29	31	150	45	48	47
El Vigía	10	10	11	12	50	43	42	42	150	68	68	68

LOCALID= localidades: Chajul, Chiapas; Chamela, Jalisco; El Vigía, Veracruz, IN= número de individuos recolectado, NO= noches de captura, EO= especies observadas, BE y CL= valor de riqueza estimada de acuerdo con los modelos de von Bertalanffy y de Clench.

## CUADRO X

Estadísticos de las regresiones de acuerdo con los modelos de von Bertalanffy y de Clench, cuando la unidad de esfuerzo se expresó como: noches, individuos/noche, trampas/noche, y horas/trampa/noche. Chajul, Chiapas.

UNIDAD ESFUERZO	FUNCION	a	b	r <sup>2</sup>	asin
NOCHES	Bertala	1.33	.014	96%	95
	Clench	1.453	.01046	96%	139
INDIVIDUOS/ NOCHE	Bertala	.219	.0025	98%	86
	Clench	.2749	.00249	99%	110
TRAMPAS/ NOCHE	Bertala	1.606	.0126	95%	84
	Clench	1.3005	.012	96%	108
HORAS/ TRAMPA/ NOCHE	Bertala	.1158	.00138	95%	84
	Clench	1.345	.00112	95%	119

a= parámetro de incremento al inicio de la colecta, b= parámetro de acumulación de especies, r<sup>2</sup>= varianza, asin= valor asintótico.

## CUADRO XI

Ventajas y desventajas en el empleo de datos de campo y de museos, al aplicar funciones de acumulación de especies.

ATRIBUTO	DATOS DE MUSEOS	DATOS DE CAMPO
Calidad de la información (sistematización de datos)	baja	alta
Tiempo de obtención	poco tiempo	tardado, puede requerir años.
Costo de obtención	bajo	alto
Heterogeneidad entre las unidades de muestreo	alta	baja
Disponibilidad de datos sobre abundancias relativas	poca	alta
Posibilidad de conversión de la unidad de esfuerzo	baja	alta
Posibilidad de planeación de muestreos	alta	alta
Posibilidad de estimación de la riqueza local	nula, baja	alta



## APÉNDICE 2.

La lista general de los Sphingidae de este trabajo fue producto de la revisión a las colecciones más importantes de México (colecciones personales: R. Turrent, Familia de la Maza, Familia White, L. González Cota, colección entomológica del Instituto de Biología de la UNAM), y de la revisión de la literatura para los sitios mejor conocidos. Así también del trabajo de campo en tres localidades de la República Mexicana (Chajul, Chiapas, Tlanchinol y Tenango de Doria, Hidalgo), y de las visitas complementarias a las localidades que presentaron poco esfuerzo de recolecta (Gómez Farías, Tamaulipas, Xilitla, S.L.P.). La organización de la lista es simple, la primer columna señala el nombre de la especie y las subsecuentes su presencia o ausencia respecto de las diecisiete localidades reportadas.

# LISTA GENERAL DE LOS SPHINGIDAE EN ESTE TRABAJO

ESPECIE	AC	AJ	BC	CH	CM	CU	GF	SJ	SO	TE	TZ	TQ	TL	VB	VA	VI	VJ	XI
<i>Adhemarius dariensis</i>										*			*					
<i>Adhemarius donysa</i>						*		*		*								*
<i>Adhemarius gannascus</i>	*			*	*	*	*	*		*			*		*	*	*	*
<i>Adhemarius globifer</i>									*									
<i>Adhemarius ypsilon</i>				*				*								*	*	*
<i>Agrius cingulatus</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		*			*	*	*	
<i>Aleuron carinata</i>				*														
<i>Aleuron chloroptera</i>				*														
<i>Ampiloeca myron</i>							*								*		*	*
<i>Callionima denticulata</i>				*		*		*							*	*		*
<i>Callionima falcifera</i>			*	*	*				*									
<i>Callionima innus</i>				*		*		*								*	*	
<i>Callionima nomius</i>				*												*		
<i>Callionima parce</i>	*			*		*		*								*	*	
<i>Callionima sp</i>				*														
<i>Ceratomia sonorensis</i>										*								
<i>Cauthetia spuria</i>					*				*									
<i>Cauthetia yucatan</i>	*				*											*	*	
<i>Cocytius antaeus</i>	*	*		*	*	*		*					*	*	*	*	*	*
<i>Cocytius duponchel</i>	*			*												*	*	
<i>Cocytius lucifer</i>	*															*		
<i>Dolbogone hartwegii</i>										*								
<i>Dolbogone igualana</i>					*					*								
<i>Enyo cavifer</i>				*														
<i>Enyo gorgon</i>	*			*	*	*		*								*	*	*
<i>Enyo lugubris</i>	*			*	*	*		*				*		*		*	*	*
<i>Enyo ocypete</i>	*			*	*	*		*								*		
<i>Enyo pronoe</i>																	*	
<i>Enyo taedium</i>				*											*			*
<i>Erinyis alope</i>	*	*		*	*	*	*	*					*			*	*	*
<i>Erinyis crameri</i>	*		*		*				*							*	*	
<i>Erinyis domingonis</i>	*										*	*	*			*	*	
<i>Erinyis ello</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		*	*		*	*	*	*
<i>Erinyis lassauxi</i>	*	*		*	*				*		*				*	*	*	
<i>Erinyis obscura</i>	*		*	*	*	*	*	*	*		*				*	*	*	*
<i>Erinyis oenotrus</i>	*			*	*	*		*						*		*	*	
<i>Erinyis yucatan</i>	*	*		*	*		*	*							*	*	*	
<i>Erinyis sp</i>														*				
<i>Eumorpha anchemola</i>	*			*	*			*								*	*	
<i>Eumorpha achemon</i>			*															
<i>Eumorpha elisa</i>	*				*				*									
<i>Eumorpha fasciatus</i>	*		*	*								*				*		
<i>Eumorpha labruscae</i>	*	*		*	*	*	*	*							*	*	*	*
<i>Eumorpha obliquus</i>				*				*								*		
<i>Eumorpha phorbis</i>				*														
<i>Eumorpha satellitia</i>	*		*	*	*			*	*				*	*		*	*	
<i>Eumorpha typhon</i>									*	*	*		*	*				
<i>Eumorpha triangulum</i>				*									*			*	*	
<i>Eumorpha vitis</i>	*		*	*	*	*	*		*		*	*	*		*	*	*	*

# LISTA GENERAL, CONTINUACION

ESPECIE	AC	AJ	BC	CH	CM	CU	GF	SJ	SO	TE	TZ	TQ	TL	VB	VA	VI	VJ	XI
<i>Euproserpinus phaeton</i>			*						*									
<i>Gurelca sonorensis</i>					*				*									
<i>Hemaris diffinis</i>			*						*									
<i>Hemeroplanes triptolemus</i>	*			*	*			*								*		
<i>Hemeroplanes ornatus</i>				*														
<i>Hyles lineata</i>	*	*	*	*	*				*	*		*	*	*	*	*		*
<i>Isoparce cupressi</i>																		
<i>Isognathus rimosus</i>				*	*	*			*		*			*	*			*
<i>Kloneus babayaga</i>				*														
<i>Madoryx bubastus</i>				*	*													
<i>Madoryx oiclus</i>	*			*	*				*						*		*	
<i>Madoryx pluto</i>				*		*		*								*		
<i>Manduca albiplaga</i>				*												*		
<i>Manduca barnesi</i>				*	*													
<i>Manduca corallina</i>	*			*	*											*		
<i>Manduca dilucida</i>				*	*													
<i>Manduca florestan</i>				*	*	*	*	*	*					*	*	*	*	*
<i>Manduca hannibal</i>				*		*												*
<i>Manduca holcombi</i>								*										
<i>Manduca kuschei</i>									*									
<i>Manduca lanuginosa</i>					*				*								*	
<i>Manduca lefeburei</i>	*			*	*										*	*		
<i>Manduca leucophila</i>						*					*				*			
<i>Manduca lichenea</i>	*			*		*					*		*					
<i>Manduca muscosa</i>				*	*	*	*		*		*			*			*	*
<i>Manduca occulta</i>	*			*	*	*		*	*			*		*		*	*	*
<i>Manduca ochus</i>	*			*	*	*		*	*			*				*	*	
<i>Manduca pellenia</i>				*				*		*			*			*	*	
<i>Manduca quinque maculata</i>		*	*		*				*	*	*	*	*		*			*
<i>Manduca rustica</i>			*	*	*	*	*		*			*	*		*	*		*
<i>Manduca sesquiple x</i>	*										*							
<i>Manduca sexta</i>	*		*	*	*	*	*		*			*	*		*	*	*	
<i>Manduca sp1</i>				*														
<i>Manduca sp2</i>													*					
<i>Nannoparce poeyi</i>					*													
<i>Neococytius clientius</i>				*												*		*
<i>Nycerix riscus</i>								*										
<i>Nycerix tacita</i>	*							*										
<i>Pachygonidia drucei</i>				*														
<i>Pachygonidia subhamata</i>						*												
<i>Pachylia ficus</i>	*			*	*	*		*								*		*
<i>Pachylia syces</i>	*		*	*	*				*					*				
<i>Pachylioides resumens</i>	*			*	*	*										*	*	*
<i>Pachysphinx occidentalis</i>			*						*									
<i>Paonias myops</i>									*									
<i>Perigonia lusca</i>	*			*	*	*		*						*	*			
<i>Phryxus caicus</i>																*	*	
<i>Proserpinus terlooii</i>					*				*									
<i>Protambulyx strigilis</i>	*			*	*	*	*	*			*		*		*	*	*	*

# LISTA GENERAL, CONTINUACION

ESPECIE	AC	AJ	BC	CH	CM	CU	GF	SJ	SO	TE	TZ	TQ	TL	VB	VA	VI	VJ	XI
<i>Protambulyx xanthus</i>				*														
<i>Pseudosphinx tetrio</i>	*	*		*	*	*	*	*					*			*		
<i>Sesia clavipes</i>		*	*	*	*				*		*				*			
<i>Sesia fadus</i>				*														
<i>Sesia titan</i>				*														
<i>Smerinthus cerisyi</i>			*															
<i>Smerinthus saliceti</i>									*									
<i>Sphinx chersis</i>			*						*									
<i>Sphinx dollii</i>									*									
<i>Sphinx geminus</i>		*									*	*		*				
<i>Sphinx istar</i>		*							*		*	*						
<i>Sphinx leucophaeta</i>									*									
<i>Sphinx libocedrus</i>			*						*									
<i>Sphinx lugens</i>		*							*		*			*				
<i>Sphinx lugens</i>		*							*		*			*				
<i>Sphinx merops</i>	*			*	*	*							*			*	*	
<i>Sphinx pseudostigmatica</i>		*																
<i>Sphinx sequoiae</i>			*															
<i>Sphinx separata</i>									*									
<i>Sphinx xantus</i>			*															
<i>Stolidoptera tachasara</i>						*		*										
<i>Trogolegnum pseudambulyx</i>		*								*								
<i>Unzela japix</i>				*														
<i>Xylophanes amadis</i>				*		*		*					*			*	*	*
<i>Xylophanes anubus</i>				*	*	*	*	*					*		*	*	*	*
<i>Xylophanes belti</i>				*				*								*		
<i>Xylophanes cantel</i>																	*	
<i>Xylophanes ceratomiodes</i>	*			*		*	*	*	*	*			*	*		*	*	*
<i>Xylophanes chiron</i>	*			*		*			*							*	*	*
<i>Xylophanes damocrita</i>	*							*										
<i>Xylophanes eumedon</i>	*			*					*		*							
<i>Xylophanes falco</i>		*				*			*	*	*	*		*				
<i>Xylophanes germen</i>						*		*										
<i>Xylophanes hannemanni</i>						*										*	*	
<i>Xylophanes juanita</i>															*		*	
<i>Xylophanes katherinae</i>	*					*		*										*
<i>Xylophanes libya</i>				*	*	*	*								*	*	*	*
<i>Xylophanes loelia</i>						*									*			
<i>Xylophanes maculator</i>				*														
<i>Xylophanes muelleri</i>															*	*		
<i>Xylophanes neoptolemus</i>	*			*		*		*								*	*	
<i>Xylophanes pistacina</i>				*												*		
<i>Xylophanes pluto</i>	*	*	*	*	*	*	*	*					*	*	*	*	*	*
<i>Xylophanes porcus</i>	*			*	*	*	*	*								*	*	*
<i>Xylophanes tersa</i>	*		*	*	*	*		*	*	*		*	*	*	*	*	*	*
<i>Xylophanes thyelia</i>				*				*								*		
<i>Xylophanes tifana</i>				*		*		*										
<i>Xylophanes turbata</i>					*				*						*	*		
<i>Xylophanes tyndarus</i>	*			*		*		*							*	*	*	*

# LISTA GENERAL, CONTINUACION

ESPECIE	AC	AJ	BC	CH	CM	CU	GF	SJ	SO	TE	TZ	TQ	TL	VB	VA	VI	VJ	XI
<i>Xylophanes zurcheri</i>				*				*										
<i>Xylophanes sp1</i>										*								
<i>Xylophanes sp2</i>													*					

AC= ACAHUIZOTLA, GRO., AJ=AJUSCO, D.F., BC=BAJA CALIFORNIA SUR, CH=CHAJUL, CHIS., CM=CHAMELA, JAL.,  
 CU=CUETZALAN, PUE., GF=GÓMEZ FARÍAS, TAMPS., SJ=SIERRA DE JUÁREZ, OAX., SO=SONORA, TE=TENANGO, HGO.,  
 TZ=TEPOZTLÁN, MOR., TQ= TEQUISQUIAPAN, QRO., TL=TLANCHINOL, HGO., VB=VALLE DE BRAVO, MÉX., VI=EL VIGÍA,  
 VER., VJ=VILLA JUÁREZ, PUE., XI=XILITLA, S.L.P.