



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS

POSGRADO EN GEOGRAFÍA

Algunos factores geográficos y ecológicos que determinan la distribución del ensamble de lagartijas que habitan en el Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla, México: un enfoque de conservación.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

MAESTRO EN GEOGRAFÍA

(GEOGRAFÍA AMBIENTAL)

P R E S E N T A:

GUILLERMO ALFONSO WOOLRICH PIÑA

DIRECTOR DE TESIS: DR. RAYMUNDO MONTOYA AYALA



MÉXICO D. F. MAYO DE 2007



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.

. . . Para María Esther por ser la compañera y el amor de mi vida. . .

. . . Para mis hijos Guillermo Sebastián y Fernando Alfonso por darle felicidad a mi vida y por ser mi aliciente día a día. . .

. . . A mi madre por todo su tiempo y cariño. . .

. . . A Diana, Donají y Omar. . .

AGRADECIMIENTOS.

Agradezco enormemente a mi Universidad el permitirme haber logrado este objetivo.

Al Dr. Julio Alberto Lemos Espinal por haber sugerido la idea original de este trabajo, por todo el apoyo incondicional que me brindó para la realización del mismo, a pesar de que la idea original salió de él y por cuestiones administrativas no se le permitió fungir como Director principal de este proyecto, así como por su estupendo ejemplo tanto profesional, como persona y amigo, ¡Gracias por todo Julio!

Al Dr. Raymundo Montoya Ayala por retomar la estafeta y dirigir esta tesis, por toda su enseñanza y aportaciones realizadas principalmente en el manejo de SIG's para estudios ecológicos en herpetofauna, así como por su gran paciencia y amistad.

A la Dra. Martha Cervantes Ramírez por todas las aportaciones y sugerencias realizadas a este trabajo y por todo el conocimiento que me brindó.

Al Dr. Víctor Barradas Miranda por el enriquecimiento que dio con su experiencia a este proyecto.

A la Dra. Laura Elena Maderey Rascón por aceptar el formar parte de este comité y por las observaciones realizadas al trabajo original.

A los Drs. Patricia Dávila Aranda y Rafael Lira Saade de la FES Iztacala, quienes a través de la UBIPRO me han apoyado para la realización de este y otros proyectos en el Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla.

A los proyectos CONACYT 40797-Q, PAPIIT IN 208398, IN 216199 e IN 200102, PAPCA 2003: "Procesos Espaciales en la Diversidad Local y Regional de los Ensamblajes de Reptiles del Valle de Tehuacan-Cuicatlán y el Norte del Desierto Chihuahuense", PAPCA 2007: "Organización ecológica del ensamble de lagartijas en el Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla" por el apoyo financiero para la realización del presente trabajo.

A Peter Heimes por proporcionar el material fotográfico de la mayoría de los organismos.

A mi gran amigo M. en C. Luis Oliver López por contar con él de manera incondicional, y por todo el esfuerzo compartido durante el trabajo de campo, ESTE TRABAJO ES NUESTRO.

Al Biól. Luis Enrique Ávila Bocanegra por todo su apoyo en algunas salidas de campo.

Al Biól. Eduardo Benavides Garduño por su ayuda en la elaboración de la cartografía.

A mis amigos los M. en C. Felipe Correa Sánchez y Jorge E. González Espinoza por brindarme su amistad.

A mi amigo Gerardo Cabrera y familia por todos esos alegres recuerdos.

A los Hnos. Ángel Ibarcuren Aguirre y Néstor Anaya Marín por brindarme todo el apoyo necesario cuando fue requerido, así como por su invaluable amistad.

A todos mis compañeros de trabajo de la ECC, especialmente a las academias físico-matemáticas y químico-biológicas, así como a los profesores que suplieron mis ausencias durante el desarrollo de este trabajo.

A toda la gente de Zapotitlán Salinas, incluyendo a la familia Serrano-Flores, Domingo Hernández y familia, Don Benigno, al Sr. Fulgencio Salinas Salas, al personal del Jardín Botánico "Helia Bravo Hollis", y al Comisariado por brindarnos su amistad y por todo el apoyo logístico durante el trabajo de campo.

A todas las personas que estuvieron, están y estarán conmigo a lo largo de mi vida.

A las personas que han partido, porque las extraño y recuerdo con mucho cariño.

*"El nacimiento de la ciencia fue la muerte de la superstición" Thomas
Henry Huxley*

*"El misterio del principio de todas las cosas es insoluble para nosotros, y
debo contentarme con ser, por mi cuenta, un agnóstico"
Charles Darwin.*

*"La luz es la sombra de Dios"
Albert Einstein*

INDICE.

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
1. INTRODUCCIÓN.....	3
1.1. El problema.....	3
1.2. Ecología humana.....	3
1.3. Indicadores ecológicos.....	4
1.3.1. Lagartijas como organismo modelo.....	6
1.4. Antecedentes.....	8
2. BIOGEOGRAFÍA.....	10
2.1. Biogeografía histórica.....	10
2.2. Panbiogeografía.....	14
2.3. Biogeografía ecológica.....	15
2.3.1. Biogeografía de islas.....	16
2.3.2. Macroecología.....	17
2.4. Biogeografía de lacertilios.....	19
2.4.1. Origen y distribución de la herpetofauna en México (incluyendo lacertilios).....	20
3. DIVERSIDAD BIOLÓGICA.....	23
3.1. Biodiversidad.....	24
3.2. Diversidad herpetofaunística en México (incluyendo lacertilios).....	25
3.3. Extinción de especies.....	25
3.3.1 Declinación de poblaciones silvestres.....	28
3.3.2. Planes de conservación.....	32
3.2.2.1. Estrategias de conservación y aprovechamiento de reptiles (incluyendo lagartijas).....	33
3.2.2.2. Políticas legislativas sobre conservación y desarrollo sustentable y especies de lacertilios ubicados en la NOM-059-ECOL 2001.....	36
4. SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA.....	40
4.1. Generalidades.....	40
4.1.1. Visión positivista de los sistemas de información geográfica.....	40
4.1.2. Visión crítica de los sistemas de información geográfica.....	42
4.2. SIG para monitorear la biodiversidad.....	43
4.3. Aplicaciones a problemáticas ambientales y estudios de conservación....	45

5. ESTUDIO DE CASO: VALLE DE ZAPOTITLÁN SALINAS, PUEBLA.	48
5.1. Justificación.	48
5.2. Objetivo general.	48
5.2.1. Objetivos particulares.	48
5.3. Hipótesis.	48
5.4. Área de estudio.	49
5.4.1. Geología	49
5.4.2. Geomorfología.	50
5.4.3. Orografía.	50
5.4.4. Hidrología.	50
5.4.5. Climatología.	51
5.4.6. Vegetación.	51
5.4.7. Herpetofauna (lagartijas).	52
5.5. Material y Métodos.	54
5.5.1. Elementos geográficos.	54
5.5.2. Elementos ecológicos.	55
5.5.3. Fragmentación del hábitat.	55
6. RESULTADOS.	59
6.1. Elementos Geográficos.	59
6.1.1. Vegetación.	59
6.1.2. Altitud.	60
6.1.3. Pendiente.	64
6.1.4. Orientación.	64
6.1.5. Precipitación y temperatura.	67
6.2. Elementos ecológicos.	69
6.3. Fragmentación.	74
6.3.1 Estructura espacial.	74
6.3.2 Temperaturas microclimáticas y operativas.	76
6.3.3 Presas consumidas.	78
6.3.4 Diversidad de especies.	80
6.3.5 Dominancia.	88
6.3.6 Amplitud.	89
6.3.7 Sobreposición.	90
7. DISCUSIÓN.	93
7.1. Elementos Geográficos.	93
7.2. Elementos ecológicos.	97
7.3. Fragmentación.	101
CONCLUSIONES.	106
REFERENCIAS.	107
ANEXO 1.	130
ANEXO 2.	137
ANEXO 3.	158

RESUMEN.

Las lagartijas pueden ser utilizadas como un modelo adecuado para conocer el estado de conservación de un ambiente en particular. La importancia de conocer cuales son los factores geográficos y ecológicos que determinan la distribución de dichos vertebrados, radica en una elaboración oportuna de planes para la conservación de aquellas especies que pudieran estar en riesgo. Por otro lado, los sistemas de información geográfica (SIG) pueden ser una herramienta de utilidad para conocer las áreas de distribución y potenciales a la conservación de las diferentes especies. En el presente trabajo, se estudiaron los elementos geográficos y ecológicos que influyen en gran medida sobre la distribución de las lagartijas en una zona semiárida al sur del estado de Puebla, México. El ensamble está conformado por 13 especies. El área superficial del valle y la precipitación fueron los factores geográficos más involucrados en la distribución de los lacertilios. Desde el punto de vista ecológico, la utilización del nicho en sus tres ejes (alimento, espacio y tiempo) no parece ser el factor que determina el como se distribuyen las lagartijas dentro del valle. Tal vez procesos tales como factores históricos y la contribución regional de especies puedan estar involucrados en la distribución de las lagartijas dentro del valle. Por otra parte, la fragmentación del hábitat puede presentar efectos abióticos (tal como la temperatura microclimática) y bióticos (disminución en la estructura vegetal) sobre el ensamble de lacertilios influyendo de manera directa en el descenso del número de especies en dicha área. Especies tales como *Xenosaurus rectocollaris*, *Ctenosaura pectinata* y *Anolis quercorum*, podrían desempeñar un efecto sombrilla para la conservación de las diferentes especies de lagartijas que habitan dentro del valle.

Palabras clave: *Distribución, diversidad de especies, ensamble, lagartijas, factores geográficos, factores ecológicos, fragmentación del hábitat, sistemas de información geográfica, Valle de Zapotitlán Salinas.*

ABSTRACT.

The lizards can be used as a model to know the status of conservation of an environment. The importance of knowing which are the geographical and ecological factors that determine the distribution of the above mentioned vertebrates, takes root in an opportune elaboration of plans for the conservation of those species that could be in risk. The geographic information systems (GIS) can be a tool of utility to know potential distribution areas and to the conservation of the different species. In the present work, there were studied the geographical and ecological elements that influence to a great extent the distribution of the lizards a semiarid zone to the south of Puebla, Mexico. The assemblage is composed by 13 species. The area of the valley and the rainfall were the geographical factors most involved in the distribution of the lizards. From the ecological point of view, the utilization of the niche in its three axes (food, space and time) does not seem to be the factor that it determines the distribution of the lizards in the valley. Maybe such processes as historical factors and the regional contribution of species could be involved in the distribution of the animals in the valley. On the other hand, the fragmentation of the habitat also is related to the distribution of the species. Abiotics (as the air temperature) and biotics (decrease in the vegetation structure) factors can act in cascade, influencing in a direct way the decrease of the number of species above the mentioned area. Such species as *Xenosaurus rectocollaris*, *Ctenosaura pectinata* and *Anolis quercorum* might recover an umbrella effect for the conservation of the different species of lizards that inhabit the valley.

Key words: *Distribution, diversity of species, assemblage, lizards, geographical factors, ecological factors, fragmentation of the habitat, Zapotitlan Salinas Valley.*

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN.

1.1. El problema.

La problemática ambiental se debe en gran parte a la sobreexplotación de los recursos naturales por parte del hombre. Ninguna porción de la Tierra ha escapado de la influencia humana. El mayor impacto del *Homo sapiens* ha sido provocado en casi el 12 % de la superficie terrestre que se ha convertido en ciudades, suburbios y zona de agricultura intensa. Además, nuestra especie ha alterado un área mucho mayor que ha sido utilizada para pastoreo, explotación forestal y de vida silvestre y tiraderos de desechos tóxicos entre otras actividades (PNUMA, 1992).

El dominio del hombre sobre su entorno, ha transcurrido solamente en pocas decenas de miles de años; este dominio puede atribuirse, en gran parte, a tres innovaciones tecnológicas. La primera fue el uso de herramientas y del fuego para la recolección y caza. Dichas innovaciones les permitieron a los hombres primitivos manipular entornos amplios y desatar la extinción de muchas especies, incluida la megafauna del pleistoceno de la región palearctica y nearctica (Childe, 1984; Martin y Klein, 1984). La segunda, fue el desarrollo de la agricultura y la concomitante domesticación de plantas y animales; esto permitió el aprovechamiento de hábitats altamente productivos para el sustento de poblaciones humanas densas, llevando al desarrollo de sociedades complejas. La tercera innovación fue la tecnología para aprovechar la energía de los combustibles fósiles y utilizarlos en la construcción de sistemas sociales, políticos y económicos cada vez más complejos, basados en la industria e información. Esto les permitió a los hombres alcanzar su estado actual de “conocimiento y poder” (Childe, 1984; Brown, 1995).

1.2. Ecología humana.

Durante el desarrollo de la ecología, los ecólogos han estudiado los efectos de plantas y animales como especies clave que controlan la estructura y función de los ecosistemas (Tilman, 1986; Lomolino, 2000a; 2000b), pero curiosamente se ha evitado estudiar a la nuestra. Tenemos un gran conocimiento sobre la ecología de las áreas y reservas naturales, sin embargo, apenas se han comenzado a estudiar los agroecosistemas. De hecho, prácticamente hay una carencia total de estudios de ecosistemas urbanos o suburbanos (McDonnell y Pickett, 1990), ya que cerca del 75% de la población humana vive en o aledaña a pueblos y ciudades. Debido a su crecimiento

exponencial, su nicho ecológico y sus efectos sobre otros organismos y sobre el ambiente abiótico, en la actualidad, es casi imposible evitar el estudio de la especie humana (Lubchenco *et al.*, 1991).

El crecimiento desmedido de la población humana y una serie de estrategias a mediano plazo sobre la utilización de los recursos naturales, ha impactado la biodiversidad global a una manera devastadora (Ehrlich, 1988; Wilson, 1988; Smart *et al.*, 2005). Ésta es una particularidad evidente en los países en vías de desarrollo, donde las tasas de desempleo son altas y los humanos dependen completamente del “ambiente” para cubrir sus necesidades básicas, trayendo como consecuencia un uso insostenible de los recursos naturales, de tal manera que no sólo se reduce la diversidad de especies sino que los ecosistemas se degradan pudiendo reflejar una recuperación lenta de servicios ambientales clave (Rapport *et al.*, 1998).

Un caso particular es cómo la conducta humana puede impactar directamente sobre especies tales como los reptiles. En Australia, una gran proporción de serpientes elapidas grandes (familiares de las cobras) fueron exterminadas por los hombres debido a que estos animales son demasiado venenosos y son considerados un riesgo (Whitaker y Shine, 2000). En Sudáfrica, algunas tribus como los Xhosa y Zulú realizan matanzas de reptiles con propósitos medicinales, como resultado de su superstición o como un peligro potencial (Simelane y Kerley, 1997). En México, específicamente en el Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla, se matan a las serpientes de cascabel (*Crotalus molossus* y *C. ravus*), a la víbora cornezuelo (*Ophryacus melanurus*) y a la lagartija escorpión (*Gerrhonotus liocephalus*), por considerarse peligrosas para el hombre, así como para el ganado (principalmente caprino, observación personal). Finalmente, muchos reptiles tales como cocodrilos, pitones, varanos, son utilizados como especies de ornato, generando grandes ganancias comerciales (Shine *et al.*, 1996, 1999).

1.3. Indicadores ecológicos.

Una medida que puede indicar la perturbación de ecosistemas es el cuantificar cambios en el ensamble de especies en un área determinada en relación al cambio ambiental (Smart *et al.*, 2005). Para comprender la condición presente o predecir la condición futura de los ecosistemas, el hombre se ha valido de utilizar indicadores ecológicos (Niemi y McDonald, 2004). Los primeros humanos usaron indicadores ecológicos como señal de movimientos migratorios de animales o florecimientos primaverales por parte de las plantas como pruebas de cambios en las condiciones ambientales. La primera referencia al uso de indicadores ambientales es atribuida a Platón, quién citó los impactos de la actividad humana sobre la cosecha de árboles frutales (Rapport, 1992). Las plantas pueden servir como indicadores de procesos físicos, cambios en la condición del suelo, y

algunos otros factores (Clements, 1920). En el decenio de 1920, los indicadores fueron usados para determinar cambios en las condiciones ambientales, tales como claridad del agua (Clements, 1920) o la calidad del aire con el famoso “canario en la mina” (Burrell y Siebert, 1916), dichos indicadores se siguen utilizando en la actualidad (Van Biema, 1995).

Los indicadores ambientales pueden reflejar todos los elementos de la cadena causal que vincula las actividades humanas y su impacto ambiental, así como la respuesta a ese impacto (Smeets y Weterings, 1999). Los indicadores ecológicos son entonces una parte de esos indicadores ambientales que se aplican a procesos ecológicos. Un indicador ecológico incorpora varias definiciones de ecología, tales como “interacciones que determinan la distribución y abundancia de los organismos” (Krebs, 1978), o una más amplia, pero a la vez más ambigua “estructura y función de la naturaleza” (Odum, 1963). La definición más acertada es la propuesta por Noss (1990) y retomada por Niemi y McDonald (2004) quienes mencionan que un indicador ecológico es una característica cuantificable de la estructura (genética, población, hábitat, y patrón del paisaje), composición (genes, especies, poblaciones, comunidades y tipos de paisaje), o función (genética, historias de vida y demografía, ecosistema, y procesos de perturbación del paisaje) de sistemas ecológicos.

Los indicadores ecológicos son generalmente usados para tener un acceso sobre la condición del ambiente o para realizar un diagnóstico sobre la causa del cambio ambiental (Dale y Beyeler, 2001). El descenso amplio de las poblaciones del halcón peregrino (*Falco peregrinus*) en el decenio de 1950 es un ejemplo claro de estos usos (Niemi y McDonald, 2004). La declinación global de anfibios y reptiles también ha sido observada como un signo temprano de problemas en el ambiente (Alford y Richards, 1999; Gibons *et al.*, 2000; Blaustein *et al.*, 2003; Carey y Alexander, 2003; Collins y Storfer, 2003; Daszak *et al.*, 2003; Storfer, 2003). Este descenso en las poblaciones puede deberse por diversos factores como son: cambio de hábitat, cambio climático global, contaminación química, enfermedades, especies invasoras y explotación comercial entre otras (Blaustein y Wake, 1995; Semlitsch, 2003).

La información generada por indicadores ecológicos también puede ser usada para realizar pronósticos en cambios ambientales futuros, identificar acciones de restauración, o si son monitoreados a través del tiempo, identificar cambios o tendencias en los indicadores (Niemi y McDonald, 2004; Fig. 1.1). Conforme se incrementa la complejidad del sistema o la escala temporal que está siendo monitoreada (escalas espaciales grandes o niveles de organización biológica complejos) también se incrementa el costo de generar, analizar y reportar información

sobre los indicadores. Esto puede traer como consecuencia la falta de variedad de especies indicadoras que puedan facilitar algún diagnóstico de respuestas ecológicas ante cambios ambientales (Niemi y McDonald, 2004; cuadro 1.1).

1.3.1. Lagartijas como organismos modelo.

Las lagartijas pueden ser un buen candidato para realizar estudios sobre el efecto que puede tener el cambio ambiental, como la modificación y fragmentación del hábitat, sobre la fauna de vertebrados en general debido a que estos organismos son fácilmente observables, relativamente abundantes y ocupan una diversidad de hábitats y nichos (Pianka, 1986; Fabricus *et al.*, 2003). Varias prácticas humanas, como la tala forestal, puede alterar el hábitat de los lacertilios (Vitt *et al.*, 1998; Meik *et al.*, 2002). La perturbación antropocéntrica varía en el impacto sobre las comunidades y especies de reptiles. Se pueden mencionar algunos ejemplos para ilustrar esto. En algunas comunidades rurales africanas los árboles dónde habitan algunas especies de lagartijas se utilizan para producir combustible, artesanías, muebles, así como para la construcción; alterando de tal forma el hábitat de estos animales (Smart *et al.*, 2005). Otro caso relacionado con la modificación del hábitat se observó cuando la abundancia y riqueza de especies de lagartijas varió de un pico máximo a un nivel intermedio de urbanización en Tucson, Arizona (Germaine y Wakeling, 2001), mientras que la perturbación agrícola provocó un marcado decremento en la diversidad de especies de lacertilios en República Dominicana (Glor *et al.*, 2000). En el sureste de España, los camaleones comunes (*Chamaleo chamaleon*) fueron más abundantes en áreas con perturbación intermedia, tales como áreas cultivadas y cerca de las carreteras (Hodar *et al.*, 2000). En la zona urbana del Valle de México la lagartija *Sceloporus grammicus* es más abundante con respecto al resto de los lacertilios que se distribuyen tanto en el valle como en la zona serrana (Uribe-Peña *et al.*, 1999; Woolrich-Piña *et al.*, 2006). Es indudable que dicha especie se encuentre afectada por la fragmentación de su hábitat pero desafortunadamente no se cuenta con un registro histórico que permita realizar una comparación ya que los únicos trabajos publicados sobre estos organismos son meramente descriptivos (Dugés 1888a, 1888b; Uribe-Peña *et al.*, 1999).

Cuadro 1.1. Ejemplos de respuestas ecológicas a estrés natural y antropocéntrico.

<u>ESTRÉS</u>	<u>RESPUESTA ECOLÓGICA</u>	<u>REFERENCIA</u>
PERTURBACIÓN NATURAL		
Fuego	Esquema de paisaje	Turner <i>et al.</i> , 1994
Sequía	Poblaciones de aves	Blake <i>et al.</i> , 1994
Herbivoría	Vegetación y humus	McInnes <i>et al.</i> , 1992
ANTROPOGÉNICO		
Lluvia ácida	Moho en plumaje de aves	Hutchinson y Scott, 1988
Eutrofización	Establecimiento de macrófitas acuáticas	Kangas <i>et al.</i> , 1982
Especies introducidas	Poblaciones de aves	Savidge, 1984
Sedimentación	Formación arbustiva	Johnston, 2003
Tala	Esquema de paisaje	Franklin y Forman, 1987
Urbanización	Gremio de aves	O'Connell <i>et al.</i> , 2000
Metales pesados	Frecuencias génicas de mosquitos	Guttman, 1994
Polución	Plantas	Stolte y Mangis, 1992
Calidad del aire	Líquenes	Kinnunen <i>et al.</i> , 2003

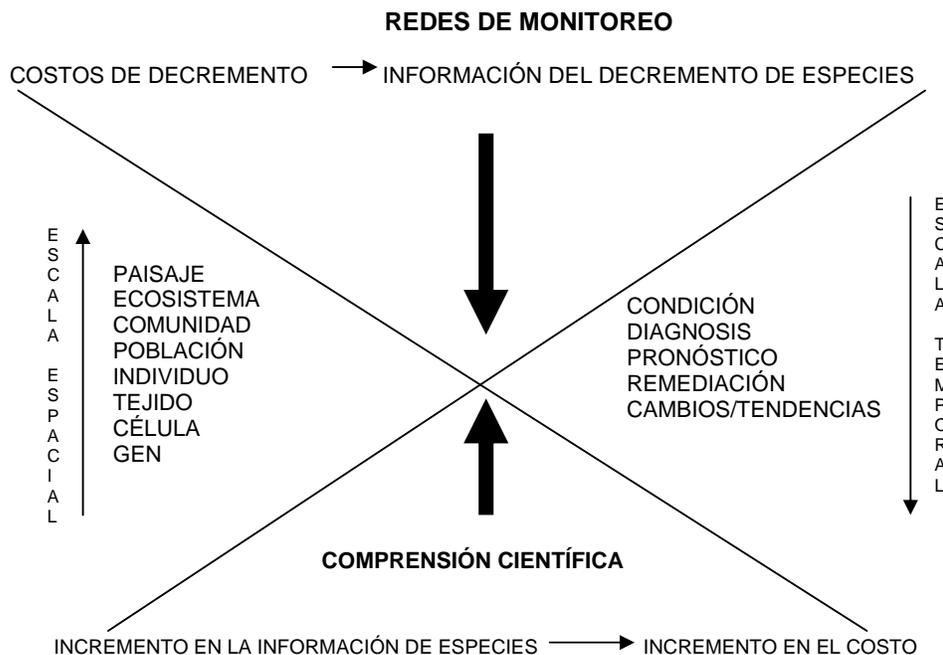


Figura 1.1. Esta figura ilustra una serie de indicadores ecológicos (izquierda) para los cuales se requiere una serie de evaluaciones (derecha). Las restricciones sobre el desarrollo de indicadores ecológicos a todos los niveles es debido a la escasez de conocimiento científico y a la predominancia de políticas que requieren bajo costo de monitoreo. Los objetivos en las aplicaciones generalmente incluyen un compromiso entre la efectividad del costo y la habilidad para defender el indicador ecológico científicamente en una escala espacial y temporal apropiada para responder los objetivos de manejo deseados. Tomado de Niemi y McDonald, 2004.

1.4. Antecedentes.

En la actualidad, la pérdida y fragmentación acelerada del hábitat ocupado por las diferentes especies silvestres ha traído como consecuencia la desaparición completa o parcial de su intervalo de distribución geográfica (Wilson, 1988). Por esta razón, el conocer de manera adecuada los factores geográficos y ecológicos involucrados en la distribución de una especie radica en la elaboración oportuna de planes de manejo y conservación del hábitat, así como de los propios organismos (Sullivan, 1992; Kinnaird, 2001; Willett y Sanderson, 2001).

En años recientes, los avances en sistemas automatizados que manipulan datos espaciales han revolucionado los métodos mediante los cuales se representa la distribución de las diferentes especies de plantas y animales (Hollander *et al.*, 1994; Plumptre, 2001). Es por esta razón, que los Sistemas de Información Geográfica (SIG) juegan un papel importante como una herramienta útil, necesaria e imprescindible para realizar estudios sobre restauración ecológica, planes de manejo de áreas protegidas, así como planes para la conservación de especies en peligro (Butterfield *et al.*, 1994). Los SIG son programas o conjuntos de programas con aplicaciones en campos tan dispares como la planificación urbana, la ordenación del territorio y el medio ambiente (Montoya-Ayala, 1998). Es en este último tema donde se han enfocado los trabajos realizados sobre la distribución geográfica tanto de plantas como de animales, tomando una gran relevancia a partir del decenio de 1990 debido a la acelerada pérdida y fragmentación del ambiente (Miller, 1994). Estas investigaciones se han enfocado principalmente en la elaboración de mapas por medio de un SIG para conocer la distribución de aquellas especies raras o en peligro de extinción (Convis, 2001). Esta utilización de los SIG ha sido de gran relevancia para comprender los aspectos geográficos implicados en la distribución de vertebrados terrestres (MacAllister, 2001). Sin embargo, la mayoría de los estudios se enfocan a mamíferos y aves (Michelmore, 1994; Rappole *et al.*, 1994; Couturier, 2001; Gaillard, 2001; Stralberg, 2001). Uno de estos trabajos es el realizado por Miller y colaboradores (1989) quienes utilizaron un SIG para analizar la distribución de aves raras en Tanzania. Posteriormente, Miller y Allen (1994), desarrollaron una metodología para documentar y mostrar gráficamente las áreas ricas en especies tanto amenazadas como en peligro de extinción que se distribuyen en Madagascar; los organismos a los que se les realizó una cartografía de distribución fueron: lémures, tortugas y mariposas. Por otro lado, Rappole y colaboradores (1994) mencionan que un censo extensivo en el campo aunado a la tecnología de la percepción remota es un método confiable para determinar el estatus de conservación del tordo *Hyiocichla mustelina*. Simultáneamente, Michelmore (1994),

por un lado y Mackinnon y de Wulf (1994) por otro, utilizan SIG para elaborar planes de conservación del elefante africano *Loxodonta africana* y del panda gigante de China *Ailuropoda melanoleuca*, respectivamente, debido a la fragmentación de su hábitat.

Con respecto al grupo de anfibios y reptiles son pocos los trabajos que se han realizado utilizando esta tecnología donde enfatizan los aspectos geográficos relacionados con su distribución. Entre estos estudios destaca la investigación realizada por Hollander y colaboradores (1994), quienes a partir de un conjunto de datos tales como observaciones de campo, imágenes satelitales multiresolución, mapas generalizados de hábitat y datos climáticos digitales construyeron un modelo de la distribución espacial de la lagartija *Cnemidophorus hyperythrus* (= *Aspidoscelis hyperythrus*, Reeder *et al.*, 2002). Por otro lado, Koo (2001), utilizó un SIG para contruir correlaciones geoespaciales entre el tipo de vegetación y las especies de anfibios y reptiles para identificar hábitats potenciales donde pueden encontrarse estos organismos. En general, estos trabajos únicamente se remiten a la georreferenciación de organismos depositados en museos así como a la representación cartográfica de reptiles “raros” (Miller y Allen, 1994; Koo, 2001).

Desde el punto de vista ecológico, los trabajos realizados sobre comunidades de lagartijas se basan principalmente en estudiar los patrones espaciales y temporales de diversidad y abundancia de especies (Pianka, 1973; Maury y Barbault, 1981; Gallina *et al.*, 1985; James y Shine, 2000), así como a la repartición de recursos (Pianka, 1975; Ortega *et al.*, 1987). Mata-Silva (2000), realizó un estudio en el Valle de Zapotitlán Salinas donde comparó la distribución y abundancia de anfibios y reptiles en tres zonas con diferente grado de perturbación, encontrando que la zona más alterada fue la que presentaba menor diversidad y abundancia de especies. Sin embargo, ninguno de estos trabajos profundiza en los factores ecológico-geográficos que determinan la distribución de las diferentes especies.

CAPÍTULO 2.

BIOGEOGRAFÍA.

La Biogeografía se puede definir simplemente como el estudio de la distribución geográfica de los seres vivos. Sin embargo, esta definición simple oculta la gran complejidad de esta disciplina (Myers y Giller, 1988). La biogeografía trasciende más allá de un área simple del conocimiento debido a que en ella converge una serie de disciplinas científicas que incluyen a la geografía, geología y biología, principalmente.

El estudio de la biogeografía se ha concentrado en dividir aspectos relacionados con la distribución de los organismos con un enfoque espacio-temporal. Por un lado, sobresale la biogeografía ecológica, la cual está relacionada con los procesos ecológicos que ocurren en escalas de tiempo cortas y escalas espaciales pequeñas (locales y regionales). Por otra parte, la biogeografía histórica, se encuentra más relacionada con los procesos evolutivos que se llevan a cabo a lo largo de miles ó millones de años (escalas de tiempo muy grandes), a una escala global (Craw *et al.*, 1999). Un tercer aspecto implicado con la distribución geográfica de los organismos, es el relacionado con el modelo de refugios. Este modelo trata de explicar como afectaron las glaciaciones ocurridas durante el Pleistoceno en la distribución de los organismos actuales (Myers y Giller, 1988). Dentro de cada uno de estos aspectos, han surgido una serie de teorías, hipótesis y modelos, en un intento de explicar los esquemas de distribución biótica en el presente y en el pasado (Fig. 2.1).

2.1. Biogeografía histórica.

La biogeografía histórica intenta construir las secuencias del origen, dispersión y extinción de grupos de animales (taxa), así como el tratar de explicar como algunos eventos geológicos tales como la deriva continental y las glaciaciones del pleistoceno han modificado los esquemas de distribución de los organismos en la actualidad (Myers y Giller, 1988). Esta disciplina, se ha dividido en dos campos del conocimiento: la biogeografía de dispersión o “centros de origen” y la biogeografía de vicarianza o cladística.

Desde un punto de vista evolutivo, Darwin y Wallace se percataron de la importancia del estudio de la distribución de los organismos para poder explicar el origen de las especies. Ambos sentaron las bases para crear una escuela biogeográfica a la que se le conoce actualmente como biogeografía de dispersión (Mayr, 1982). Esta rama, sigue la premisa que a partir de un centro de origen, las diferentes especies se dispersan “brincando” barreras preexistentes, tales como

cadena montañosas, ríos, lagos e incluso océanos. Según Mayr (1982), la escuela dispersionalista puede subdividirse en tres. En primer lugar la de Forbes, quien considera que las discontinuidades en la distribución de las especies en las masas continentales grandes se pueden explicar por el establecimiento de puentes intercontinentales que fueron utilizados por las especies para pasar de un lado a otro. La segunda escuela, está representada por los neodarwinistas Matthew, Darlington, Simpson y Mayr, ellos no aceptan ningún cambio en la forma de los continentes que no sea respaldado por evidencia geológica y mencionan que la capacidad de dispersión de las especies es la causa principal de la distribución actual de los organismos sobre el planeta. La tercera escuela surge con la publicación del libro de Wegener sobre la deriva continental. Sin embargo, esta escuela ha sido poco exitosa en sus teorías debido a que la distribución de muchos organismos no puede explicarse por los efectos de la deriva continental.

En contraste, la segunda rama de la biogeografía histórica, la biogeografía de vicarianza o cladística trata de responder la pregunta del porqué existen esquemas de distribución en una misma área de taxa no relacionados; esta pregunta podría sugerir un proceso continuo y común (Myers y Giller, 1988). La hipótesis que plantea esta disciplina, consiste en asumir que la biota de un área es dividida por la aparición de barreras, como por ejemplo, la deriva continental, las cuales separan en partes lo que alguna vez fue una distribución continua de la biota en ese determinado lugar, y alteran la proximidad de las diferentes poblaciones de individuos. Esta hipótesis, intenta unir “piezas de fragmentos” para determinar la secuencia de su división en varias partes de la anteriormente mencionada distribución continua de la biota, para que de esta forma se pueda realizar una inferencia de los posibles procesos de la superficie terrestre que guiaron a esta fragmentación (Craw, 1988). La biogeografía de vicarianza ha adoptado dos posturas filosóficamente diferentes para la reconstrucción biogeográfica. Una postura se basa en la filosofía de Henning (1966), la cual consiste en aplicar una metodología que se basa en la elaboración de una “regla de progresión” para la clasificación de organismos e interpretación de sus relaciones geográficas, sus historias particulares de dispersión y sus áreas de origen, considerando que los grupos de organismos se originan en un área geográfica determinada, y que conforme evolucionan van dando origen a grupos más derivados (apomórficos), generalmente por procesos de especiación parapátrica (en zonas geográficas contiguas), mientras que los grupos de organismos más primitivos (plesiomórficos), permanecen en el centro de origen. La localización de los grupos apomórficos, puede indicar los procesos vicariantes de estos eventos, aunque no se descarta la posible dirección de las rutas de dispersión del grupo.

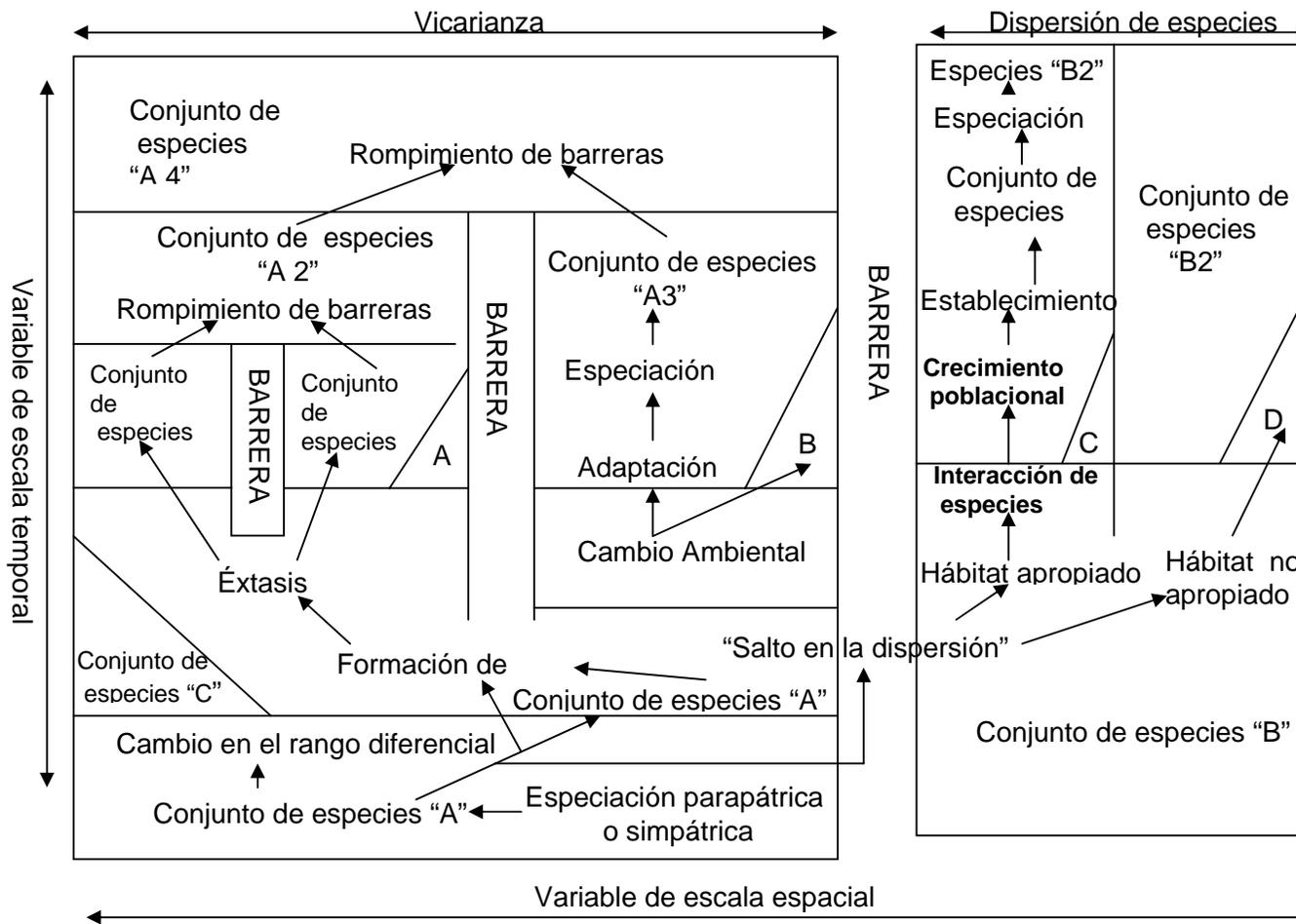


Figura 2. 1. Posibles procesos que pueden guiar a una cambio en los esquemas de distribución. Las áreas triangulares representan procesos de extinción provocador por factores tales como: A = tamaño poblacional no viable, B = Falla de adaptación, C = Falla al establecerse en un nuevo ambiente y D = Hábitat no apropiado. Según Myers y Giller (1988).

La segunda postura se basa en la filosofía de Croizat (1952, 1958) a la cual se le denomina panbiogeografía (la cual será abordada a detalle más adelante). Según Croizat, la panbiogeografía no es una teoría, sino un método, que consiste en conectar a través de líneas en un mapa, las áreas de distribución de grupos de organismos relacionados evolutivamente, por ejemplo, las especies de un género, o los géneros de una familia, dando como resultado un trazo (track). Sin embargo, un trazo no representa una ruta de dispersión. Si se realiza este procedimiento varias veces, con una serie de grupos de plantas y animales, se observará que el resultado de las líneas no presenta un patrón estocástico sobre el mapa sino que siguen un esquema más o menos regular. Por este método, Croizat encontró que individuos tan diferentes como mariposas y aves exhibían patrones de distribución muy similares a los animales sedentarios como son las lombrices e insectos ápteros (sin alas). A estos trazos, Croizat los denominó trazos generalizados. Estos trazos no están relacionados con la geografía actual de los continentes, sino que unen áreas geográficas que están ampliamente separadas. De acuerdo a Croizat, estos trazos generalizados unen áreas que representan la distribución estimada de una biota ancestral. Cabe mencionar que Croizat descubrió que el modelo de la Pangea estaba equivocado, ya que este no explica el origen de las distribuciones transpacíficas y que las divisiones del planeta en las regiones biogeográficas propuestas por Wallace (1894, Fig. 2.2) se reducen a tres, que son: Pacífica, Atlántica e Índica.

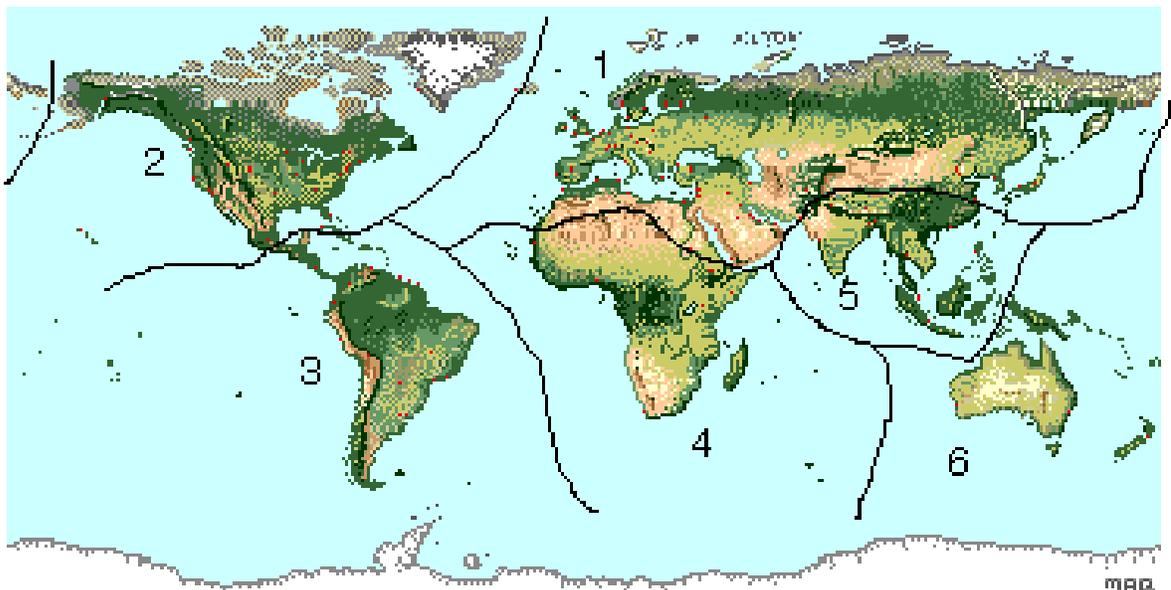


Figura 2.2. Regiones biogeográficas propuestas por Wallace (1894). Región Palearctica (1), Neártica (2), Neotropical (3), Etiopía (4), Indomalaya u Oriental (5) y Australiana (6). De acuerdo a Myers y Giller (1988), se presentan dos regiones más que difieren en sus características como son Oceanía y el Antártico, no consideradas en esta figura.

2.2. Panbiogeografía.

Aunque la panbiogeografía a menudo se incluye dentro de la biogeografía de vicarianza o cladista (Briggs, 1991) existen aspectos relevantes y específicos que permiten mantener esta disciplina de forma independiente a la biogeografía de vicarianza. Diferentes organismos con diversos mecanismos de dispersión, comparten una serie de similitudes en su esquema de distribución. Estas similitudes en los patrones de distribución, sugieren que diferentes taxas pueden compartir una historia biogeográfica común, debido a que sus ancestros pudieron ocupar el mismo sector paleogeográfico, siendo objeto de los mismos cambios climáticos, geográficos y geomorfológicos. Bajo este contexto, el medio de dispersión no es la clave para explicar el esquema de distribución actual de los organismos en diferentes regiones, solo se puede considerar esta variable al tratar de formular patrones de distribución ancestrales (Croizat, 1993). La panbiogeografía es un intento de enfatizar la importancia de la dimensión geográfica o espacial de la diversidad biótica para una mayor comprensión de los esquemas y procesos evolutivos mediante un método que se enfoca sobre una serie de análisis espacio-temporales de los esquemas de distribución de los organismos. No solo intenta buscar una postura ecléctica entre la dispersión y la vicarianza, sino también aportar un método para analizar comparativamente los esquemas de distribución geográfica (Craw *et al.*, 1999).

Esta metodología requiere de asumir algunos aspectos entre los que destacan:

- 1) Los esquemas de distribución constituyen una base de datos empíricos para análisis biogeográfico.
- 2) Los patrones de distribución proveen información acerca de dónde, cuándo y cómo los animales y plantas evolucionan.
- 3) El componente espacial y temporal de esos esquemas de distribución pueden ser representados gráficamente.
- 4) Planteamiento de hipótesis acerca de cómo las relaciones históricas entre la evolución en los patrones de distribución y la historia de la Tierra pueden ser derivados de correlaciones geográficas entre gráficas de distribución y características geológicas/geomorfológicas.

Un enfoque panbiogeográfico sobre los patrones de distribución, requiere de herramientas metodológicas y conceptuales que permitan realizar una serie de comparaciones. Criterios biogeográficos específicos son necesarios para identificar distribuciones que exhiban la misma característica espacial (distribuciones homóloga) y aquellas que no lo muestran (distribuciones no homólogas). En la panbiogeografía, las comparaciones también son espaciales, y el concepto de homología es vinculado a características geográficas que permitan una correlación entre los patrones de distribución con los esquemas de geología, geomorfología o tectónica de placas, para formular hipótesis de una relación histórica común (Croizat, 1958).

2.3. Biogeografía ecológica.

La distribución geográfica de las especies y los factores que la determina han sido sujeto de numerosos estudios ecológicos (Brown *et al.*, 1996). Los primeros estudios en este sentido eran enfocados a comprender la distribución de especies de importancia comercial o para la prevención de plagas. Posteriormente, aparecieron trabajos en los que se analizaban la distribución de las especies desde un punto de vista más ecológico, siendo la primera generalización el como los factores climáticos delimitaban la distribución de las especies en el hemisferio norte, mientras que en el hemisferio sur, la distribución de las especies dependía más de las interacciones ecológicas con otras especies (Dobzhansky, 1950; Mac Arthur, 1972; Arita y Rodríguez, 2003). Entre estas interacciones interespecíficas, se puede destacar la selección de hábitat por parte de las diferentes especies, ya sea por la cantidad de presas disponibles, para evitar la competencia, o para evitar posibles depredadores. El reparto del recurso espacio, tiempo y alimento, también es otra manera de dividir los recursos presentes en un área determinada, para reducir la competencia (Pianka, 1973; Sokolov, Halfiter, y Ortega, 1992). Estos tres ejes de división de recursos, también pueden ser un factor clave en la distribución geográfica de cualquier ser vivo.

Por otra parte, se puede mencionar que los límites del área geográfica de una especie, pueden estar determinados por barreras ecológicas: la interacción entre las necesidades de nicho de los organismos y las características abióticas y bióticas del ambiente. Existen algunas excepciones como lo son ciertas especies exóticas de introducción reciente, que durante algún tiempo no están ecológicamente limitadas y extienden su área de distribución exponencialmente (Van den Bosch, *et al.*, 1992).

Otros aspectos relevantes sobre la ecología de los límites del área de distribución geográfica son:

- 1) Dinamismo. Si las condiciones limitantes varían, entonces los límites de las áreas geográficas fluctuarán en espacio y tiempo. La tasa y magnitud de los cambios dependerán tanto del patrón de variación ambiental como de la dinámica poblacional de los organismos (Brown, 1995).
- 2) Formación de barreras. Las condiciones ambientales que también limitan el área de distribución, definen lo que los biogeógrafos llaman “barreras”. Estas son áreas inhóspitas que no pueden sostener a una población, de tal manera que la dispersión se puede dar de manera rápida a través de estas zonas y generalmente los organismos realizan esta travesía durante algún estado resistente de su ciclo de vida. El reconocimiento de barreras implica una separación de áreas potencialmente habitables (Schoener, 1988).
- 3) Condiciones físicas. Todas las fronteras de áreas geográficas son impuestas en última instancia por la variación de las condiciones abióticas en la

superficie terrestre, es decir, por condiciones físicas (Brown, 1995). Los límites más cercanos pueden ser marcados por una interacción biótica, como por ejemplo, la presencia de un depredador o patógeno, o por la ausencia de una presa esencial o huésped. Pero la razón por la que la otra especie tiene su efecto limitante en un lugar en particular y no en otro, posiblemente se deba a una característica del ambiente abiótico presente o del pasado (Myers y Giller, 1988).

A un diferente nivel espacial y temporal (más corto), la biogeografía ecológica se enfoca de manera particular al estudio de las especies existentes, tratando de explicar los patrones de distribución en términos de las interacciones de los organismos con su ambiente físico y biótico en la actualidad y en un pasado reciente (Myers y Giller, 1988). A una escala espacio-temporal corta, esta disciplina intenta identificar aquellos procesos que limitan la distribución de las diferentes poblaciones de especies y mantienen la diversidad de organismos. En una escala mayor, se busca explicar como algunas variables tales como latitud y altitud influyen en el patrón de distribución (Myers y Giller, 1988).

2.3.1. Biogeografía de Islas.

La primera teoría real sobre la dinámica de especies que influye en su distribución, fue propuesta por MacArthur y Wilson (1963). Esta teoría sugiere que el número de especies que habita una isla o parche aislado de hábitat, representa un equilibrio dinámico entre las tasas de origen y extinción. Es decir, la tasa de colonización decrece conforme se incrementa el aislamiento o con la distancia a la tierra firme más cercana o a cualquier otra fuente de posibles colonizadores, mientras que la tasa de extinción decrece conforme aumenta el tamaño y diversidad del hábitat del parche o de la isla. A pesar de que MacArthur y Wilson (1967) reconocieron que, especialmente en islas grandes, pueden aparecer nuevas especies tanto por la inmigración de otras fuentes como por la especiación dentro de la isla, su modelo simplificado atribuye el origen a la colonización.

Aunque el modelo de biogeografía de islas ha sido criticado, ha desempeñado un papel importante en la revitalización de la biogeografía en décadas recientes (Simberloff, 1974, 1980; Gilbert, 1980; Brown, 1981, 1986, 1988, 1995). El modelo de MacArthur y Wilson predice patrones de variación en la riqueza específica con respecto al tamaño y aislamiento de la isla. La mayoría de las investigaciones sobre biogeografía de islas empiezan poniendo a prueba estas predicciones, ya que son robustas, cualitativas y pueden ponerse a prueba fácilmente. Actualmente, muchos de los avances en biogeografía de islas han venido del desarrollo de modelos alternativos para explicar casos en los que las predicciones no se sostienen (Brown, 1971; Brown y Kodric-Brown, 1977; Simberloff, 1980).

Varios investigadores han tratado de generalizar el modelo de MacArthur y Wilson a sistemas no insulares para tratar de explicar patrones de riqueza específica en gradientes latitudinales o altitudinales sobre masas continentales o para cambios temporales en la diversidad (Rosenzweig, 1975, 1992; Brown, 1988). Una característica importante de este tipo de estudios es la incorporación explícita de la especiación, en lugar o además de la colonización, como un proceso de relevancia en el origen y distribución de las especies.

El número de especies descubiertas en un área particular incrementa con el tamaño del área examinada. Cuando las áreas consideradas son islas, el número de especies descubiertas en un grupo taxonómico particular, como aves y lagartijas, incrementa de forma predecible con respecto al área de la isla hasta llegar a un grado de saturación (Wright, 1981; Fig. 2.3).

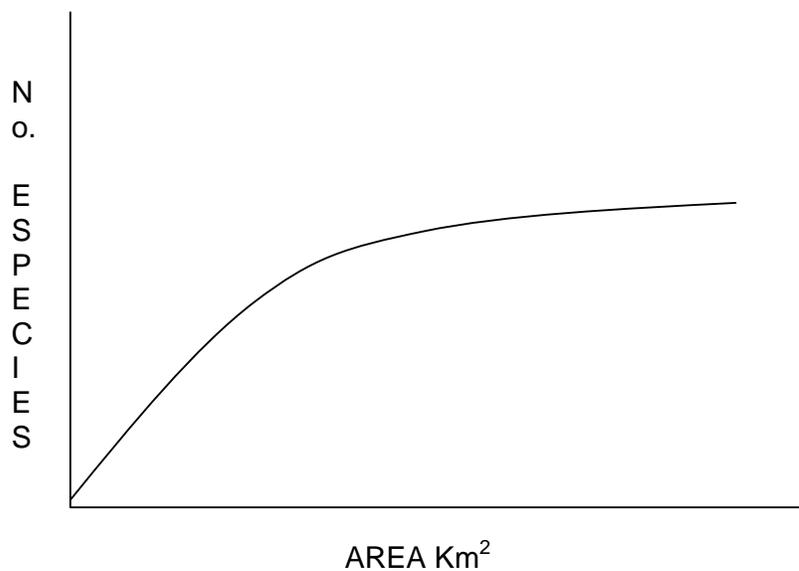


Figura 2.3. Relación que guardan la cantidad de especies dentro de un área. Se puede apreciar que mientras más grande sea el área más especies van a encontrarse en la misma hasta llegar a una saturación.

2.3.2. Macroecología.

El término macroecología fue acuñado por Brown y Maurer (1989) para referirse a un programa de investigación sobre los patrones de organización de los ensambles de especies a nivel regional y continental. Posteriormente, Brown (1995) realizó una síntesis de los preceptos teóricos de los resultados principales de esta línea de investigación emergente. Con base en esta síntesis, en pocos años la macroecología se ha convertido en una disciplina con estructura y objetivos propios con una serie de propuestas metodológicas (Blackburn y Gaston, 1998; Ruggiero y Lawton, 1998; Marquet y Cofré, 1999). Esta disciplina se ha enfocado al estudio del reparto de recursos alimentario y espacial entre las especies a grandes escalas espaciales (Brown

y Maurer, 1989; Brown, 1995). Su objeto de estudio son los ensamblajes de especies a diferentes escalas, desde la local hasta la mundial, pasando por la regional y la continental. Las unidades de estudios son las especies, y las variables son atributos de éstas, tales como áreas de distribución geográfica, densidad poblacional y masa corporal. Con estas herramientas macroecológicas también se pueden analizar atributos de los ensamblajes como son la riqueza y diversidad de especies así como la diversidad ecológica. Asimismo, es posible analizar los cambios en la composición y la estructura de estos ensamblajes a diferentes escalas y sitios, permitiendo el análisis de los patrones de anidamiento de especies y similitud entre sitios (Arita y Rodríguez, 2003).

La macroecología es en esencia una disciplina observacional y no experimental (Brown, 1995; Blackburn y Gaston, 1998). El método más usado para contestar preguntas macroecológicas es el análisis de patrones repetitivos relacionados con algún atributo de las especies o ensamblajes de especies. La macroecología es una manera de estudiar las relaciones entre los organismos y su ambiente que implica caracterizar y explicar los patrones estadísticos de abundancia, distribución y diversidad (Brown y Maurer, 1989). Uno de los enfoques de esta disciplina es la de caracterizar patrones en las distribuciones estadísticas de variables entre individuos, poblaciones o especies a escalas espaciales y/o temporales relativamente grandes para obtener muestras suficientemente grandes. Otro de los enfoques es el de investigar las implicaciones que tienen otras disciplinas tales como biogeografía, paleobiología, sistemática y las Ciencias de la Tierra para expandir la escala de investigación ecológica (Brown, 1995).

Además de tratar de explicar los patrones de distribución de las especies de manera espacio temporal a escalas relativamente grandes, la macroecología busca una explicación en el cómo influye el tamaño de un área geográfica en la distribución de los organismos por su talla o masa corporal, la relación entre la abundancia y la distribución dentro y entre las especies, el cómo están estructuradas las comunidades de biotas continentales, etc. (Brown, 1995; Brown y Maurer, 1989). Estos esquemas muestran cómo la configuración del rango geográfico de distribución está influenciada por condiciones ecológicas que limitan a las poblaciones locales de organismos en cualquier escala geográfica y geológica continental que reflejan la historia tectónica y climática de la Tierra (Brown y Maurer, 1989). Los trabajos que tratan de considerar los factores antes mencionados, intentan combinar las perspectivas macroecológicas de la biogeografía y macroevolución con aproximaciones a escalas menores tales como genética de poblaciones, fisiología, poblaciones y ecología de comunidades (Cody, 1975; Brown, 1987).

2.4. Biogeografía de lacertilios.

El origen y diversificación de los lacertilios puede ser considerado en el contexto de la deriva continental. Por muchos años, los biogeógrafos asumieron la presencia de estos organismos a nivel local y continental. Como resultados de esta conjetura, las interpretaciones de la similitud faunística entre ambos niveles confiaba sobre una serie de mecanismos de transporte hipotético de un continente a otro, tales como puentes de tierra o una serie de organismos cruzando masas grandes de agua. Estos eventos de dispersión de distancias largas son eventualmente improbables, aunque en algunos, hay evidencia de que así ocurrió (Pianka y Vitt, 2003). Entre las evidencias más primitivas del origen de los lacertilios destacan los peliguanidos (Carroll, 1988). Se conoce un fósil de *Peliguana* a partir de un cráneo aislado del pérmico superior y triásico inferior (cerca de hace 250 millones de años) del sur de África. Otro peliguanido del triásico inferior de Australia es *Kudnu mackinleyi*, el cual es considerado por algunos investigadores el ancestro de todos los escamosos (grupo al que pertenecen todas las lagartijas). Esta presencia de los fósiles peliguanidos en el hemisferio sur, sugieren que el grupo de lacertilios apareció en Gondwana (Molnar, 1985). Las lagartijas verdaderas no aparecen sino hasta el jurásico tardío (hace alrededor de 150 millones de años), posteriormente existe un vacío en el registro fósil de casi 50 millones de años (Estes, 1983). Algunos fósiles de lagartijas son relativamente más recientes, tal vez gran parte de la evolución de los primeros lacertilios ocurrió durante el jurásico y cretácico sobre el supercontinente Pangea (Estes, 1983). Hay evidencia que algunos grupos de lagartijas aparecieron de Gondwana (Molnar, 1985), pero otros grupos se originaron en el Hemisferio Norte (Laurasia) y subsecuentemente se fueron dispersando hacia el sur. Cuando Laurasia se separó de Gondwana a mediados del jurásico, se formaron dos macizos continentales aislados. Existen registros que en la Gondwana se encontraban los geckos e iguanas primitivas (Estes, 1983; Kluge, 1987), mientras que Laurasia contenía los geckos eublefaridos, scincidos y anguidos (Estes, 1983). Cuando Gondwana se fragmentó de nuevo, estos geckos e iguanidos se aislaron en tres masas de tierra continental, África (agamidos y geckonidos), Sudamérica (iguanidos y sphaerodactylinos), y Australia (agamidos y diplodactylidos) (Pianka y Vitt, 2003). Los geckos y scincidos se distribuyeron ampliamente, hasta convertirse en organismos prácticamente cosmopolitas, mientras que otros grupos permanecieron confinados a la masa continental de origen (cordilidos, coritofanidos, crotafítidos, diplodactylidos, gymnoftálimidos, hoplocercínidos, iguanidos, lanthonotidos, leiocephalínidos, leiosaurínidos, liolaemínidos, oplurínidos, prhynosomatidos, polychrotidos, pygopodidos, sphaerodactylínidos, tropidurínidos, y xantúsidos), o exhibieron una dispersión más limitada

(agamidos, anguidos, chamaleónidos, helodermátidos, lacertidos, teiidos y varanidos) (Estes, 1983; Kluge, 1987; Pough, *et al.*, 2001).

En México, la distribución geográfica de este grupo de organismos, está relacionada principalmente a la fisiografía del país (Flores-Villela, 1993a). En la República Mexicana se han clasificado 19 regiones fisiográficas (West, 1971; Flores-Villela, 1993a, Fig. 2.4), las cuales albergan 15 familias de lacertilios de un total de un total de 23 familias a nivel global (Flores-Villela, 1993b) (Cuadro 2.1).

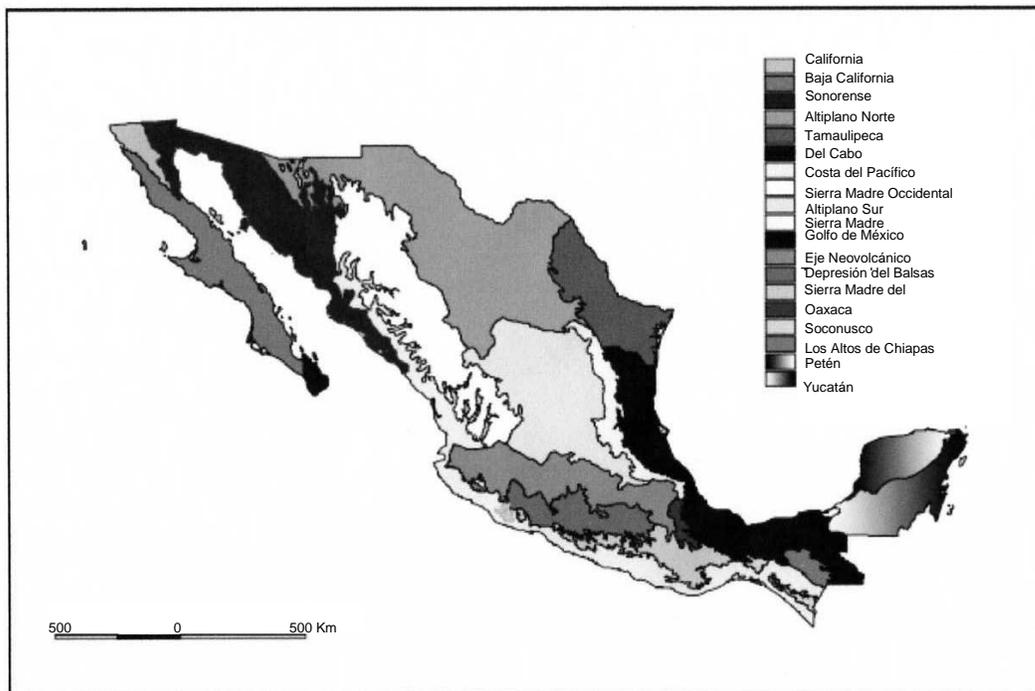


Figura 2.4. Regiones fisiográficas de México.

Cuadro 2.1. Diferentes familias de lacertilios presentes en el mundo. *Familias presentes en México.

FAMILIAS	
Chamaleonidae	Xantusiidae*
Corytophanidae*	Lacertidae
Crotaphytidae*	Teiidae*
Hoplocercidae	Gymnophthalmidae*
Iguanidae*	Scincidae*
Opluridae	Cordylidae
Phrynosomatidae*	Anguidae*
Polychrotidae*	Xenosauridae*
Tropiduridae	Dibamidae*
Eublepharidae*	Helodermatidae*
Gekkonidae*	Varanidae
Pygopodidae	

2.4.1. Origen y distribución de la herpetofauna en México (incluyendo lacertilios).

El registro fósil de reptiles en nuestro país es incompleto. Algunos reportes datan del plioceno y pleistoceno, de los cuales, la gran mayoría pertenecen al pleistoceno tardío (Flores-Villela, 1993a) (Cuadro 2.2).

Algunos autores han realizado notables contribuciones sobre los esquemas del posible origen y distribución de la herpetofauna mexicana (Savage, 1960, 1966, 1982; Smith, 1949; Stuart, 1964). Estos esquemas pueden explicarse por cuatro unidades de origen: la primera, el elemento antiguo del norte está comprendido por géneros que son extratropicales pero que en América están conformados por formas tropicales. Estos géneros o sus ancestros tuvieron una distribución circumpolar, pero se vieron forzados a migrar hacia el sur cuando su hábitat se fragmentó, formando zonas aisladas debido a las glaciaciones del cenozoico. Algunos ejemplos están representados por especies pertenecientes a la familia Xantusiidae. La segunda unidad de origen es el elemento Sudamericano, cuya historia evolutiva se centra en el sur de América, también durante el cenozoico (Savage, 1982). La tercera unidad de origen es el elemento reciente del norte, conformado por los géneros *Phrynosoma*, *Sceloporus* y *Cnemidophorus* (siendo el último considerado como *Aspidoscelis*, Reeder *et al.*, 2002), los cuales se distribuyen en áreas extratropicales xéricas. La unidad de origen más importante desde el punto de vista histórico, es

el elemento centroamericano representado principalmente por el género *Basiliscos*. Este elemento permitió el intercambio de fauna entre Norte y Sudamérica; es considerado principalmente mesoamericano, determinando especies endémicas a México y Centroamérica, las cuales pudieron haber evolucionado de manera aislada a finales del eoceno (Savage, 1982).

Cuadro 2.2. Registro fósil de lacertilios en México hasta 1993. El signo + indica las especies extintas.

ESPECIE	PERIODO GEOLOGICO	ESTADO
<i>Ctenosaura similis</i> +	Pleistoceno	Yucatán
<i>Delatmena premaxilaris</i> +	Pleistoceno	Yucatán
<i>Laemantus alticoronatus (serratus)</i> +	Pleistoceno	Yucatán
<i>Paradipsosaurus mexicanus</i> +	Eoceno-Oligoceno	Guanajuato
<i>Phrynosoma josecitensis</i> +	Pleistoceno	Nuevo León
<i>Phrynosoma orbiculare</i>	Pleistoceno	Nuevo León
<i>Sceloporus jarrovi</i>	Pleistoceno	México
<i>Sceloporus variabilis</i>	Pleistoceno	Tamaulipas
<i>Sceloporus sp.</i>	Pleistoceno	Tamaulipas
<i>Aspidoscelis gularis</i>	Pleistoceno	Tamaulipas
<i>Lepidophyma arizeloglyphus</i> +	Pleistoceno	Yucatán
<i>Lepidophyma sp.</i>	Pleistoceno	Tamaulipas

CAPÍTULO 3.

DIVERSIDAD BIOLÓGICA.

El término biodiversidad se refiere a la suma total de las especies que habitan el planeta, tomando en cuenta su gran variedad de estructuras, funciones e integración genética, siendo un elemento esencial, complejo, altamente vulnerable y muy poco conocido de los sistemas terrestres de soporte vital (Wilson, 1988).

La diversidad biológica es una respuesta de los organismos a sus interacciones con los elementos del paisaje natural: hidrosfera, litosfera y atmósfera (Toledo, 1988), es un resultado de millones de años de evolución. La especie humana y sus culturas han emergido de sus adaptaciones a ella, de su conocimiento y utilización. Casi todos los biomas del planeta presentan huellas de la intervención humana, de la selección y domesticación de especies, tanto vegetales como animales. Estas especies domesticadas, junto con las silvestres, forman parte de esta diversidad biológica (Soldbrig, van Emden y van Oordt, 1994). Por esta razón, la biodiversidad presenta dos dimensiones: biológica y cultural. Comprende tanto la diversidad genética, la de especies y la de ecosistemas que integran la biosfera, como los múltiples procesos culturales que, en diferentes épocas y contextos ecológicos, han caracterizado la relación del hombre con su ambiente natural (Toledo, 1988).

En el tránsito de la historia de la vida, la biodiversidad es cada vez más dependiente de dos factores: a) el mantenimiento de las estructuras y las funciones de la biota y b) las estrategias seguidas por la sociedad humana para su apropiación. Entre las millones de especies que la constituyen, el *Homo sapiens* es una sola, y ni siquiera, la más numerosa. Sin embargo, esta especie ha llegado a controlar en su breve historia sobre la Tierra, una parte desproporcionada de la diversidad biológica (Toledo, 1988). Desde los inicios de la historia humana y durante miles de años, el hombre creó una serie de estrategias de sobrevivencia que lograron mantener un equilibrio dinámico en los múltiples y complejos ecosistemas naturales y artificiales, de los que formaba parte. A pesar de ello, en fechas recientes el hombre ha impulsado un vasto proceso orientado a la conversión de ecosistemas complejos en ecosistemas simples, poniendo en riesgo la estabilidad de los fundamentos biofísicos de la vida y desencadenando lo que se ha llamado “la crisis de la biodiversidad” (Dirzo, 1990).

3.1. Biodiversidad.

La biodiversidad es una intrincada red que va desde organismos microscópicos hasta individuos con dimensiones grandes. La variación es una de las propiedades fundamentales de esta diversidad. El número de individuos de una especie a otra varía de forma significativa en el tiempo y de especie a especie. Algunas especies cuentan con millones de individuos, mientras que otras sólo puede contarse por decenas. Nadie sabe en realidad cuantas especies existen. Los científicos han estimado que esta cifra puede oscilar entre 1.5 y 1.8 millones de especies, sin embargo, otros investigadores han calculado que esta cifra puede extenderse hasta los 3.6 millones de especies que habitan actualmente la Tierra (Wilson, 2003).

La biodiversidad es el producto de la evolución y la biogeografía, con la ecología como fenómeno determinante inmediato (Dirzo, 1990). Puede ser considerada como una triada biológica, constituida por: a) diversidad de formas del mismo “gen” dentro de una misma especie, es decir, diversidad genética; 2) el cúmulo de diferencias genéticas que caracterizan a diferentes poblaciones y 3) las enormes bibliotecas de información genética que caracterizan a cada una de las especies (Ledig, 1988).

La alta riqueza biológica de México, es un producto combinado de la gran variación fisiográfica y climatológica de su superficie. Estos factores al mezclarse forman un mosaico muy diverso de condiciones ambientales y microambientales (Flores-Villela y Gerez, 1988). Asimismo, la compleja historia geológica de la región y su posición geográfica intermedia entre Norteamérica y Sudamérica, le han dado un carácter único, debido al intercambio faunístico que se ha dado, no teniendo comparación con ninguna otra región del planeta (Savage, 1982), así como una alta tasa de diferenciación *in situ* que ha propiciado una gran cantidad de endemismos (Escalante *et al.*, 1993). Por todo lo anterior se reconoce mundialmente a México como un país megadiverso (Toledo, 1988). Entre los grupos biológicos mejor conocidos en nuestro país están los vertebrados terrestres (anfibios, reptiles, aves y mamíferos), constituyéndose como un modelo adecuado para entender los patrones de distribución de la biota en México. Dentro de este grupo de vertebrados, los reptiles son de suma importancia desde el punto de vista ecológico y cultural (por ejemplo, el escudo nacional, relieves de construcciones prehispánicas, etc.), y su gran diversidad coloca a México como primer lugar a nivel mundial (Dirzo, 1990).

3.2. Diversidad herpetofaunística en México (incluyendo lacertilios).

La diversidad de la herpetofauna de México constituye uno de los más importantes elementos de la fauna de vertebrados de nuestro país, debido a la presencia de 804 especies de reptiles (Flores-Villela y Canseco-Márquez, 2004).

Numerosos estudios han contribuido en el conocimiento de la herpetofauna de México. Dentro de estos trabajos, destaca el de Smith y Smith (1973-1979) "Synopsis of the Herpetofauna of Mexico" debido a la gran compilación de material realizada por los autores. En general, la herpetofauna de México forma un porcentaje importante del número de familias, géneros y especies a nivel mundial, contribuyendo con casi el 10% de todos los reptiles que habitan en el planeta.

Como se comentó anteriormente, esta gran diversidad de reptiles, se debe principalmente a la fisiografía del país, que a su vez determina una gran cantidad de hábitats y microhábitats susceptibles a ser utilizados por este grupo taxonómico. Por otra parte, cabe destacar que la posición geográfica de nuestro país es clave dentro de las grandes regiones biogeográficas, ya que la región nearctica y neotropical coinciden en México, y esta zona de transición determina la gran diversidad no sólo en reptiles, sino en todos los grupos de vertebrados terrestres en general (Toledo, 1988).

3.3. Extinción de especies.

La extinción de una especie representa la terminación de una unidad importante de organización biológica y un linaje de información genética. Los humanos modernos han causado una tal cantidad de extinciones, que han tenido oportunidad de estudiar todo este proceso (Brown, 1999).

Una especie se extingue cuando el último individuo que la compone muere, pero este es punto final relativamente trivial de una cadena de hechos mucho más complicada e interesante. Siempre que la tasa de mortalidad exceda a la de natalidad, la extinción es inevitable. La mayoría de las extinciones son ocasionadas por una combinación de procesos demográficos y cambios ambientales (MacArthur y Wilson, 1967; Goodman, 1986; Pimm, 1991).

La probabilidad de extinción de una especie se incrementa con la disminución del tamaño poblacional. En poblaciones muy pequeñas los eventos por azar, como proporción entre sexos y estructura de edades, pueden resultar en un fracaso relativo o absoluto en la reproducción (Brown, 1999).

Por otra parte, las poblaciones con una alta fluctuación tienen una probabilidad mayor de llegar a cero que las poblaciones relativamente constantes de tamaño promedio comparable. Aunque muchas fluctuaciones pueden ser ocasionadas por un cambio ambiental, también pueden ser influidas por características demográficas intrínsecas, tales como altas tasas de mortalidad (MacArthur y Wilson, 1967).

El registro fósil muestra que las especies se han ido extinguiendo durante toda la historia de la vida en la Tierra. Cerca del 99 % de todas las especies que han habitado el planeta desde su origen, han desaparecido. Los paleontólogos y macroevolucionistas distinguen dos tipos extremos de extinciones: extinciones de fondo y extinciones masivas. Las extinciones de fondo se refieren a las desapariciones de linajes que ocurren a tasas bajas o moderadas a lo largo del registro fósil. En contraste, las extinciones masivas se refieren a las tasas altas de extinción ocurridas durante intervalos de tiempo relativamente cortos y que usualmente ocurrieron sincrónicamente para muchos tipos de organismos (Raup, 1979, 1986; Raup y Sepkoski, 1982, 1984; Sepkoski, 1982, 1986).

El registro fósil proporciona pocas pistas sobre las causas de la mayoría de extinciones de fondo. De hecho, la aparente aleatoriedad de la desaparición de linajes, llevó a Van Valen (1973) a plantear la hipótesis de que la evolución es una competencia coevolutiva en la cual aquellas especies que no pueden mantener el ritmo de la competencia y la depredación de las otras especies continuamente se están extinguiendo. Sin embargo, es difícil documentar este proceso de coevolución en el registro fósil. Hay pruebas mucho más fehacientes de que varias de las extinciones masivas fueron ocasionadas por rápidos cambios ambientales a nivel global (Jablonski, 1986). Stanley (1984), ha sugerido que un cambio climático global, especialmente episodios de enfriamiento y glaciación, ha sido la causa de varias extinciones masivas. Dos de las extinciones más grandes en el registro fósil sucedieron en los límites entre las épocas Pérmica y Triásica, y entre el cretácico y el terciario. La causa del primer episodio de extinción masiva sigue aún sin aclararse. En la actualidad, hay pruebas fehacientes de que el segundo evento de una gran extinción fue provocado debido al impacto de un gran asteroide, produciendo una gran cantidad de partículas en la atmósfera, provocando un enfriamiento rápido y desatando las extinciones casi simultáneas de dinosaurios, amonitas y muchos otros linajes (Álvarez *et al.*, 1980, 1984). Tal vez la prueba más convincente es el descubrimiento de un cráter producido por el asteroide en la costa de Yucatán (Swisher *et al.*, 1992).

Por otra parte, el tamaño corporal grande aparece como una característica asociada con tasas altas de extinción durante episodios de cambio ambiental. Los dinosaurios y otras clases de reptiles gigantes se extinguieron en el límite del cretácico-terciario. Las extinciones en Norteamérica durante el pleistoceno tardío eliminaron diferencialmente a los mamíferos de gran tamaño corporal (Martin y Klein, 1984; Owen-Smith, 1989). Las aves que desaparecieron aproximadamente al mismo tiempo incluían especies de tamaño grande, tanto carnívoras como carroñeras (Grayson 1977, 1984).

El tamaño grande tiene por lo menos dos correlaciones que contribuyen a la susceptibilidad de la extinción. Por un lado, el tamaño grande restringe severamente la densidad poblacional, y por ende, el tamaño de la población. Los organismos grandes son menos comunes que sus parientes más pequeños, y por tanto, cualquier cambio ambiental que reduzca sus poblaciones, incrementa sus probabilidades de extinción. En segundo lugar, los organismos grandes tienen características de historias de vida que los hacen susceptibles al cambio ambiental. Muchos mamíferos, aves y reptiles de talla corporal grande producen puestas pequeñas o camadas relativamente grandes con largos intervalos entre camadas. Cualquier cambio ambiental que ocasione una mortalidad adicional o un fracaso reproductivo puede cambiar la situación de manera que las tasas de natalidad no sean suficientes para contrarrestar las tasas de mortalidad, de tal forma que la extinción se hace inevitable (Brown, 1995).

Por último, es importante señalar la función que ha desempeñado el hombre en la extinción acelerada de muchas especies. La fragmentación y explotación del hábitat donde ocurren gran parte de las especies silvestres, el uso de organismos como mascotas y en la medicina tradicional, la utilización de fauna silvestre como fuente de alimento por algunos grupos étnicos, así como el empleo de estos animales o derivados de los mismos en algunas actividades económicas (por ejemplo, la elaboración de bolsas, zapatos, cinturones, abrigos, etc) han propiciado una drástica disminución en las poblaciones de reptiles (Carpenter *et al.*, 2004). La reducción o transformación de hábitat antes mencionado ha afectado a gran parte de los reptiles, principalmente los lacertilios han sido más vulnerables a las actividades antropogénicas (Pianka y Vitt, 2003) cuyas poblaciones cercanas a asentamientos humanos son susceptibles a disminuir. Sin embargo, esta modificación del hábitat puede ser benéfica para otras pocas especies (Lemos-Espinal, 1984; Woolrich-Piña *et al.*, 2006).

3.3.1 Declinación de poblaciones silvestres.

Uno de los cuestionamientos utilizados en la conservación biológica es si las diferentes poblaciones de organismos están disminuyendo debido a oscilaciones “normales de su población” o son provocadas por las diversas actividades antropocéntricas que pudieran provocar un daño irreversible a esas poblaciones.

La evidencia más fehaciente en la declinación de especies silvestres es el impacto producido por el hombre en el hábitat de estos organismos, ya sea por su destrucción o modificación. Muchos de estos hábitats se están perdiendo a pasos acelerados debido al crecimiento de los asentamientos humanos vinculados al desarrollo económico de las diferentes regiones (Pough *et al.*, 2001). Un incremento en el número de personas de cualquier población, demanda más tierra, requiriendo una mayor cantidad de productos obtenidos de los recursos naturales. En muchos lugares del planeta, la destrucción de los diferentes hábitats va de la mano con problemáticas sociales de pobreza, educación y aspectos económicos. Actualmente, los bosques tropicales del mundo están siendo destruidos en un 50% más rápido con respecto a finales de los años ochenta y principios de los noventa (FAO, 2001). Esta destrucción afecta de manera directa a la biodiversidad, ya que estas zonas son las que presentan una riqueza alta de especies, entre ellas, de reptiles. De acuerdo con la tasa de deforestación actual, en los relictos de bosque tropical que queden, no habrá ningún reptil endémico en el lugar (Pough *et al.*, 2001). No sólo los bosque tropicales están siendo fragmentados, otra serie de ambientes como desiertos y pastizales han sufrido la acción de la manipulación del hombre (Tabla 3.1).

Detectar un descenso en las poblaciones puede ser difícil. Por esta razón, es necesaria la realización de estudios sobre poblaciones y comunidades a largo plazo para comprender las tendencias y fluctuaciones de las mismas (Tinkle, 1979). Algunos estudios sobre estos tópicos realizados con reptiles demuestran que la variación temporal en ciertas poblaciones se deben a causas naturales, como por ejemplo a períodos de sequía (Shine, 1991) y depredación a grupos específicos de edades (crías, juveniles, etc.) (Gibbons, 1990).

Una de las dificultades en demostrar si las tendencias observadas en el tamaño de la población constituye una fluctuación normal o anormal consiste en el tiempo de duración de los estudios realizados en campo. Los monitoreos de corta duración sobre la estructura y tamaño de una determinada población pueden demostrar el estatus actual, pero no revelan nada al respecto sobre las tendencias a largo plazo sobre estas poblaciones (Gibbons *et al.*, 2000).

Tabla 3.1. Pérdida de hábitat a nivel global. Los porcentajes representan la cantidad de hábitat perdido en cada país en 1991.

PAIS	AMBIENTE	PORCENTAJE PERDIDO
Argentina	Bosque	50 %
Guatemala	Bosque	60 %
México	Bosque	66 %
Grecia	Bosque	70 %
India	Bosque	78 %
Filipinas	Bosque	79 %
Etiopía	Bosque	86 %
Bangladesh	Bosque	96 %
Madagascar	Savana/Pastizal	78 %
Nigeria	Savana/Pastizal	80 %
Nueva Zelanda	Savana/Pastizal	90 %
Estados Unidos	Savana/Pastizal	Casi el 100%
Camerún	Humedales	80 %
Italia	Humedales	94 %
Australia	Humedales	95 %
Tailandia	Humedales	96 %
Vietnam	Humedales	Casi el 100 %
Pakistán	Desierto/Matorral	69 %
Sri Lanka	Desierto/Matorral	75 %
India	Desierto/Matorral	88 %

No cabe duda de que las especies de reptiles están declinando a una escala global. Se presume que las principales causas en este descenso de las poblaciones son: 1) Pérdida, degradación y fragmentación del hábitat, 2) introducción de especies invasoras, 3) contaminación ambiental, 4) enfermedades y 5) uso y explotación insostenible (Gibbons *et al.*, 2000).

La fragmentación del hábitat implica la ruptura de un paisaje que originalmente era continuo, difiriendo en la configuración espacial de los parches de vegetación, presentado un efecto negativo sobre la fauna. La pérdida y fragmentación de hábitat ha provocado la declinación de poblaciones

de reptiles terrestres. Las plantaciones de pinos en Sudáfrica han amenazado a una especie de scíncido (*Acontias breviceps*) y han extinguido a otra lagartija (*Tetradactylus eastwoodae*) (Branch, 1998). Otro ejemplo bien documentado es el realizado por Ballinger y Congdon (1996) quienes observaron que al sustituir zonas arbustivas por tierras ganaderas en las montañas Chiricahua, en Arizona, la población de la lagartija *Sceloporus scalaris* disminuyó, debido a que esta especie utiliza los arbustos para esconderse de sus depredadores y para protegerse de las condiciones invernales adversas. La pérdida de hábitat es el problema más grande que enfrentan todas las poblaciones de serpientes en Australia (Shine, 1991).

El vínculo entre hábitat intacto y persistencia de las especies es un tema fundamental en la ecología y conservación biológica (Meffe y Carroll, 1994; Mittermeier *et al.*, 1999). Por otro lado, la mera presencia humana puede constituir una forma incidental de degradación del hábitat, si el hábitat por sí mismo permanece intacto. Los posibles mecanismos del descenso de las poblaciones por pérdida y fragmentación del hábitat pueden ser: remoción de especies, atropellamiento en carreteras, y facilidad de captura por parte de depredadores, entre otros (Garber y Burger, 1995).

La introducción de especies ha sido otra problemática involucrada en el descenso de las poblaciones silvestres. El colapso de reptiles endémicos por la introducción de especies exóticas ha sido bien documentado (Gibbons *et al.*, 2000). Numerosas especies de lagartijas han sido extirpadas de muchas islas por la introducción de ratas y gatos, entre otros (Case y Bolger, 1991). Un lacertilio primitivo como la Tuatara (*Sphenodon punctatus*) habitaba las dos principales islas de Nueva Zelanda, así como otras decenas de islas pequeñas. Desde finales del siglo XIX se ha observado un declive en esta especie, sólo habitando unas cuantas islas pequeñas (Daugherty *et al.*, 1990). En las islas Galápagos, los cerdos ferales han causado una extinción cercana a la tortuga gigante *Geochelone elephantopus* (Thornton, 1971). Dentro de los principales sospechosos en la disminución de especies endémicas están las ratas, que generalmente se alimentan de los huevos, crías y juveniles de los diferentes grupos de animales que habitan las islas. Sin embargo, también se ha observado que la introducción de lagartijas a otras islas, también ha causado un efecto negativo sobre los lacertilios endémicos (Losos *et al.*, 1993; Rodda, 1992). La tierra continental no está exenta de estos procesos, existen reportes que la introducción de hormigas de fuego (*Solenopsis invicta*) han mermado algunas poblaciones de reptiles en Norteamérica (Allen *et al.*, 1997; Goin, 1992).

El tercer factor causante en la disminución de las diferentes poblaciones de reptiles es la contaminación ambiental. Los efectos contaminantes en los reptiles es conocido principalmente

para cocodrilos y tortugas, cuyos sexos se determinan ambientalmente. Los huevos grandes de estos organismos pueden incorporar niveles altos de contaminantes, afectando la estructura endocrina de los mismos (Guillette y Crain, 1996). Se ha observado que en algunos sitios contaminados, las tortugas acumulan bifenoles policlorinados (BPC's), dieldrinas y otros contaminantes en tejidos y huevos (Bishop *et al.*, 1994, Cobb y Word, 1997), presentando una reversión sexual y anormalidad en las gónadas (Bergeron *et al.*, 1994; Guillette *et al.*, 1995). Los machos del cocodrilo norteamericano *Alligator mississippiensis*, en Florida, han presentado niveles significativamente reducidos de testosterona en el plasma, así como alteraciones gonádicas por la exposición a estos agentes contaminantes (Guillette *et al.*, 1994).

Algunos efectos no letales en la disrupción endocrina sobre los reptiles puede traer como consecuencia cambios demográficos en las distintas poblaciones cuya consecuencia sería, presumiblemente, un descenso de las mismas (Gibbons *et al.*, 2000).

Un cuarto factor involucrado en el declive poblacional de los reptiles implica el parasitismo y las enfermedades. Una enfermedad en el tracto respiratorio altamente contagiosa provocada por la bacteria *Mycoplasma agassizii* es común entre las tortugas del desierto norteamericano, provocando muchas muertes de ejemplares, siendo de esta manera, una causa potencial en el descenso de las poblaciones (Jacobson, 1993; Smith *et al.*, 1998). Una serie de trabajos bien documentados mencionan padecimientos en el caparazón y plastrón de estos organismos, provocando bajas en el número de individuos, disminuyendo así sus poblaciones (Dodd, 1988; Jacobson, 1994; Lovich *et al.*, 1996).

La quinta consecuencia en la baja poblacional de las especies es el desarrollo insostenible de los recursos naturales, entre ellos, la fauna. El uso humano de las diferentes especies es sostenible si dicho uso es prolongado indefinidamente sin un efecto adverso en la sobrevivencia de las diferentes poblaciones (Ross, 1998). Gran parte del uso de los reptiles en general es claramente insostenible. El comercio (venta como mascotas, derivados con fines terapéuticos) y consumo de estos organismos han extinguido y puesto en riesgo la continuidad de varias poblaciones silvestres de reptiles (Fitch *et al.*, 1982; Spotila *et al.*, 1996; Kiester y Juvik, 1997; Mockenhaupt, 1999; Rhodin, 1999; Sharma, 1999; Williams, 1999). La problemática recién mencionada puede deberse a que los organismo explotados para dichas actividades son reptiles longevos con una madurez sexual tardía, tasa de sobrevivencia alta en adultos y baja fecundidad (Pough *et al.*, 2001). Estas poblaciones no pueden permanecer estables cuando los adultos o juveniles maduros son extraídos en un índice alto para su explotación, disminuyendo el reemplazo mediante la reproducción de

estos animales (Congdon *et al.*, 1993, 1994). Esto no implica que todos los organismos longevos no sean susceptibles a ser explotados. La clave radica en tener estrategias adecuadas de manejo para un uso controlado, es decir, la elaboración de planes de conservación (Ross, 1998).

3.3.2. Planes de conservación.

¿Qué hacer para revertir la declinación de las poblaciones silvestres? Algunas opciones están disponibles. Por lo general, los programas de conservación son multifacéticos, implicando investigación de campo y laboratorio para comprender la biología y ecología de los organismos, educación ambiental para informar al público en general, legislación para proteger las especies en peligro así como su hábitat, reproducción de individuos en cautiverio y programas de manejo (Pough *et al.*, 2001). Actualmente se pone mayor énfasis sobre la protección de alguna especie en particular debido a las características de la misma que pueden llamar la atención del público en general. Uno de los principales objetivos en la conservación de especies es la protección de su hábitat para mantener el potencial evolutivo sobre una escala más amplia a nivel de comunidades y ecosistemas.

La elaboración de planes de conservación se ha venido trabajando desde las tres últimas décadas. Wilson y Willis (1975) presentaron una serie de recomendaciones para la creación de reservas naturales (Fig. 3.1) basándose en los principios de la Teoría de Biogeografía de Islas: a) las tasas de extinción decrecen conforme incrementa el área de distribución y b) las tasas de inmigración (y así los efectos de rescate de la población) disminuyen conforme aumenta el aislamiento, proponen planes y manejos urgentes de reservas naturales, siguiendo cuatro recomendaciones básicas:

- 1) Las reservas individuales (sin considerar corredores biológicos) deben ser tan grandes como sea posible. Así, las tasas de extinción serán más bajas sobre reservas más grandes.

- 2) Hábitats y biotas únicas (endémicas), podrían contenerse en varias reservas. Mientras que cada población aislada presente un riesgo real de extinción, es mucho menos probable que extracciones de organismos ocurran simultáneamente entre todas las poblaciones aisladas.

- 3) Las reservas podrían localizarse cercanas unas de otras, formando corredores biológicos. Debido a que el aislamiento no es tan grande, las reservas pueden ser recolonizadas por poblaciones prevaecientes en otras áreas.

- 4) La reserva de un área determinada puede ser rodeada por una zona de amortiguamiento para evitar el efecto peninsular (la tendencia de las penínsulas a presentar una relativa baja diversidad) y el efecto de borde (el efecto negativo potencial de especies exóticas y la perturbación

que actúa a lo largo de los límites de hábitats fragmentados). El tamaño relativo del borde es minimizado en reservas circulares.

5) La mayor prioridad debe enfocarse sobre aquellas especies con un alto grado de endemismo y vulnerabilidad.

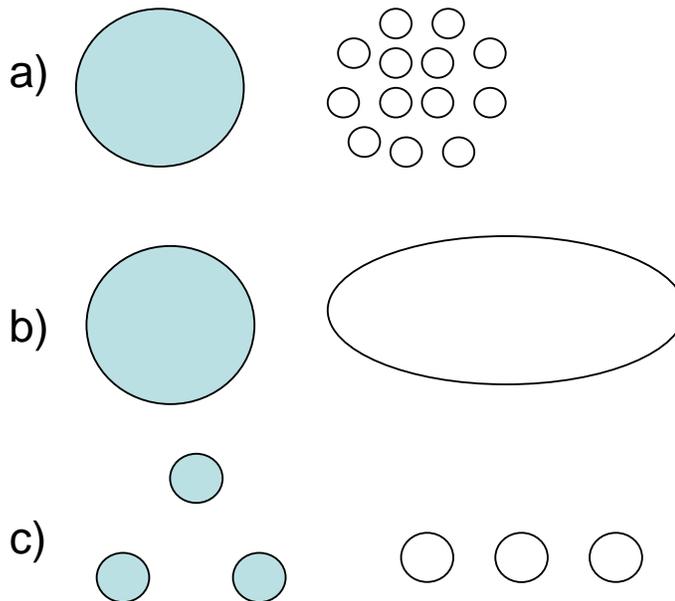


Figura 3.1. La aplicación de los principios de la designación óptima de reservas naturales. En cada par de figuras, la configuración sobre la izquierda es preferente con respecto a la derecha; a) indica que una reserva continua es preferente a una fragmentada; b) el radio del área al límite puede ser maximizado y c) la distancia entre las reservas puede ser minimizado, conectando los diferentes puntos para formar corredores biológicos.

3.3.2.1. Estrategias de conservación y aprovechamiento de reptiles (incluyendo lagartijas).

En la actualidad existen pocos trabajos documentados que aborden estos tópicos. Los esfuerzos se enfocan principalmente en proveer beneficios económicos a los pobladores locales, haciéndoles de su conocimiento que es más valioso un organismo vivo que muerto, y por ende, la protección de las especies pueden ser de gran ventaja a futuro. Una de las estrategias que puede ejemplificar adecuadamente este enfoque de conservación es la industria de veneno en Irula. Irula es una región al sur de la India donde se lleva a cabo un proyecto en el cuál, por un lado, se protegen especies de serpientes venenosas en peligro de extinción, y por otra parte, la gente presenta beneficios económicos (Whitaker, 1989). Durante la década de los 30's, en esta región, los pobladores se dedicaban a la captura de ejemplares para ser utilizados en la industria peletera, dónde eran exportadas cerca de 5 millones de pieles de serpiente anualmente de la India. La sobreexplotación de estos ejemplares fue tal, que a mediados del decenio de 1970, el gobierno creó

un decreto en el cuál prohibió la exportación de pieles, que aunque fue una buena medida de protección de las diferentes poblaciones de serpientes, se les quitó una fuente de ingreso a los lugareños. Una alternativa para el desarrollo económico de esta localidad fue la extracción de veneno para la venta a la industria farmacéutica. Las especies explotadas son *Naja naja* (cobra), *Vipera russelli* y algunas otras especies pertenecientes a los géneros *Echis* y *Bungarus*. Uno de los investigadores que participó en el inicio de este proyecto, les hizo ver a los pobladores que la venta de veneno era mucho más productiva, adquiriendo mayores ganancias económicas que el sacrificar a los organismos para la venta de pieles, y que de tal forma, tenían mayores ingresos económicos al contar con poblaciones numerosas de estos animales (Pough *et al.*, 2001).

Por otra parte, se había observado una alta tasa de mortandad de reptiles por atropellamiento en carreteras pavimentadas. Solamente en Australia, se realizó una estimación que 5.5 millones de reptiles morían anualmente en las carreteras (Ehmann y Cogger, 1985). Desde finales de la década de 1970, se han venido usando toda una serie de señalamientos informativos en carreteras, principalmente europeas, norteamericanas y australianas, sobre el cruce de reptiles. En Europa comenzaron a experimentar con corredores plásticos a desnivel a lo largo de la carretera, de tal manera que un animal no podría trepar por ellos. Si el organismo sigue este nivel, encontraría un túnel por el cuál, pasaría de manera segura al otro lado de la carretera. Esta estrategia ha sido implementada en varios países europeos principalmente (Pough *et al.*, 2001).

Otro ejemplo de cómo los humanos pueden modificar parte de su conducta para la protección de especies, es lo que ocurre en varias playas de la unión americana. Cuando las tortugas marinas emergen del mar para depositar sus huevos en la arena, instintivamente levantan sus cabezas para buscar la parte más brillante del horizonte, lo cuál pueden interpretar como la luz de la luna o de las estrellas reflejada sobre la superficie oceánica y de esta manera seguir la ruta a la playa donde van a ovopositar. En las playas donde hay zonas residenciales, la luz eléctrica provoca una gran confusión hacia los quelonios, los cuales se dirigen a estas zonas, donde al atravesar caminos y carreteras se incrementa la mortandad, y por otra parte, los que logran pasar a salvo, colocan sus huevos lejos de las condiciones de temperatura y humedad óptimas para la eclosión de las crías, donde estas mueren por deshidratación. Para evitar este fenómeno, gran parte de las comunidades costeras donde arriban las tortugas, han impuesto una norma donde no se permite el uso de la energía eléctrica a las zonas aledañas a la playa después de las 11 de la noche, con la finalidad de evitar que estos animales sean desorientados. Desgraciadamente no todas las arribadas se dan

después de esa hora. Sin embargo, se ha estimado que la tasa de mortandad de hembras grávidas en estos lugares ha disminuido hasta en un 70% (Witherington *et al.*, 1990).

El Instituto Smithsonian de Investigación Tropical ha echado a andar un proyecto en Panamá y Costa Rica sobre conservación y manejo de la iguana verde (*Iguana iguana*). Las iguanas son una fuente importante de alimentación en algunas partes de Centroamérica, por esta razón, dicho proyecto pretende aportar incentivos económicos mediante la conservación, manejo de granjas y explotación sustentable de dichos organismos (Witherington *et al.*, 1990). Todo lo anterior consiste en liberar iguanas juveniles para repoblar aquellas áreas donde habían sido cazadas anteriormente. Una vez que estas iguanas alcancen una talla adulta comestible pueden ser cazadas y estos lugares repoblados nuevamente con iguanas juveniles criadas en granjas (Pough *et al.*, 2001). Este proyecto ayuda a conservar a las poblaciones disminuidas y provee un incentivo a los pobladores para proteger sus bosques tropicales. Un proyecto similar es llevado a cabo en la zona costera y del Istmo en el estado de Oaxaca, en la reserva de la Biosfera Tehuacan-Cuicatlán, así como en la costa de Colima, utilizando a la iguana negra (*Ctenosaura pectinata*, observación personal).

El uso sustentable de la vida silvestre puede ser extremadamente valuable para conservar recursos que provean incentivos económicos a la gente local y para la protección del hábitat de dichas especies. Si el valor económico de la especie es considerablemente alto (ya sea por actividad ecoturista, uso de subsistencia o venta), este único factor justificará la preservación tanto de las especies como de los hábitats que ellas ocupan (Fitzgerald, 1994). La Convención sobre Comercio Internacional de Especies de Flora y Fauna Silvestre en Peligro de Extinción (CITES, por sus siglas en inglés), la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) y la WWF, entre otras organizaciones conservacionistas, respaldan la idea de que algunas de las especies de vida silvestre pueden ser explotadas como recursos comerciales renovables. Por ejemplo, el alto precio de las pieles legales de serpientes, otorga un incentivo a los países productores para manejar sus poblaciones de animales para una explotación sustentable. Llevar a cabo lo anterior, implica información acerca de la estructura de edades y dinámica poblacional de cada especie para que los individuos puedan ser removidos sin afectar adversamente la productividad de la población (Pough *et al.*, 2001).

En nuestro país, son pocas las especies de reptiles aprovechadas (Tabla 3.2). Sin embargo, tanto en México como en el resto de los países, es necesario implementar una serie de estrategias que permitan la subsistencia de las diferentes especies, ya que aunque en los ejemplos

mencionados anteriormente se busque una explotación sustentable de este grupo taxonómico, gran parte de ese declive se debe a una explotación insostenible y a la fragmentación de sus hábitats, de tal suerte que requiere de toda una estructura legislativa que regule todos estos procesos.

Tabla 3.2. Explotación de los diferentes grupos de reptiles por parte de las poblaciones humanas en México.

ORDEN	ESPECIE	NOMBRE COMÚN	UTILIDAD
Crocodylia	<i>Caiman crocodylus</i>	Caimán	Piel y carne
	<i>Crocodylus acutus</i>	Cocodrilo	Piel
	<i>C. moreletii</i>	Cocodrilo	Piel
Lacertilia	<i>Ctenosaurua pectinata</i>	Iguana negra	Piel, huevos, carne, y arte
	<i>Iguana iguana</i>	Iguana verde	Piel, huevos, carne, y arte
	<i>Heloderma horridum</i>	Escorpión	Piel y arte
	<i>H. suspectum</i>	Escorpión	Piel y arte
Serpentes	<i>Boa constrictor</i>	Boa	Piel
	Todas las especies pertenecientes al género <i>Crotalus</i>	Víbora de cascabel	Piel, veneno, medicinal
Testudines	<i>Caretta caretta</i>	Caguama	Caparazón, huevos, aceite
	<i>Chelonia agassizi</i>	Tortuga prieta	Caparazón, huevos, aceite
	<i>C. mydas</i>	Tortuga blanca	Caparazón, huevos, aceite
	<i>Eretmochelys imbricata</i>	Carey	Caparazón, huevos, aceite
	<i>Lepidochelys kempfi</i>	Tortuga lora	Caparazón, huevos, aceite
	<i>L. olivacea</i>	Golfina	Caparazón, huevos, aceite
	<i>Dermatemys mawii</i>	Tortuga riverina	Caparazón, huevos, aceite
	<i>Dermochelys coriacea</i>	Laúd	Caparazón, huevos, aceite

3.3.2.2. Políticas legislativas sobre conservación y desarrollo sustentable y especies de lacertilios ubicados en la NOM-059-ECOL 2001.

Debido a la explotación directa e indirecta que han sufrido los reptiles en México, una serie de instituciones de investigación han aportado un conjunto de datos para conocer el estatus de cada una de las diferentes especies. Con base a esta información, el Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental, ingresó un listado de especies a la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, publicada en el Diario Oficial de la Federación el miércoles 6 de marzo del 2002.

Esta Norma Oficial Mexicana tiene por objeto identificar las especies o poblaciones de flora y fauna silvestres en riesgo en la República Mexicana mediante la integración de las listas correspondientes, así como establecer los criterios de inclusión, exclusión o cambio de categoría de

riesgo para las especies o poblaciones, mediante un método de evaluación de su riesgo de extinción.

El aprovechamiento y manejo de las especies y poblaciones en riesgo se debe llevar a cabo de acuerdo a lo establecido en el artículo 87 de la Ley General del Equilibrio Ecológico (LGEEPA), y en los artículos 85 y 87 y demás aplicables de la Ley General de Vida Silvestre (LGVS). El artículo 87 de la LGEEPA menciona que:

ARTICULO 87.- El aprovechamiento de especies de flora y fauna silvestre en actividades económicas podrá autorizarse cuando los particulares garanticen su reproducción controlada o desarrollo en cautiverio o semicautiverio o cuando la tasa de explotación sea menor a la de renovación natural de las poblaciones, de acuerdo con las normas oficiales mexicanas que al efecto expida la Secretaría (SEMARNAT). No podrá autorizarse el aprovechamiento sobre poblaciones naturales de especies amenazadas o en peligro de extinción, excepto en los casos en que se garantice su reproducción controlada y el desarrollo de poblaciones de las especies que correspondan.

La autorización para el aprovechamiento sustentable de especies endémicas se otorgará conforme a las normas oficiales mexicanas que al efecto expida la Secretaría, siempre que dicho aprovechamiento no amenace o ponga en peligro de extinción a la especie.

El aprovechamiento de especies de flora y fauna silvestre requiere el consentimiento expreso del propietario o legítimo poseedor del predio en que éstas se encuentren. Asimismo, la Secretaría podrá otorgar a dichos propietarios o poseedores, cuando garanticen la reproducción controlada y el desarrollo de poblaciones de fauna silvestre, los permisos cinegéticos que correspondan.

La colecta de especies de flora y fauna silvestre, así como de otros recursos biológicos con fines de investigación científica, requiere de autorización de la Secretaría y deberá sujetarse a los términos y formalidades que se establezcan en las normas oficiales mexicanas que se expidan, así como en los demás ordenamientos que resulten aplicables. En todo caso, se deberá garantizar que los resultados de la investigación estén a disposición del público. Dichas autorizaciones no podrán amparar el aprovechamiento para fines de utilización en biotecnología, la cual se sujetará a lo dispuesto en el artículo 87 BIS.

El aprovechamiento de recursos forestales no maderables y de leña para usos domésticos se sujetará a las normas oficiales mexicanas que expida la Secretaría y demás disposiciones aplicables.

ARTICULO 87 BIS.- El aprovechamiento de especies de flora y fauna silvestre, así como de otros recursos biológicos con fines de utilización en la biotecnología requiere de autorización de la Secretaría.

La autorización a que se refiere este artículo sólo podrá otorgarse si se cuenta con el consentimiento previo, expreso e informado, del propietario o legítimo poseedor del predio en el que el recurso biológico se encuentre.

Asimismo, dichos propietarios o legítimos poseedores tendrán derecho a una repartición equitativa de los beneficios que se deriven o puedan derivarse de los aprovechamientos a que se refiere este artículo, con arreglo a las disposiciones jurídicas aplicables.

La Secretaría y las demás dependencias competentes, establecerán los mecanismos necesarios para intercambiar información respecto de autorizaciones o resoluciones relativas al aprovechamiento de recursos biológicos para los fines a que se refiere este precepto.

ARTICULO 87 BIS 1.- Los ingresos que la Federación perciba por concepto del otorgamiento de permisos, autorizaciones y licencias en materia de flora y fauna silvestre, conforme lo determinen los ordenamientos aplicables, se destinarán a la realización de acciones de preservación y restauración de la biodiversidad en las áreas que constituyan el hábitat de las especies de flora y fauna silvestre respecto de las cuales se otorgaron los permisos, licencias o autorizaciones correspondientes.

ARTICULO 87 BIS 2.- El Gobierno Federal, los gobiernos de los Estados, del Distrito Federal y de los Municipios, en el ámbito de sus respectivas competencias, regularán el trato digno y respetuoso que deberá darse a los animales.

Con respecto a los artículos 85 y 87 de la LGVS se menciona que:

ARTICULO 85. Solamente se podrá autorizar el aprovechamiento de ejemplares de especies en riesgo cuando se dé prioridad a la colecta y captura para actividades de restauración, repoblamiento y reintroducción. Cualquier otro aprovechamiento, en el caso de poblaciones en peligro de extinción, estará sujeto a que se demuestre que se ha cumplido satisfactoriamente cualesquiera de las tres actividades mencionadas anteriormente y que:

a) Los ejemplares sean producto de la reproducción controlada, que a su vez contribuya con el desarrollo de poblaciones en programas, proyectos o acciones avalados por la Secretaría cuando éstos existan, en el caso de ejemplares en confinamiento.

b) Contribuya con el desarrollo de poblaciones mediante reproducción controlada, en el caso de ejemplares de especies silvestres en vida libre.

Artículo 87. La autorización para llevar a cabo el aprovechamiento se podrá autorizar a los propietarios o legítimos poseedores de los predios donde se distribuya la vida silvestre con base en el plan de manejo aprobado, en función de los resultados de los estudios de poblaciones o muestreos, en el caso de ejemplares en vida libre o de los inventarios presentados cuando se trate de ejemplares en confinamiento, tomando en consideración además otras informaciones de que disponga la Secretaría, incluida la relativa a los ciclos biológicos.

Para el aprovechamiento de ejemplares de especies silvestres en riesgo se deberá contar con:

a) Criterios, medidas y acciones para la reproducción controlada y el desarrollo de dicha población en su hábitat natural incluidos en el plan de manejo, adicionalmente a lo dispuesto en el artículo 40 de la presente Ley.

b) Medidas y acciones específicas para contrarrestar los factores que han llevado a disminuir sus poblaciones o deteriorar sus hábitats.

c) Un estudio de la población que contenga estimaciones rigurosas de las tasas de natalidad y mortalidad y un muestreo.

En el caso de poblaciones en peligro de extinción o amenazadas, tanto el estudio como el plan de manejo, deberán estar avalados por una persona física o moral especializada y reconocida, de conformidad con lo establecido en el reglamento. Tratándose de poblaciones en peligro de extinción, el plan de manejo y el estudio deberán realizarse además, de conformidad con los términos de referencia desarrollados por el Consejo.

La implementación de estas políticas legislativas ha sido de vital importancia como una estrategia de conservación de las especies de reptiles de nuestro país, considerando que México ocupa el primer lugar en diversidad de este grupo taxonómico. Sin embargo existen algunos organismos de distribución restringida que son muy susceptibles a correr un riesgo de extinción (Flores-Villela, 1993b). Algunos ejemplos de estos animales son las especies de lacertilios mexicanos que se encuentran ubicados en la NOM-059-ECOL-2001 (ver anexo 1).

CAPÍTULO 4.

SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA.

4.1. Generalidades.

Los sistemas de información geográfica (SIG) presentan una naturaleza especial no sólo en torno a los fenómenos, sino también en torno a su localización en el espacio. Gran parte de las funciones desempeñadas por los SIG forman parte del trabajo rutinario en la investigación geográfica, permitiendo un análisis más rápido de la información espacial que muchas veces, debido a la cantidad de datos, no se puede trabajar de manera manual (Gomes-Castello Branco, 1997). Estas características, hacen que el número de adeptos a su uso sea cada vez mayor, además de que existe una serie de explicaciones y definiciones en torno a lo que es un SIG. Dentro de los principales conceptos de un SIG tenemos:

Arc View (1992). “Un sistema computacional capaz de almacenar y utilizar datos de descripción de localidades en la superficie terrestre”.

Aronoff (1995). “Los SIG son sistemas con base en computadoras que se utilizan para almacenar y manipular información geográfica”.

Collet (1992). “Un SIG es visto como un ambiente que fortalece la información sobre objetos espaciales. Su principal función es ofrecer al usuario una interfase gráfica, que permite localizar objetos por describir o la identificación de aquellos que responden a las características deseadas”.

Dobson (1993). “Representación digital del paisaje de un lugar (sitio, región o planeta), estructurada para sustentar el análisis”.

Fabbri (1992). “Los SIG son sistemas con base computacional utilizados en la manipulación de la información geográfica referenciada”.

El surgimiento de los SIG se relaciona con los cambios por las influencias de los factores “externos” e “internos”. El factor externo se encuentra constituido por la tecnología computacional y el interno por el movimiento surgido en la geografía durante los decenios de 1950 y 1960 conocido como Nueva Geografía (Taylor y Johnston, 1995).

4.1.1. Visión positivista de los SIG.

Las bases de la nueva geografía fueron establecidas con la adopción del positivismo lógico después de la Segunda Guerra Mundial, apoyado en la filosofía analítica, en la que se asocia el lenguaje con la verdad, de tal manera que el lenguaje matemático sería una garantía de una relación lógica con la realidad (Gomes-Castello Branco, 1997).

La nueva geografía no constituía un movimiento unitario, presentando diferentes tensiones. De acuerdo a Taylor y Johnston (1995), los SIG serían el resultado de dos de dichas tensiones. La primera se daba entre ciencia inductiva y deductiva, donde los SIG se incluían en el primer caso como técnica para la investigación empírica. La segunda se dio entre la geografía pura y la aplicada. Al principio se puso mayor énfasis en la ciencia pura, debido a la preocupación para desarrollar teorías en un lenguaje científico, lo que confería mayor estatus a la geografía en la academia. Posteriormente, durante el decenio de 1970, se dio un lineamiento hacia la geografía aplicada debido al declive de la geografía pura. Esta línea siguió durante la década de 1980, siendo la clave del éxito del uso de los SIG, los cuales surgirían de la alianza entre la técnica y la aplicación.

La gran mayoría de los trabajos en la literatura especializada sobre los SIG, trata sobre la nueva tecnología, la posibilidad de trabajar información espacial integrada con bases de datos, o bien, en torno a lo que son los SIG, los tipos de SIG, aplicaciones y evaluaciones, así como problemas operacionales (Gomes-Castello Branco, 1997). Éste énfasis no significa que no exista literatura sobre los aspectos filosóficos que fundamentan a los SIG y el papel que pueden representar en el avance de la ciencia geográfica. El pensamiento geográfico de tradición positivista, base de estos sistemas, a pesar de la crítica violenta a la que fue sometido en las dos últimas décadas, aún constituye el fundamento teórico adoptado por numerosos investigadores en geografía (Goodchild, 1992).

En esta línea de pensamiento, la gran contribución de los SIG sería permitir atender el ideal científico positivista, lo que se traduciría en una revalorización de la geografía. Para Dobson (1993), el uso de los SIG permitiría retomar la escuela del paisaje, pues sería factible su instrumentación práctica. Cromley (1993) destaca que el uso de los SIG puede llevar a la geografía a realizar estudios más complejos en lugar de dedicarse a la replica automática que se realizaba antes, también destaca la valorización de la perspectiva geográfica por parte de los no geógrafos, quienes descubrieron que los SIG permiten investigar las relaciones espaciales entre objetos y patrones.

Las aplicaciones de los SIG están limitadas por los presupuestos de la lógica matemática en que los sistemas se basan. Dentro de las principales limitaciones impuestas por la lógica del lenguaje matemático utilizado en la estructuración y desarrollo de los SIG, se encuentran comparaciones no tan objetivas como: a) objetos contra campos, b) fenómenos uniescalares contra

multiescalares, c) criterio único contra criterios múltiples, d) sistemas estáticos contra dinámicos, e) determinismo contra incertidumbre (Burrough y Frank, 1995).

Uno de los puntos más debatidos es el del lenguaje de sistemas estáticos contra dinámicos. Peuquet (1994) llama la atención sobre el hecho de que en los SIG se utiliza un sistema de representación tradicional basado en los conceptos de presentación estática de elaboración de mapas y propone un nuevo modelo de enfocar el problema, que incluye el concepto de una percepción de la inteligencia artificial y sus campos relacionados en busca de la representación de datos, en espacios temporales y articulados de tal forma que ambos se puedan acoplar desde las construcciones humanas del mundo en el espacio tiempo y la teoría geográfica hasta demandas técnicas de precisión y flexibilidad en el análisis con base en las computadoras y presentación visual.

De esta forma, en la actualidad ha sido alterado el enfoque en la literatura geográfica de la línea positivista soslayándose la línea operacional en busca de defender su papel como agente de cambio en el pensamiento geográfico, lo que permitiría atender el ideal científico de teorías, y al mismo tiempo, analizar las limitaciones impuestas por el paradigma en el que se basan para que, en el caso en que la ciencia lo permita, vencer estas limitaciones (Gomes-Castello Branco, 1997).

4.1.2. Visión crítica de los SIG.

Esta visión adquiere una postura reflexiva sobre los fundamentos filosóficos y éticos involucrados en la estructura conceptual de los SIG y sobre aspectos de orden moral relativos a su aplicación.

La cuestión básica es que por ser sistemas con base en la computadora, los SIG plantean el problema de la adopción del lenguaje computacional para la aprehensión del mundo real. Por esta razón, Lyotard (1976), discute el problema de sistemas de información a través de la computadora como un resultado del abandono del saber que no puede transformarse en lenguaje de máquina. De tal manera que, al adoptarse cualquier sistema computacional, incluidos los SIG, se adoptan los presupuestos positivistas, como la objetividad técnico-analítica, la neutralidad política, el dualismo sujeto-objeto y el conocimiento del mundo con base en regularidades (Lake, 1993). Por otra parte, Sheppard (1993), cuestiona la neutralidad de la tecnología, llegando a una reflexión crítica sobre este conjunto de herramientas para solucionar los problemas y sobre su impacto en la distribución del conocimiento y del poder.

Al analizar y contextualizar los SIG, Pickles (1993) afirma que éstos serían de una tradición en la Geografía, comprendiendo el fenómeno geográfico como el padrón espacial, capturado por

tipos de datos particulares de representación espacial y práctica de la disciplina. Este mismo autor resalta la disociación entre la evolución paralela de esta línea de pensamiento y la aplicación de la geografía y los debates desarrollados en este campo.

Los problemas éticos que involucran a los SIG son bastante discutidos por Curry (1994, 1995), donde involucra la cuestión ética no sólo en la geografía, sino en la ciencia, en el ámbito profesional, en la tecnología y en el gobierno. Esta discusión plantea los siguientes puntos: conceptos polares, heteronomía y autonomía (la especialización, la vigilancia y la privacidad, el individuo y la comunidad). Por otra parte, el aspecto ético del uso de los SIG es discutido por Lake (1993), quién menciona que el uso de los SIG sería ético si produjera un beneficio social nítido y fuera capaz de tratar la cuestión de identidad. Por otro lado, Smith (1992) critica el uso de los SIG, ya que este sistema de información tiene una utilidad militar de primer orden, lo que puede demostrarse con el número creciente de empleos para especialistas en SIG en los medios militares. Aparte de los aspectos antes mencionados relacionados a los fundamentos filosóficos de los SIG y la ética de su utilización, hay otros aspectos, entre los que destacan:

- 1) La visión de que la sistematización de prácticas establecidas en la geografía sería facilitada por los procesos de rutina automatizada, a través de los SIG, se daría en detrimentos de otras prácticas (Sheppard, 1993).
- 2) La cuestión de la democratización y uso de los SIG ocurrió en los países ricos, con el abaratamiento de los equipos (hardware y software), pero el acceso a los SIG por parte de los países del Tercer Mundo, continua restringido, pues los pocos recursos limitan su uso (Pickles, 1993).

El atraso y diseminación de los SIG dentro y fuera de la comunidad geográfica ha provocado una mayor reflexión sobre los fundamentos filosóficos y los límites para su utilización. Por lo tanto, la cuestión que concierne actualmente a los SIG no es la de usarlos o no, sino más bien, definir su papel en la geografía y las limitaciones impuestas por el paradigma en que se basan: ¿por qué, cómo y para qué utilizarlos?

4.2. SIG para monitorear la biodiversidad.

Un aspecto de la conservación que merece especial atención en el contexto de los SIG, es el análisis, registro y planeación relacionada a la biodiversidad (Aspinall, 1995). Un SIG desempeña un papel importante como una herramienta útil en el manejo ambiental, desarrollo sustentable de los recursos, así como la conservación y monitoreo de la biodiversidad.

Los registros de especies o su hábitat pueden ser almacenados en una base de datos y cartografiados para mostrar donde habitan. Esta información geográfica puede ser usada como un esquema de monitoreo (Marqules y Austin, 1991). Los datos sobre las diferentes especies o su hábitat, de diferentes fechas, permiten realizar un monitoreo de la localización del cambio (dónde) para identificarlo y la medida de la extensión (cuánto). Estos datos pueden ser espaciales o no espaciales. Los datos no espaciales incluyen tablas de mediciones, especies y hábitat, atributos, fotografías, videos, sonidos, etc. Los datos espaciales incluyen mapas, imágenes satelitales y fotografías aéreas. Los mapas presentan diferentes escalas y de acuerdo a la escala, la información puede ser almacenada o extraída para mostrar las variables taxonómicas, ecológicas y culturales requeridas para accederse a la información sobre diversidad biológica y su correspondiente información de escala (Davis *et al.*, 1990; ver tabla 4.1).

Tabla 4.1. Variables taxonómicas, ecológicas y culturales requeridas para el acceso de información de biodiversidad y su escala de información requerida para la aplicación correcta de un sig. (Tomado de Davis *et al.*, 1990).

	Biogeográfica	Regional	Local
Escala			
Extensión de área (Km ²)	10 ⁶	10 ⁴	10 ²
Escala del mapa rango: Máx.	1: 10,000,000	1: 2,500,000	1: 100,000
Min.	1: 2,500,000	1: 100,000	1: 10,000
Distribución del taxón	Rango de la especie	Rango de especies y subespecies, estatus de la población (rara, amenazada, en peligro, indicadora, etc.).	Endemismos, datos observados, límites más estrechos de distribución.
Factores del hábitat	Tipo de clima, fisiografía, vegetación, tipo de suelo, etc.	Provincia climática, ecología de paisaje, interacciones de comunidades, asociaciones vegetales, tipo de suelo y roca.	Microclima, topografía, interacciones de comunidades, asociaciones vegetales, tipo de suelo y roca, hidrología.
Características culturales	Uso dominante del suelo, división política	Uso del suelo, tierras agrícolas y ganaderas, recursos energéticos y minerales, calidad del aire y del agua, transporte, corredores, reservas naturales, capacidad de la etc.	Calidad del aire y del agua, carreteras, caminos de terracería, brechas, división por zonas, etc.

Las bases de datos biológicas y sobre conservación contienen algunas entidades lógicas que presentan una propiedad geográfica o característica espacial que puede ser cartografiada. Ejemplo de ello son la ocurrencia de especies, sitios y áreas administradas por organizaciones no

gubernamentales o por el gobierno. Estos sistemas de bases de datos también incorporan proyectos con una jerarquía geográfica para reforzar los esfuerzos de conservación a diferentes escalas geográficas (Salem, 2003). Por ejemplo, el estatus de conservación de una especie particular es raramente uniforme a través de su rango de distribución: en algunos lugares una especie puede estar en peligro, mientras que a una escala más amplia (regional, nacional o global), ésta pueda encontrarse a salvo. Esta estructura jerárquica, a través del uso de los SIG, permite el ajuste de las prioridades locales (Salem, 2003).

Los SIG están asociados con dos diferentes funciones para una perspectiva geográfica sobre datos de biodiversidad y otros aspectos ambientales. En primer lugar, contiene una base de datos poderosa (localización geográfica); por ejemplo, mapas de vegetación natural (endémica, amenazada, etc.), de suelo, topografía, hidrología, migración de aves, distribución de fauna, etc. Identificando estas características asociadas con sus atributos, permite que una gran cantidad de datos sean analizados y comparados en una base sencilla para producir nuevas relaciones entre las características ambientales y asociaciones entre diferentes biotas. En segundo lugar, es una vía efectiva para acceder una cantidad de información bastante grande (Walker y Faith, 1993).

4.3. Aplicaciones a problemáticas ambientales y estudios de conservación.

En la actualidad, la pérdida y fragmentación acelerada del hábitat ocupado por las diferentes especies silvestres ha traído como consecuencia la desaparición completa o parcial de su rango de distribución geográfica (Wilson, 1988). Por esta razón, la importancia de conocer los factores geográficos y ecológicos de una especie radica en la elaboración oportuna de planes de manejo y conservación del hábitat y de los propios organismos (Sullivan, 1992; Kinnaird, 2001; Willett y Sanderson, 2001).

En años recientes, los avances en sistemas automatizados que manipulan datos espaciales han revolucionado los métodos mediante los cuales se representa la distribución de las diferentes especies de plantas y animales (Hollander *et al.*, 1994; Plumptre, 2001). Es por esta razón, que los Sistemas de Información Geográfica juegan un papel importante como herramienta útil, necesaria e imprescindible para realizar estudios sobre restauración ecológica, planes de manejo de áreas protegidas así como planes para la conservación de especies en peligro (Butterfield *et al.*, 1994).

Un SIG es un sistema de información diseñado para trabajar con datos georreferenciados mediante coordenadas espaciales o geográficas. Ampliando esta definición, se puede mencionar que un SIG es un sistema de software y procedimientos diseñado para la captura, almacenamiento, manipulación y análisis así como de la representación de datos referenciados espacialmente. Los

SIG son programas o conjuntos de programas con aplicaciones en campos tan dispares como la planificación urbana, la ordenación del territorio y el medio ambiente (Montoya-Ayala, 1998). Es en este último tema donde se han enfocado los trabajos realizados sobre la distribución geográfica tanto de plantas como de animales, tomando una gran relevancia a partir de la década pasada debido a la acelerada pérdida y fragmentación del hábitat (Miller, 1994). Estas investigaciones, principalmente se han enfocado en la elaboración de mapas por medio de un SIG para conocer la distribución de aquellas especies raras o en peligro de extinción (Convis, 2001). La utilización de los SIG ha sido de gran relevancia para comprender los aspectos geográficos implicados en la distribución de vertebrados terrestres (MacAllister, 2001). Sin embargo, la mayoría de los estudios se enfocan a mamíferos y aves (Michelmore, 1994; Rappole *et al.*, 1994; Couturier, 2001; Gaillard, 2001; Stralberg, 2001), siendo pocos los trabajos realizados con reptiles, estos, únicamente se remiten a la georreferenciación de organismos depositados en museos así como a la representación cartográfica de reptiles “raros” (Miller y Allen, 1994; Koo, 2001).

Dentro de los principales estudios en los que se han utilizado SIG para conocer la distribución de especies raras o en peligro de extinción es el realizado por Miller y colaboradores (1989) quienes utilizan un SIG para analizar la distribución de aves raras en Tanzania. Posteriormente, Miller y Allen (1994), desarrollan una metodología para documentar y mostrar gráficamente las áreas ricas en especies tanto amenazadas como en peligro de extinción que se distribuyen en Madagascar; los organismos a los que se les realizó una cartografía de distribución fueron: lémures, tortugas y mariposas.

Por otro lado, Rappole y colaboradores (1994) mencionan que un censo extensivo en el campo aunado a la tecnología de la percepción remota es un método confiable para determinar el status de conservación del tordo *Hyiocyhla mustelina*. Simultáneamente, Michelmore (1994), por un lado y Mackinnon y Wulf (1994), por otro, utilizan SIG para elaborar planes de conservación del elefante africano *Loxodonta africana* y del panda gigante de China *Ailuropoda melanoleuca*, respectivamente, debido a la fragmentación de su hábitat.

Con respecto a reptiles, son pocos los estudios donde enfatizan los aspectos geográficos relacionados con su distribución. Hollander y colaboradores (1994), demuestran la escala espacial de distribución de la lagartija *Cnemidophorus hyperythrus*, con un modelo de distribución construido mediante el uso de datos de campo, imagen satelital multiresolución, mapas generalizados de hábitat y datos climáticos digitales. Brito y colaboradores (1999) proponen estrategias de conservación para la lagartija *Lacerta schreiberi* mediante un monitoreo de las

diferentes poblaciones en Portugal a través de un SIG. Por otro lado, Koo (2001), utilizó un SIG para correlaciones geospaciales entre el tipo de vegetación y especies de anfibios y reptiles para identificar hábitats potenciales donde pueden ocurrir estos organismos.

Desgraciadamente, en nuestro país no existe un estudio dónde se utilice un SIG para conocer la distribución de los reptiles, específicamente de los lacertilios. La importancia de este tipo de trabajos radica en la gran diversidad de estos organismos y el poco conocimiento, así como la sub o sobreestimación que se tiene sobre su estatus. Es por esta razón, que el presente estudio contribuirá en la utilización de un sistema de información geográfica para la elaboración de un plan de conservación de un ensamble de lacertilios que ocurren en una zona semiárida al sur de Tehuacan, Puebla, México.

CAPÍTULO 5.

ESTUDIO DE CASO: VALLE DE ZAPOTITLÁN SALINAS, PUEBLA.

5.1. Justificación.

Debido a la alta diversidad de especies de lagartijas que se distribuyen en este pequeño valle, la fragmentación de una parte del hábitat y algunos endemismos que se presentan en la zona, es necesario el uso de un SIG para comprender cuales son los factores geográficos y ecológicos que determinan la distribución de éste ensamble de lacertilios para la elaboración de un plan de conservación para aquellas poblaciones en declive. Por esta razón se plantean los siguientes objetivos:

5.2. Objetivo General.

Determinar como influyen los elementos geográficos y ecológicos en la distribución de las distintas especies de lagartijas que habitan en el Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla.

5.2.1. Objetivos Particulares.

- Determinar como algunos elementos geográficos tales como relieve, altitud y vegetación se relacionan con la distribución de las diferentes especies de lacertilios en el Valle de Zapotitlán Salinas.
- Determinar si la utilización del recurso espacio y alimento por parte de los organismos se relaciona con la distribución que presentan dentro del valle.
- Buscar si tiene algún efecto la fragmentación del hábitat sobre el ensamble de vertebrados ectotermos en zonas semiáridas.

5.3. Hipótesis.

H₁: Los elementos geográficos (relieve, elevación y vegetación) y ecológicos (uso de microhábitat y hábitos alimenticios) van a influir de manera positiva sobre la distribución espacial de las diferentes especies de lagartijas.

H₂: Debido a las características intrínsecas entre el ambiente y los organismos, habrá una afinidad entre el elemento geográfico y la especie o especies de lacertilios que la habiten.

5.4. Área de Estudio.

El Valle de Zapotitlán Salinas, se localiza al sur del estado de Puebla, forma parte de la reserva de la biosfera Tehuacan-Cuicatlán, su área queda comprendida entre los 18° 10' y los 18° 27' 30'' de Latitud Norte y entre los 97° 22' 30'' y los 97° 40' de Longitud Oeste, es la subcuenca alta-media del Río Salado y comprende una superficie aproximada de 1004 km² (100 400 ha), con una diferencia altitudinal que va de los 1440 a los 2600 m snm (Montoya-Ayala, 2000) (Fig. 5.1).

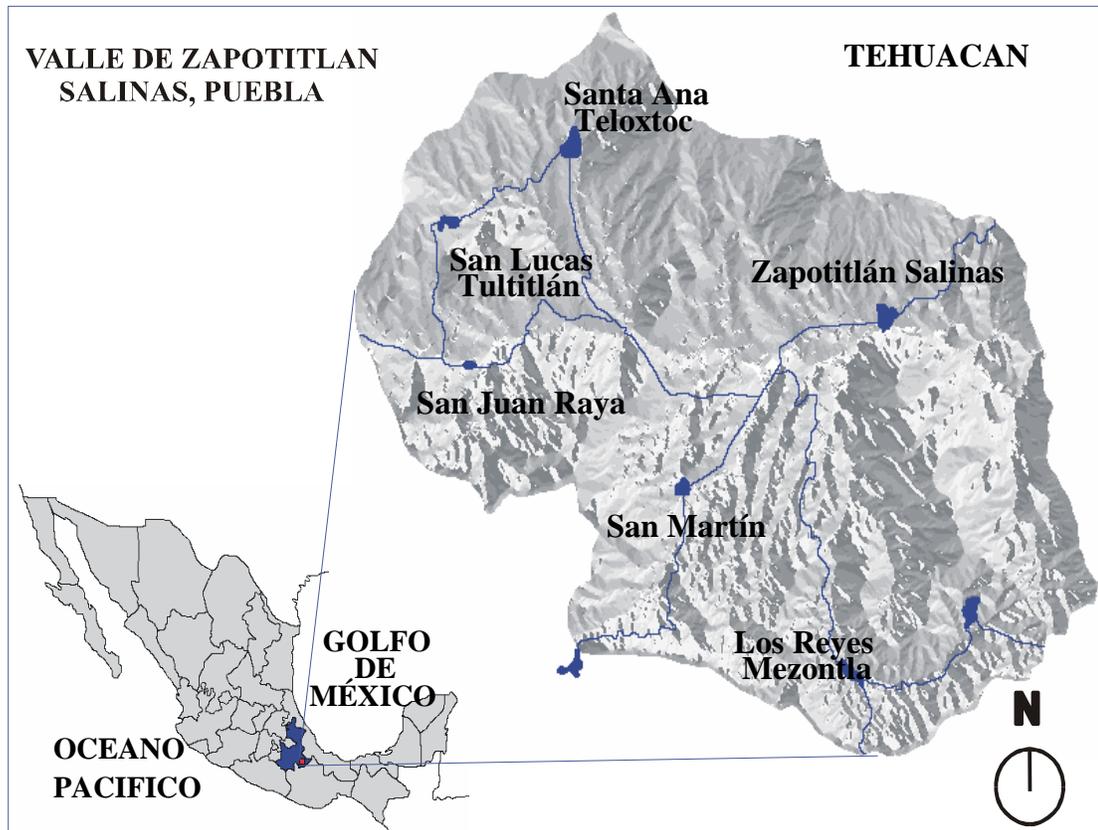


Figura 5. 1. Zona de estudio.

5.4.1. Geología.

El área de estudio presenta un claro dominio de rocas metamórficas. Entre las rocas más frecuentes cabe destacar la extensa representación de los esquistos calcáreos, gneis micaceos y talcos, siendo de particular importancia los afloramientos asociados de rocas sedimentarias, destacando los de tipos calizas, lutitas, areniscas, conglomerados y coquinas (Byers, 1967). En menor proporción también se encuentran rocas ígneas intrusivas como los granitos e Ígneas extrusivas como los basaltos. Los suelos que se presentan son principalmente de tipo litosoles, rendzinas, regosoles calcáricos y eútricos, así como vertisoles pélicos (Brunet, 1967).

5.4.2. Geomorfología.

El relieve del Valle de Zapotitlán de las Salinas es el resultado del progresivo desmantelamiento por el Río Salado y sus afluentes sobre una serie de planicies localizadas entre los cerros y lomerios aislados, así como entre las sierras localizadas en el área de estudio (Osorio *et al.*, 1996).

El resultado de esta geomorfología es el predominio morfológico de las grandes unidades en llanos con pendiente moderada y zonas con pendiente, que muestran notables diferencias en cuanto a su complejidad interna. Existen así, desde valles, laderas planas de formas homogéneas con escarpes de falla hasta vertientes irregulares asociadas a morfologías en escalón que presentan una importante variedad interna de formas (Villaseñor *et al.*, 1990).

Se presenta una gran meseta en la comarca en el extremo occidental de la zona de estudio, en la cuenca alta del Valle de Zapotitlán Salinas. En los fondos del valle se organizan formas recientes de acumulación de materiales detríticos, entre las que predominan las áreas planas o de pendiente suave asociadas a cursos fluviales (aluviales y aluvial-coluviales), que en los principales cauces como el Río Salado se organizan en terrazas (Montoya-Ayala 2000).

Las unidades geomorfológicas reconocidas son: Acantilados (pendientes mayores de 30 %), Cuestas (de 25 a 30 %), Declives (20 a 30 %), Mesetas, Sierras, Barrancas y Lomerios (15 a 20 %), Tierras malas (6 al 15 %) y Terrazas de aluvión (0 a 5 %).

5.4.3. Orografía.

La subcuenca esta limitada al Oeste por los cerros Yerba, Ometepec, Campanario, La Mesa, Xentile y Yolotepec, así como el Paso Agua de Burro; al Norte por los cerros La Tarántula, Pajarito, Mar Rubio, Chacatecas, La Colmena y Volcancillo; al Noreste por la Sierra de Miahuatepec; al este por la Sierra de Atzingo; al Sur por la mesa Buenavista y el cerro Yistepec; por último al Suroeste por la Sierra de Santiago. Fisiográficamente, pertenece a la división de la Sierra Madre del Sur, a la Provincia de las Sierras Centrales de Oaxaca y al Sistema Ecogeográfico Zapotitlán (Montoya-Ayala, 2000).

5.4.4. Hidrología.

La cuenca del Río Salado pertenece a la Gran Cuenca del Río Papaloapan. La cuenca de este mismo río en el Valle de Zapotitlán tiene una extensión aproximada de 41,710 has. Se encuentra formada por las siguientes subcuencas: a) Subcuenca Tributaria Zapotitlán, con una extensión aproximada de 28,350 ha. b) Subcuenca Tributaria San Juan Raya-Santa Ana, con una extensión aproximada de 13,360 ha (Montoya-Ayala, 2000).

Aguas Superficiales. Están formadas principalmente por el Río Zapotitlán (figura 5.2), el Río Manantiales, el Río Salinas la Barranca, Salinas San Pedro y Río las Ventas.

Características del agua. Son aguas alcalinas-salinas o también consideradas como aguas agresivas (con altas cantidades de carbonatos).

5.4.5. Climatología.

Las condiciones climáticas que imperan en el área de estudio, no están caracterizadas por la humedad ni por temperaturas templadas. Se presenta una estación meteorológica Estación Zapotitlán Salinas, en la cual se tiene registrada como temperatura promedio anual 21.2 °C con poca oscilación térmica, entre 5 y 7 °C; una precipitación media anual de 450 mm y el clima dominante corresponde al tipo BS hw'' (i') g, semiseco-semicálido, con lluvias en verano (García, 1988).



Figura 5.2. Vista panorámica sur-norte del Río Salado. Al fondo se observa el cerro Chacatecas, una de las partes más altas del Valle de Zapotitlán Salinas.

5.4.6. Vegetación.

Las características climáticas y de precipitación determinan una vegetación compuesta principalmente por matorral cracicaule donde las especies más comunes son: *Cephalocereus columna trajani*, *Neobuxbaumia tetetzo*, *Myrtillocactus geometrizans*, *Agave karwinkii*, *Agave marmorata*, *Beucarnea gracilis*, matorral espinoso de *Prosopis laevigata*, *Mimosa luisana*, *Cercidium praecox*, *Caesalpinia melanadenia*, *Stenocereus pruinosus*, *Acacia coulteri*, seguida en abundancia por matorral subinermes de *Prosopis laevigata* y *Neobuxbaumia ssp.* (Rzedowski, 1988; Montoya-Ayala, 2000; Valiente-Banuet *et al.*, 2000) (Figs. 5.3 – 5.4).



Figura 5.3. Panorama de una parte del valle con matorral espinoso.



Figura 5.4. Panorama de una parte del valle con matorral subinerme y columnares.

5.4.7. Herpetofauna (*Squamata: Lacertilia*).

Woolrich-Piña y colaboradores (2005) mencionan que las especies de lagartijas que ocurren en el Valle de Zapotitlán Salinas son: *Phyllodactylus bordai* (Fig. 5.5, Familia Gekkonidae), *Phrynosoma braconnieri*, *Phrynosoma taurus*, *Sceloporus gadoviae*, *S. jalapae*, *S. horridus*, *Urosaurus bicarinatus* (Figs. 5.6 – 5.11, Familia Phrynosomatidae), *Aspidoscelis parvisocius*, *A. sackii* (Figs. 5.12 - 5.13, Familia Teiidae), *Anolis quercorum* (Fig. 5.14, Familia Polychrotidae), *Ctenosaura pectinata* (Figura 5.15, Familia Iguanidae), *Gerrhonotus liocephalus* (Figura 5.16, Anguidae) y *Xenosaurus rectocollaris* (Figura 5.17, Familia Xenosauridae).



Figura 5.5. *Phyllodactylus bordai*. Eslaboncillo, Cuija, Gecko.



Figura 5.6. *Phrynosoma braconnieri*. Falso camaleón.



Figura 5.7. *Phrynosoma taurus*. Falso camaleón.



Figura 5.8. *Sceloporus gadoviae*. Chintete



Figura 5.9. *Sceloporus jalapae*. Chintete



Figura 5.10. *Sceloporus horridus*. Chintete, escamudo



Figura 5.11. *Urosaurus bicarinatus*. Chintete



Figura 5.12. *Aspidoscelis parvisocius*. Chintete.



Figura 5.13. *Aspidoscelis sacki*. Chintete.



Figura 5.14. *Anolis quercorum*. Salamanques.



Figura 5.15. *Ctenosaurus pectinata*. Iguana negra, Iguana mexicana de cola espinosa.



Figura 5.16. *Gerrhonotus liocephalus*, Escorpión.



Figura 5.17. *Xenosaurus rectocollaris*. Chinito.

5.5. Material y Método.

5.5.1. Elementos geográficos.

Se definieron áreas de acuerdo al tipo de vegetación, uso de suelo y relieve, dentro de la región estudiada, mediante la utilización de cartas topográficas y de vegetación escala 1: 50,000 actualizadas por el Laboratorio de Edafología de la FES-Iztacala. Por otro lado, el tipo de vegetación fue definido de acuerdo al criterio propuesto por Valiente-Banuet y colaboradores (2000).

La región del Valle de Zapotitlán Salinas fue visitada del mes de febrero del 2003 al mes de Agosto del 2005, procurando no dejar pasar más de sesenta días entre las visitas. En cada una de las visitas se realizaron muestreos en la totalidad de las áreas determinadas antes mencionadas de esta región. Los organismos capturados u observados fueron georreferenciados, registrándose las coordenadas en donde se encontró al animal, (utilizando un sistema de posicionamiento global, GPS, por sus siglas en inglés), así como la altitud (mediante el apoyo de un altímetro). Asimismo, fueron anotadas otras características geográficas del lugar de captura; como planicies, cárcavas, laderas, pendientes y orientación de las pendientes, principalmente. Por otra parte, se consultaron

los registros de la precipitación (mm) y de la temperatura (°C) para el Valle de Zapotitlán Salinas durante los meses de trabajo de campo en tres estaciones climatológicas: en la cabecera municipal, en San Juan Raya y en Santa Ana.

Posteriormente todos los datos generados en campo se capturaron en el programa ArcView GIS versión 3.1 para realizar los análisis espaciales correspondientes, entre los cuales se incluyeron: distribución de las especies por tipo de vegetación, elevación, pendiente y orientación (Anexo 2), así como la relación especies-área de distribución. Para establecer si había una correlación entre estos diferentes factores geográficos con la distribución de las especies de lagartijas, se realizó un análisis de correlación de Pearson. En el caso de la orientación, se realizó una prueba de Dunn para establecer si hubo diferencias entre los organismos y la orientación en la que se encontraron. Se utilizó esta prueba porque permite aislar el grupo o grupos que difieren unos de otros para usar un método de comparación múltiple, el cual consiste en una comparación múltiple de todos los pares posibles (Sokal y Rohlf, 1995).

5.5.2. Elementos ecológicos.

Durante el período mencionado anteriormente, se revisaron cuidadosamente todos los microhábitats susceptibles de ser utilizados por lagartijas: troncos, postes de cerca, grietas de roca, etc., recolectando y registrando las observaciones de la mayor cantidad de lacertilios posible. Para cada organismo observado o capturado, se anotó lo siguiente: especie a la que pertenece el animal, lugar de captura, sexo del individuo y microhábitat utilizado (sobre rocas, dentro de grieta, sobre tronco, debajo de tronco, etc). Los lacertilios recolectados fueron preservados en formol al 10 % y posteriormente se pasaron a una solución de alcohol al 70 %, se depositaron en la colección de anfibios y reptiles de la Unidad de Biotecnología y Prototipos (UBIPRO) de la FES Iztacala. Estos organismos fueron disectados para llevar a cabo el análisis del contenido estomacal, las presas consumidas fueron determinadas hasta el menor taxonómico posible (Domínguez-Rivero, 1994a, 1994b, 1994c).

5.5.3. Fragmentación del hábitat.

Para determinar si la fragmentación del hábitat tiene un efecto sobre el ensamble de lacertilios en esta zona, se delimitaron tres zonas con diferente grado de fragmentación: 1) terrazas aluviales (ambiente altamente fragmentado), 2) Cerro Cuthac (ambiente con fragmentación de moderada a baja) y 3) Cerro Chacatecas (ambiente con fragmentación moderada). El criterio para delimitar cada una de las áreas se basó en la homogeneidad del paisaje, así como en el número de parches presentes en cada zona dentro del valle. En cada una de estas zonas se registraron los

microhábitats potenciales y ocupados por las lagartijas. Para conocer si los diferentes microhábitats podrían ser confortables o no, se llevaron a cabo registros de la temperatura del microclima (sustrato y aire), utilizando un termómetro de lectura rápida (Schultheis, Miller and Weber Inc., NY, rango 0-50°C), considerando una muestra representativa de microhábitats para realizar los análisis estadísticos correspondientes. Por otro lado, también se registraron las temperaturas operativas de estas tres zonas, utilizando tubos de cobre sellados por los extremos, conectados a un termopar que a su vez estaba conectado a un teletermómetro (modelo 44TD serie 4304 Yellow Springs Instrument Inc., CO, rango 0-50°C). Los tubos de cobre fueron de diferentes tamaños, simulando las distintas longitudes de las lagartijas de todas las especies y se colocaron en aquellos microhábitats donde se observaron o capturaron organismos. Cabe mencionar que la temperatura operativa es aquella temperatura presentada por un objeto inanimado, es decir la temperatura que alcanzaría un organismo sin capacidad de regular su temperatura en un sitio determinado. Para establecer si había diferencias estadísticamente significativas entre la temperatura del microclima de las tres zonas, así como entre la temperatura operativa de estos sitios se realizó una prueba de análisis de varianza (ANOVA).

Paralelamente, se llevaron a cabo recolectas de lacertilios para llevar a cabo un análisis de los contenidos estomacales en el laboratorio para conocer el tipo de presas consumidas en estos tres sitios y de tal manera estimar de manera cualitativa si se presenta alguna diferencia en la diversidad de presas y si la fragmentación del hábitat también influye en el número de taxas de los cuales se alimentan los lacertilios.

Considerando los factores geográficos y ecológicos, se determinó una serie de parámetros en las tres zonas con diferente grado de fragmentación para establecer como estos elementos (geográfico-ecológico-fragmentación) pueden influir en la distribución del ensamble de las lagartijas. Dichos parámetros fueron: diversidad, dominancia, amplitud y sobreposición.

Para conocer la diversidad de especies de lacertilios, se utilizó en criterio de Shannon-Weaver (1949):

$$H' = -\sum_{i=1}^s (P_i) (\ln P_i), \text{ y a su vez: } P_i = n_i/N$$

Dónde:

n_i/N = Proporción del número total de individuos pertenecientes a la especie i , con respecto al total de organismos en el ensamble.

n_i = Número de individuos de la especie i .

N = Número de individuos de todas las especies

s = Número de especies.

Con respecto a la dominancia, ésta fue obtenida mediante el índice de Simpson (1949):

$$\lambda = \sum_{i=1}^s n_i (n_i - 1) / N (N - 1)$$

Donde:

n_i = Número de individuos de la especie i .

N = Número de individuos de todas las especies

La amplitud del recurso espacio y alimento, se calculó utilizando el índice de diversidad de Simpson (Simpson, 1949):

$$D_s = [\sum P_i^2]^{-1} - 1 / N-1$$

Donde:

P_i = Proporción de individuos que ocupan el recurso espacio (microhábitat) y alimento i .

N = Número de microhábitats ocupados y ordenes de presas consumidas por el ensamble de lagartijas.

Por último, para establecer si se presentó una sobreposición en el recurso espacial y alimenticio por parte de estos lacertilios, se utilizó el índice de traslape de Pianka (Pianka, 1973):

$$O_{jk} = \sum P_{ij} \cdot \sum P_{ik} / (\sum P_{ij}^2 \cdot \sum P_{ik}^2)^{1/2}$$

Donde:

P_{ij} = Proporción de individuos de la especie j que aprovechan el recurso i .

P_{ik} = Proporción de individuos de la especie k que aprovechan el recurso i .

Cabe mencionar que el número de especies fue calculado mediante la utilización de una curva de acumulación a lo largo del muestreo. Si el número de especies permanece constante a lo largo de más de cinco periodos de muestreo, se puede considerar que es la cantidad de especies presentes en ese lugar determinado (Simpson, 1949).

CAPÍTULO 6.

RESULTADOS DEL ESTUDIO DE CASO.

6.1. Elementos Geográficos.

En el presente trabajo, se observó que los elementos geográficos desempeñan un papel importante en la distribución de las especies de lagartijas en el Valle de Zapotitlán Salinas. Cuatro de estos elementos son esenciales: vegetación, altitud, pendiente y orientación (Anexo 2). Por otra parte, otros factores que pueden influir en la distribución, diversidad y abundancia de estos organismos son la precipitación y temperatura.

6.1.1. Vegetación.

Se determinaron 6 principales tipos de vegetación, estos fueron: matorral, en el cuál se incluyeron todos los tipos de matorral: matorral xerófilo, inerme, subinerme, cracicaule y espinoso, principalmente; mezquital, temporal, pastizal inducido, chaparral y urbano. En cuanto a la extensión territorial, el matorral, chaparral y temporal, fueron los tipos de vegetación con mayor cobertura, reflejándose en el porcentaje de organismos observados y capturados (Fig. 6.1., Cuadro 6.1., Anexo 2).

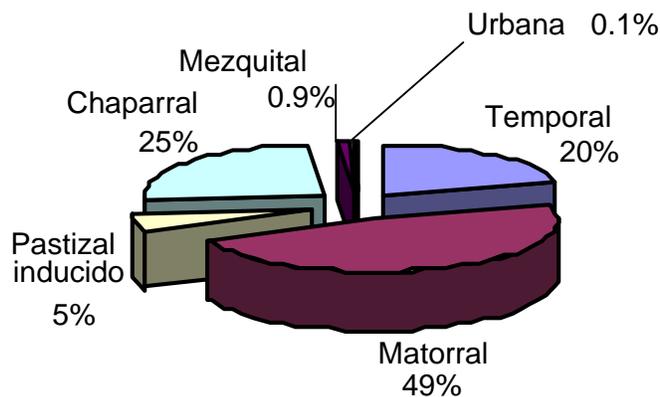


Figura 6.1. Porcentaje de la cobertura de los diferentes tipos de vegetación.

En la vegetación temporal se registró la presencia de 267 organismos, pertenecientes a cinco especies diferentes; en la zona de matorral se registraron 634 animales pertenecientes a todas las especies que habitan el valle, y en la vegetación de chaparral se encontraron 294 lagartijas de seis especies diferentes (Cuadro 6.1).

Dentro de los tipos de vegetación y uso de suelo con menor extensión fueron el pastizal inducido, mezquital y zona urbana. En estos sitios se registró el menor número de observaciones y/o recolecta de organismos ya que en el área de pastizal se encontraron 60 organismos pertenecientes a seis especies, siendo más abundante *S. gadoviae*. En relación al mezquital, se registraron 12 lagartijas de tres diferentes especies y en la zona urbana, sólo cuatro animales de dos especies (Cuadro 6.1.).

Con base a la distribución de las diferentes especies de lacertilios, se puede observar que tres especies: *P. bordai*, *A. parvisocia* y *A. sackii* presentan una rango de distribución amplio dentro del valle (Anexo 2), abarcando 5 de los 6 diferentes tipos de vegetación. Por lo contrario, se observa una restricción en cuanto a la distribución de *U. bicarinatus* y *P. taurus*, así como de *P. braconnieri*, *G. liocephalus* y *X. rectocollaris*, abarcando 1 y 2 tipos de vegetación, respectivamente (Cuadro 6.1).

Por otro lado, considerando la extensión de todos los tipos de vegetación dentro del Valle de Zapotitlán Salinas, éstos suman aproximadamente 1000 km², observándose una correlación positiva y significativa entre el área superficial y el número de especies presentes en ella (Fig. 6.2).

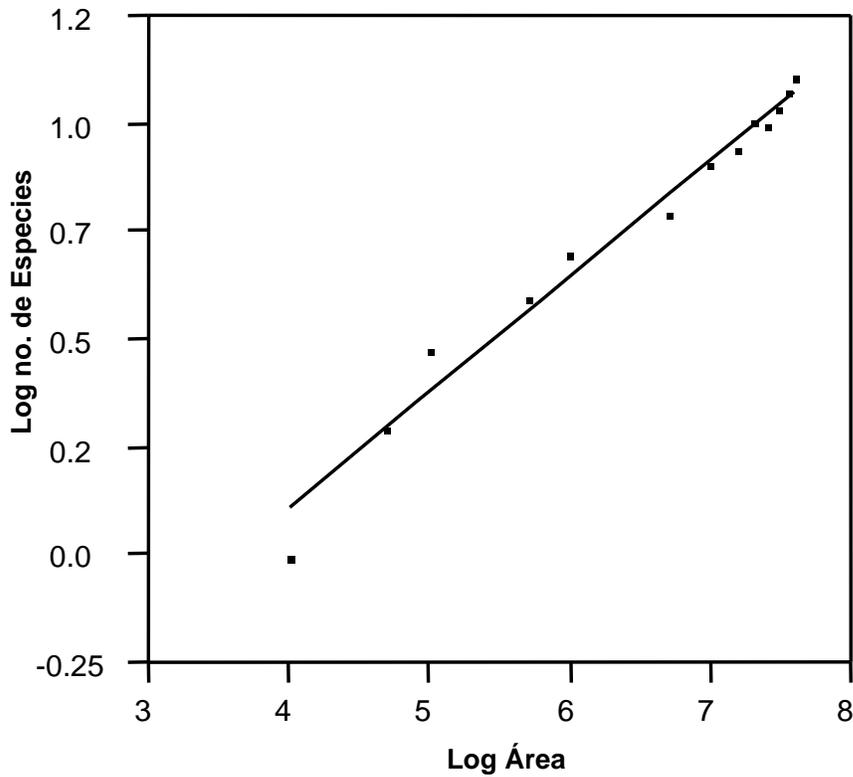
6.1.2. Altitud.

El gradiente altitudinal en el cual se distribuyen las especies en el valle va de los 1420 a los 2570 m snm. Sin embargo, la gran mayoría de las lagartijas se encuentran entre los 1500 y 2000 m (Cuadro 6.2 y Fig. 6.3). Es notable la sobreposición altitudinal entre prácticamente todas las especies. Solamente *X. rectocollaris* (especie 13; Fig. 6.3) se distribuye en un rango más limitado, en altitudes mayores a los 2000 m., mientras que *S. gadoviae* (especie 1; Fig. 6.3) se distribuye en un rango estrecho por debajo de los 1680 m snm.

Al realizar un análisis de correlación entre el número de especies y la altitud, se observó una correlación positiva pero no significativa (Fig. 6.4), lo cuál sugiere que la elevación no determina la distribución de los animales.

Cuadro 6.1. Cantidad de registros de las diferentes especies de lagartijas en los 6 tipos de vegetación.

Especie	Vegetación	Organismos	Total de organismos	
<i>S. gadoviae</i>	Temporal (T)	213	267	
<i>C. pectinata</i>	Temporal (T)	2		
<i>P. bordai</i>	Temporal (T)	3		
<i>A. parvisocia</i>	Temporal (T)	26		
<i>A. sackii</i>	Temporal (T)	23		
<i>S. gadoviae</i>	Matorral (M)	178	634	
<i>S. jalapae</i>	Matorral (M)	159		
<i>S. horridus</i>	Matorral (M)	32		
<i>U. bicarinatus</i>	Matorral (M)	17		
<i>A. quercorum</i>	Matorral (M)	3		
<i>P. taurus</i>	Matorral (M)	21		
<i>C. pectinata</i>	Matorral (M)	11		
<i>P. braconnieri</i>	Matorral (M)	6		
<i>P. bordai</i>	Matorral (M)	24		
<i>G. liocephalus</i>	Matorral (M)	14		
<i>A. parvisocia</i>	Matorral (M)	87		
<i>A. sackii</i>	Matorral (M)	73		
<i>X. rectocollaris</i>	Matorral (M)	9		
<i>S. gadoviae</i>	Pastizal inducido (Pi)	35		60
<i>S. jalapae</i>	Pastizal inducido (Pi)	4		
<i>S. horridus</i>	Pastizal inducido (Pi)	6		
<i>P. bordai</i>	Pastizal inducido (Pi)	2		
<i>A. parvisocia</i>	Pastizal inducido (Pi)	8		
<i>A. sackii</i>	Pastizal inducido (Pi)	5	294	
<i>S. jalapae</i>	Chaparral (Ch)	29		
<i>S. horridus</i>	Chaparral (Ch)	20		
<i>A. quercorum</i>	Chaparral (Ch)	16		
<i>P. braconnieri</i>	Chaparral (Ch)	7		
<i>G. liocephalus</i>	Chaparral (Ch)	18		
<i>X. rectocollaris</i>	Chaparral (Ch)	204	12	
<i>P. bordai</i>	Mezquital (Me)	4		
<i>A. parvisocia</i>	Mezquital (Me)	4		
<i>A. sackii</i>	Mezquital (Me)	4		
<i>C. pectinata</i>	Zona urbana (Zu)	3		
<i>P. bordai</i>	Zona urbana (Zu)	1	4	



$$\text{Log no. Especies} = - 0.9639 + 2.670 \text{ Log Área}$$

$$r^2 = 0.97, P < 0.05$$

Figura 6.2. Correlación entre el área y el número de especies de lacertilios presentes en el valle.

Cuadro 6.2. Altitud promedio, mínima y máxima (msnm), así como la cantidad de tipos de vegetación presente en este rango.

Especie	Altitud Mínima	Altitud Promedio	Altitud Máxima	Tipos Vegetación
<i>S. gadoviae</i>	1420	1561	1683	T, M, Pi
<i>S. jalapae</i>	1595	1912	2415	M, Pi, Ch
<i>S. horridus</i>	1556	1823	2304	M, Pi, Ch
<i>U. bicarinatus</i>	1478	1629	1747	M
<i>A. quercorum</i>	1627	2252	2482	M, Ch
<i>P. taurus</i>	1471	1755	2050	M
<i>C. pectinata</i>	1424	1568	1760	T, M, Zu
<i>P. braconnieri</i>	1993	2075	2400	M, Ch
<i>P. bordai</i>	1420	1576	1719	T, M, Pi, Me, Zu
<i>G. liocephalus</i>	1669	2176	2566	M, Ch
<i>A. parvisocia</i>	1442	1669	2003	T, M, Pi, Me
<i>A. sackii</i>	1442	1673	1964	T, M, Pi, Me
<i>X. rectocollaris</i>	2294	2423	2537	M, Ch

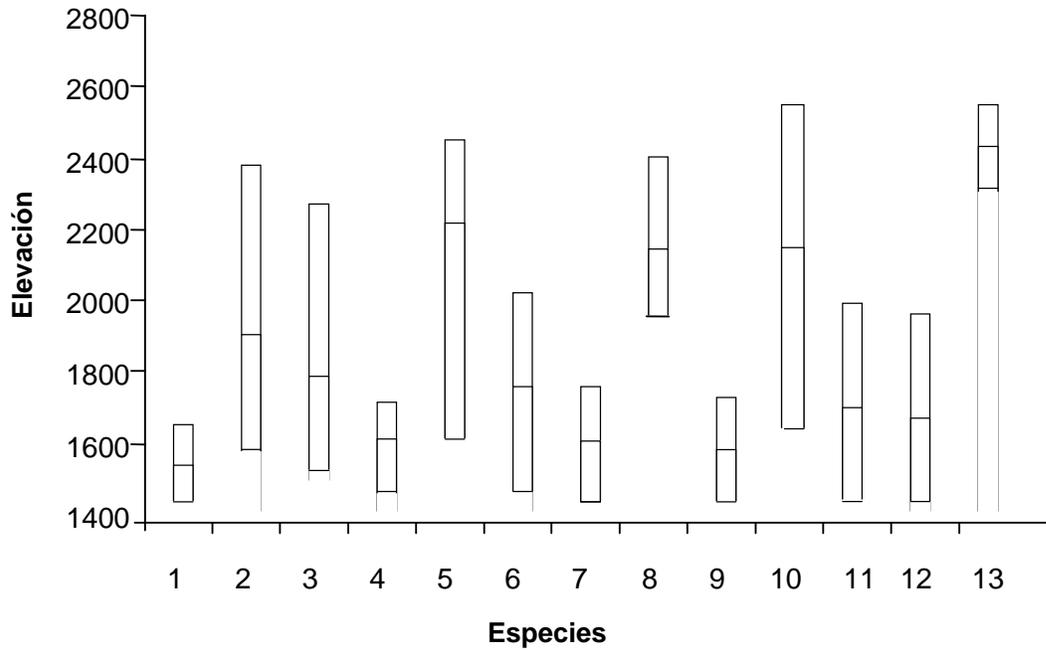


Figura 6.3. Gradiente altitudinal promedio con su intervalo mínimo y máximo en el cual se encuentran las 13 especies de lacertilios.

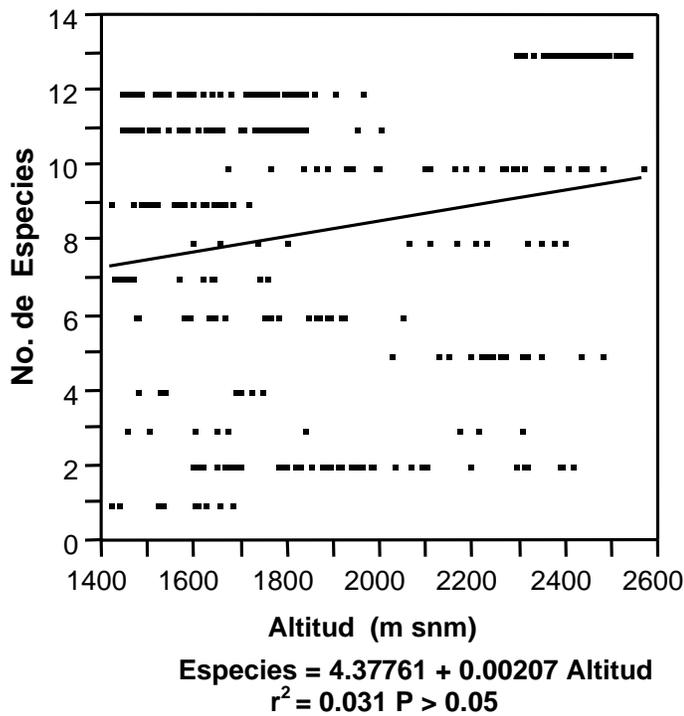


Figura 6.4. Correlación entre la altitud y la distribución de especies.

6.1.3. Pendiente.

La mayor parte de los organismos pertenecientes a todas las especies se encontraron en pendientes menores a los 22°, únicamente *X. rectocollaris* se distribuye en pendientes más pronunciadas cercanas a los 30° (Cuadro 6.3).

Cuadro 6. 3. Pendiente promedio, mínima y máxima (en grados) en la cuál se observaron las lagartijas de las diferentes especies.

Especie	Pendiente Mínima	Pendiente Promedio	Pendiente Máxima
<i>S. gadoviae</i>	1	14	32
<i>S. jalapae</i>	6	20	51
<i>S. horridus</i>	2	14	27
<i>U. bicarinatus</i>	3	13	37
<i>A. quercorum</i>	8	22	44
<i>P. taurus</i>	9	22	32
<i>C. pectinata</i>	1	14	30
<i>P. braconnieri</i>	8	20	33
<i>P. bordai</i>	2	12	31
<i>G. liocephalus</i>	4	21	34
<i>A. parvisocia</i>	1	14	30
<i>A. sackii</i>	1	13	30
<i>X. rectocollaris</i>	11	29	59

Este elemento geográfico, al igual que la altitud, tampoco está correlacionado con la distribución de los animales en el Valle de Zapotitlán Salinas, debido a que ésta fue positiva pero no significativa (Fig. 6.5).

6.1.4. Orientación.

Aunque la correlación entre los organismos con respecto a la orientación no fue significativa (Fig. 6.6), existe una mayor frecuencia de distribución de las lagartijas en zonas cuya orientación se dirige al este, sureste y sur, observándose un patrón de normalidad, dónde es evidente un descenso en la frecuencia conforme la orientación se va dirigiendo hacia el norte (Fig. 6.7, Anexo 2). No obstante esta tendencia, no hubo diferencias significativas entre el número de organismos encontrados en las distintas orientaciones (Cuadro 6.4). El análisis de correlación y la prueba de Dunn (Cuadro 6.4) demuestran que la orientación no influye en la distribución de las lagartijas en el valle.

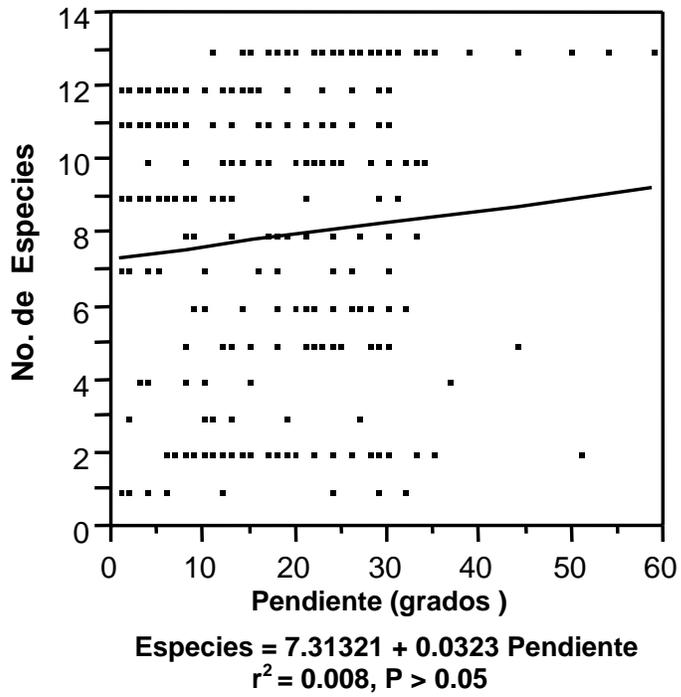


Figura 6.5. Correlación entre la pendiente y la distribución de especies.

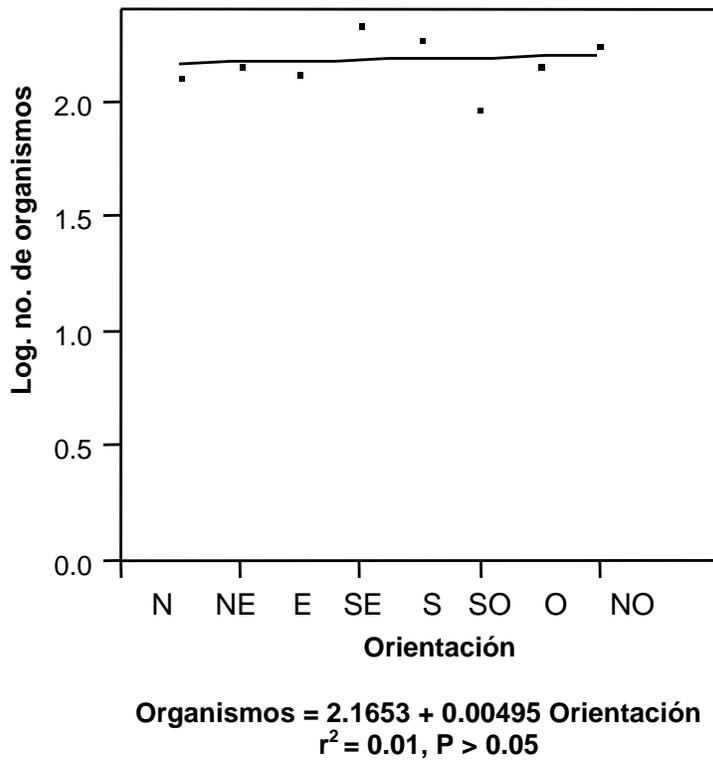


Figura 6.6. Correlación entre la orientación y el número de organismos.

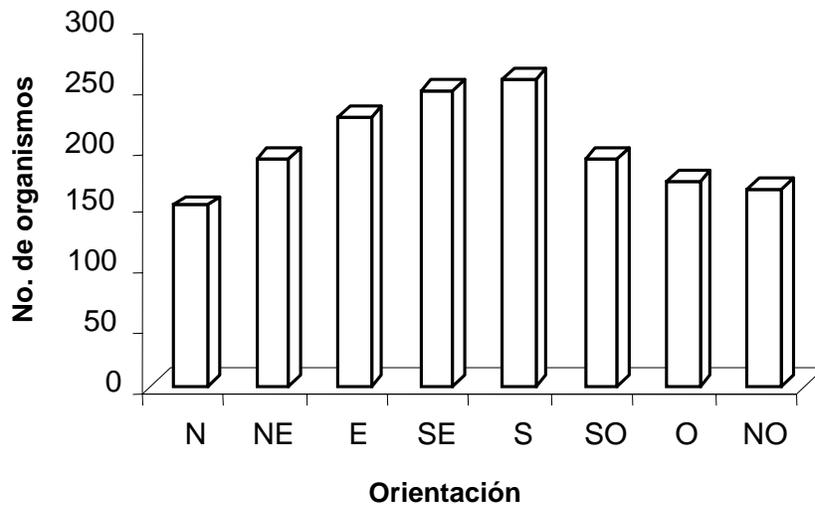


Figura 6.7. Proporción de organismos en los diferentes sitios de muestreo con diferente orientación.

Cuadro 6.4. Prueba de Dunn entre el número de organismos encontrados en las diferentes orientaciones.

Comparación	Q	P
NO vs SO	1.573	P > 0.05
NO vs O	0.778	P > 0.05
NO vs NE	0.697	P > 0.05
NO vs E	0.57	P > 0.05
NO vs SE	0.549	P > 0.05
NO vs N	0.491	P > 0.05
NO vs S	0.37	P > 0.05
S vs SO	1.203	P > 0.05
S vs O	0.408	P > 0.05
S vs NE	0.327	P > 0.05
S vs E	0.199	P > 0.05
S vs SE	0.179	P > 0.05
S vs N	0.121	P > 0.05
N vs SO	1.081	P > 0.05
N vs O	0.286	P > 0.05
N vs NE	0.205	P > 0.05
N vs E	0.0781	P > 0.05
N vs SE	0.0578	P > 0.05
SE vs SO	1.023	P > 0.05
SE vs O	0.228	P > 0.05
SE vs NE	0.147	P > 0.05

6.1.5. Precipitación y temperatura.

Además de los factores antes mencionados, la precipitación y la temperatura son factores que pueden determinar la distribución, abundancia y diversidad de estas especies de lagartijas a una escala espacial temporal, principalmente (ver sección 6.3. Fragmentación). La precipitación pluvial en el valle presenta una tendencia bimodal, alcanzando picos máximos en mayo y septiembre (Figs. 6.8 – 6.10). Por otra parte, la temperatura promedio en el valle no presenta oscilaciones marcadas, presentando valores mayores durante los meses más secos y al inicio de la época húmeda del año, y alcanza sus valores mínimos cuando la temporada de lluvias termina (Figs. 6.8 – 6.10).

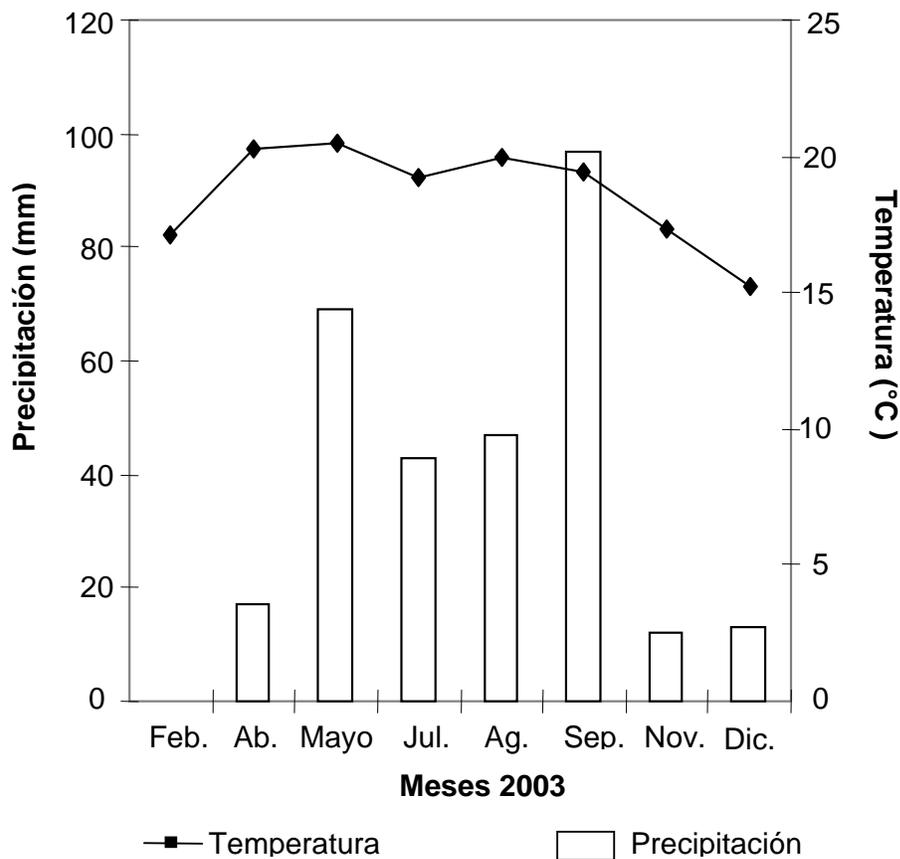


Figura 6.8. Temperatura y precipitación para el Valle de Zapotitlán Salinas durante el año 2003.

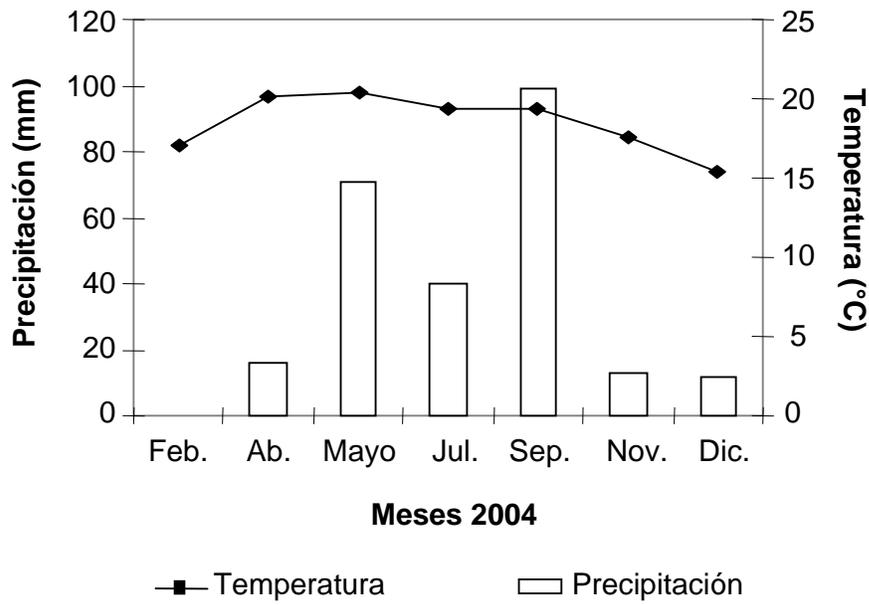


Figura 6.9. Temperatura y precipitación para el Valle de Zapotitlán Salinas durante el año 2004.

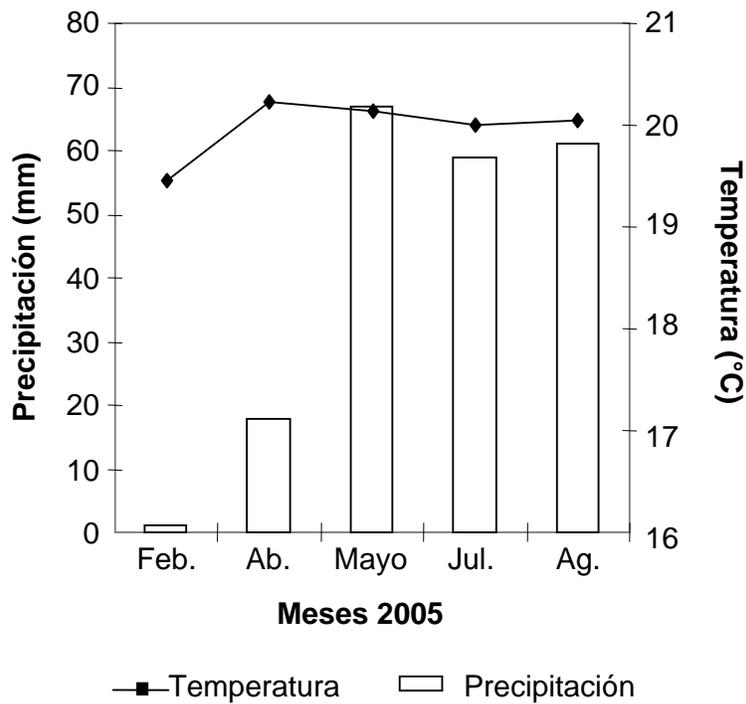


Figura 6.10. Datos climatológicos para el Valle de Zapotitlán Salinas durante el año 2005.

6.2. Elementos Ecológicos.

Se obtuvieron un total de 1271 registros de las 13 diferentes especies de lacertilios (Fig. 6.11), de los cuales 1045 fueron observaciones y sólo 226 organismos fueron capturados. De todos los registros se determinó el sexo de aquellos animales que presentaron dimorfismo sexual de forma evidente. Para las especies *P. bordai*, *G. liocephalus*, *A. parvisocia* y *A. sackii*, el dimorfismo sólo se puede observar en las estructuras reproductivas mediante una disección, es por esta razón que no se considera el dimorfismo de estas especies en el cuadro 6.4. De manera general, la proporción de sexos para aquellas especies con dimorfismo fue 1:1 (Cuadro 6.5). Asimismo, la proporción de juveniles con respecto a los adultos fue menor, de 3 ó 2 a 1.

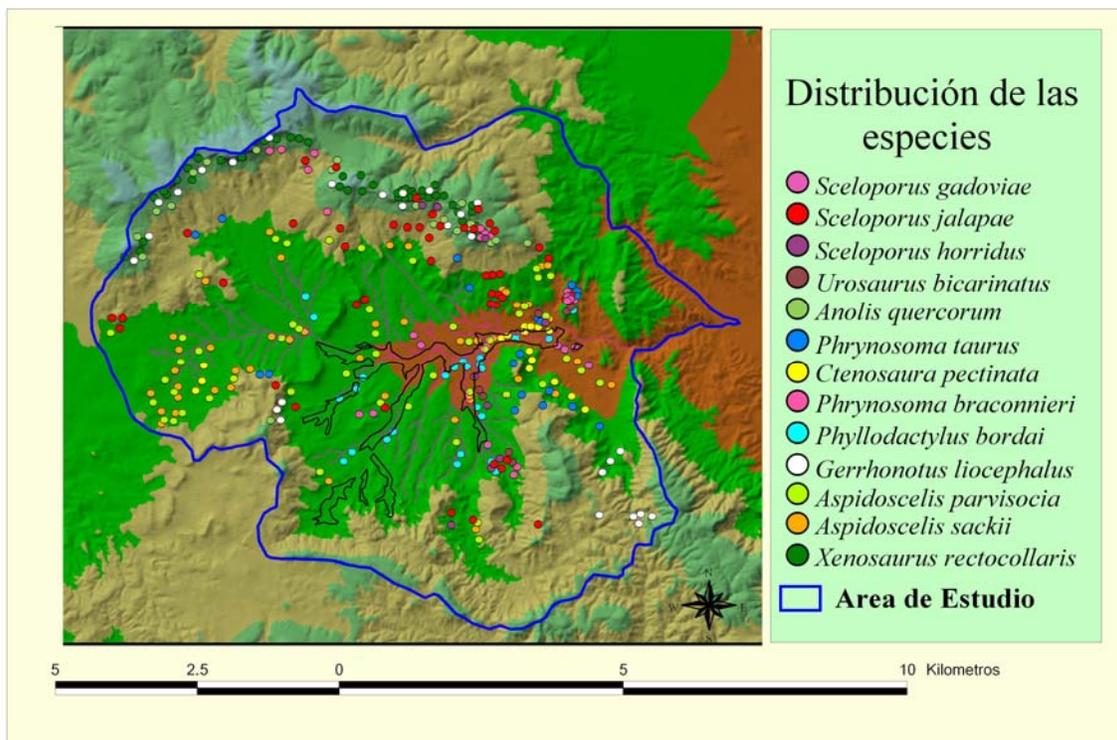


Figura 6.11. Distribución de los 1271 organismos pertenecientes a las 13 especies de lagartijas en el Valle de Zapotitlán Salinas. Cada punto es un sitio de muestreo donde se localizaron 1 o más individuos

Con respecto a los microhábitats ocupados por el ensamble de lacertilios en todo el valle, éstos suman un total de 39, siendo los más aprovechados el interior de las grietas y las paredes de arenisca (Fig. 6.12, Cuadro 6.6). Dentro de las especies más frecuentes (las que explotan una mayor cantidad de microhábitats) destacan *S. gadoviae*, *S. jalapae*, *A. sackii* y *A. parvisocia*. Por

otra parte, se observan especies tales como *A. quercorum*, *C. pectinata*, *G. liocephalus*, *P. bordai*, *P. braconnieri* y *U. bicarinatus*, que no ocupan una gran cantidad de microhábitats, presentando una mayor especialización (Fig. 6.13, Anexo 3).

Cuadro 6.5. Número de organismos por especie, sexo y estadio.

Especies	Total de organismos	Machos	Hembras	Juveniles y crías
1 <i>S. gadoviae</i>	426	164	181	81
2 <i>S. jalapae</i>	192	74	67	51
3 <i>S. horridus</i>	58	19	24	15
4 <i>U. bicarinatus</i>	17	8	7	2
5 <i>A. quercorum</i>	19	11	8	-----
6 <i>P. taurus</i>	21	9	8	4
7 <i>C. pectinata</i>	16	4	7	5
8 <i>P. braconnieri</i>	13	7	5	1
9 <i>P. bordai</i>	34	-----	-----	-----
10 <i>G. liocephalus</i>	32	-----	-----	-----
11 <i>A. parvisocia</i>	125	-----	-----	-----
12 <i>A. sackii</i>	105	-----	-----	-----
13 <i>X. rectocollaris</i>	213	43	92	78
	1271	339	399	237

Cuadro 6.6. Microhábitats ocupados por el ensamble de lacertilios en el Valle de Zapotitlán Salinas.

1	Pared de arenisca	21	Bajo mezquite
2	Espacio abierto	22	Sobre columnares
3	Bajo tocón	23	Entre columnares
4	Sobre tocón	24	Bajo columnares
5	Bajo roca	25	Bajo tronco
6	Sobre roca	26	Sobre tronco
7	Dentro grieta de roca	27	Entre herbáceas
8	Dentro de grieta de pared	28	Bajo garambullo
9	Sobre opuntia	29	Sobre garambullo
10	Bajo opuntia	30	Entre crasuláceas
11	Entre opuntias	31	Bajo mimosas
12	Bajo agavácea	32	Entre mimosas
13	Sobre agavácea	33	Sobre ladrillo
14	Entre agaváceas	34	Bajo lámina
15	Bajo arbustos	35	Bajo cartón
16	Entre arbustos	36	Entre rocas
17	Sobre ramas secas	37	En cerca
18	Bajo ramas secas	38	Entre cultivo
19	Entre ramas secas	39	En canal
20	Sobre Mezquite		

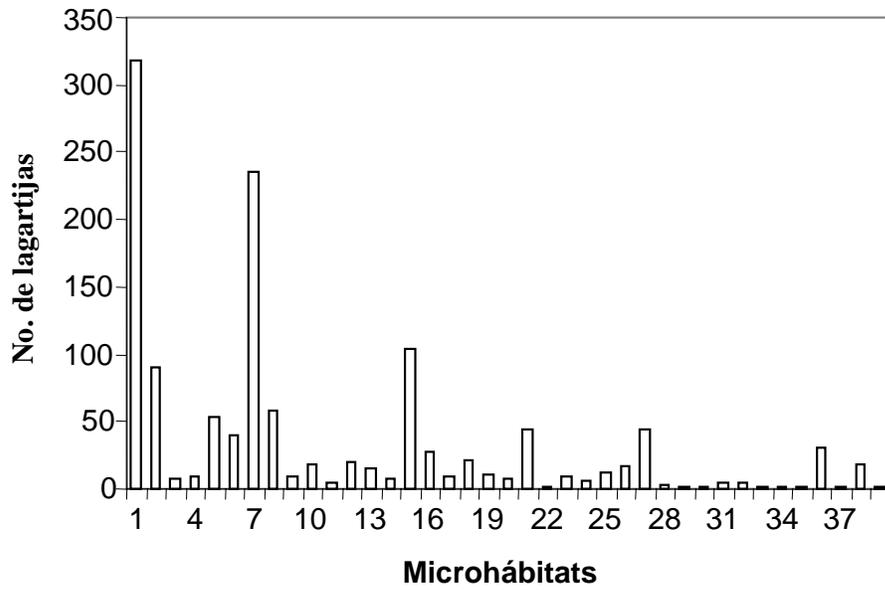


Figura 6.12. Uso de los diferentes microhábitats por parte de las lagartijas de las diferentes especies.

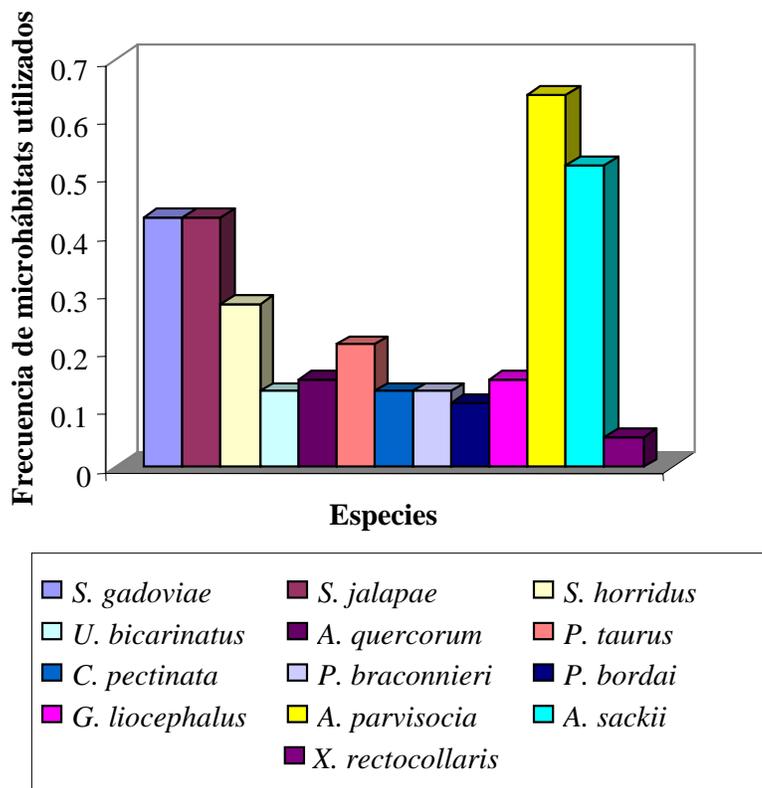


Figura 6.13. Frecuencia relativa de los microhábitats utilizados por especie.

En relación al tipo de presas consumidas por el ensamble de lacertilios, se encontraron un total de 48 taxones en los 226 estómagos analizados (Cuadro 6.7). De la disponibilidad total de alimento, este ensamble de vertebrados ectotermos aprovecha sólo una parte de este recurso (ver resultados sobre amplitud en la sección de fragmentación). Gran parte de las presas consumidas pertenecen al orden Coleóptera (escarabajos, 27 % del total de presas encontradas), seguida por el orden Hymenóptera (avispas, abejas y hormigas, 20 % del total) y Hemíptera (12 % del total) (Cuadro 6.8).

Cuadro 6.7. Familias de artrópodos encontrados en los estómagos de las 13 especies estudiadas.

Orden	Familia	Orden	Familia	
Coleóptera	Carabidae	Hymenóptera	Apidae	
	Curculionidae		Vespidae	
	Tenebrionidae		Formicidae	
	Hidrophylidae		Pentatomatidae	
	Ostomidae		Gerridae	
	Gyrinidae		Hydrometridae	
	Passalidae		Naucoridae	
	Staphylinidae		Scutelleroidea	
	Byrrhidae		Nepidae	
	Elatheroidea		Cydnidae	
	Chrysomelidae		Nabiidae	
	Cerambycidae		Hemíptera	Reduvidae
	Dytiscidae		Homóptera	Cicadelidae
	Notoridae	Cycadidae		
	Melolonthidae		Acrididae	
	Zopheridae		Gryllidae	
Hydroscaphidae	Phasmatidae			
Elateridae	Orthóptera		Blatidae	
Isóptera	Termitidae	Lepidóptera	Noctuidae	
Díptera	Bibiónidae		Tineidae	
	Culicidae	Dermóptera	Forficulidae	
	Drosophilidae	Neuróptera	Chrysophidae	
	Muscidae	Quilopoda	S/determinar	
	Tabanidae	Diplopoda	S/determinar	
Arachnidae	Aranea	Acarida	S/determinar	
	Scorpionidae			

Cuadro 6.8. Número de insectos de los diferentes ordenes contenidos en los estómagos del ensamble de lacertilios .

Coleóptera	245
Hymenóptera	186
Hemíptera	114
Homóptera	28
Isóptera	84
Orthóptera	102
Díptera	46
Arachnidae	36
Lepidóptera	18
Dermóptera	12
Neuróptera	8
Quilopoda	11
Diplopoda	19
Acarida	14
Total	923

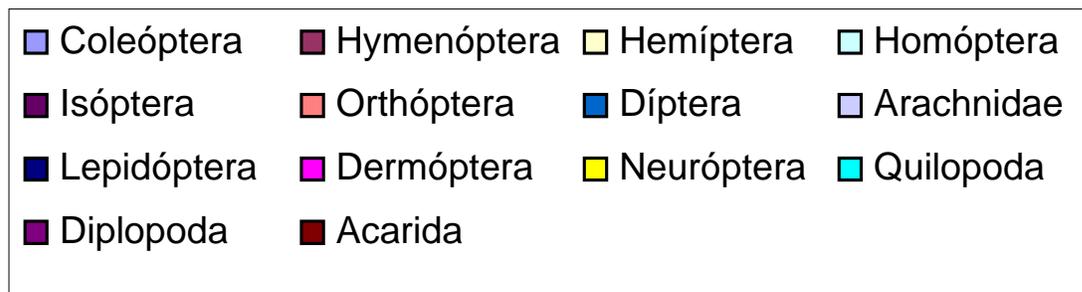
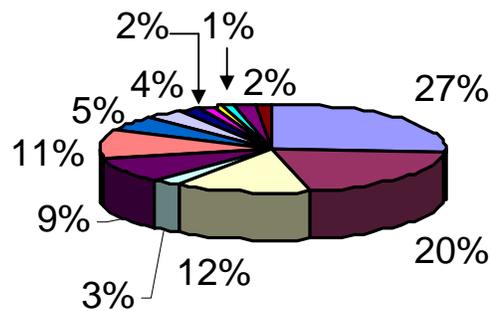


Figura 6.14. Porcentaje de las presas consumidas por los lacertilios.

6.3. Fragmentación.

El proceso de fragmentación del hábitat es un factor que puede determinar de manera directa e indirecta la distribución de estas lagartijas. La fragmentación puede llevar a cabo un efecto en cascada afectando los elementos abióticos y bióticos que requieren estos organismos dentro de su rango de distribución. Dos de los elementos abióticos que pueden influir de manera directa en la distribución de estos organismos son: la estructura espacial del microhábitat y la temperatura microambiental.

6.3.1. Estructura espacial (microhábitat).

El número de especies presentes en cada zona con diferente grado de fragmentación fue diferente (Figs. 6.15 - 6.16). Las terrazas aluviales, cuyo grado de fragmentación es mayor, fue el área con menor número de especies, ya que solamente se encontraron cinco taxas (Cuadro 6.9). Por otra parte el cerro Cuthac, donde la heterogeneidad ambiental es mayor y el grado de fragmentación es menor con respecto a las terrazas, fue la zona que presentó mayor número de especies, con 9 de las 13 que se distribuyen en todo el Valle de Zapotitlán Salinas (Cuadro 6.9). Por último, en el cerro de Chacatecas, se presentaron 7 especies (Cuadro 6.9).

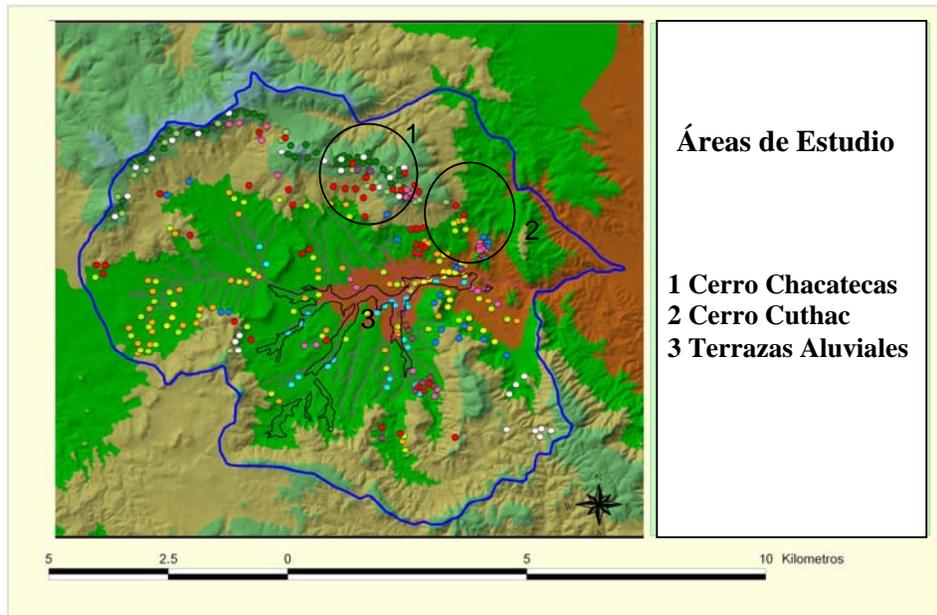


Figura 6.15. Localización de las tres áreas con diferente grado de fragmentación.

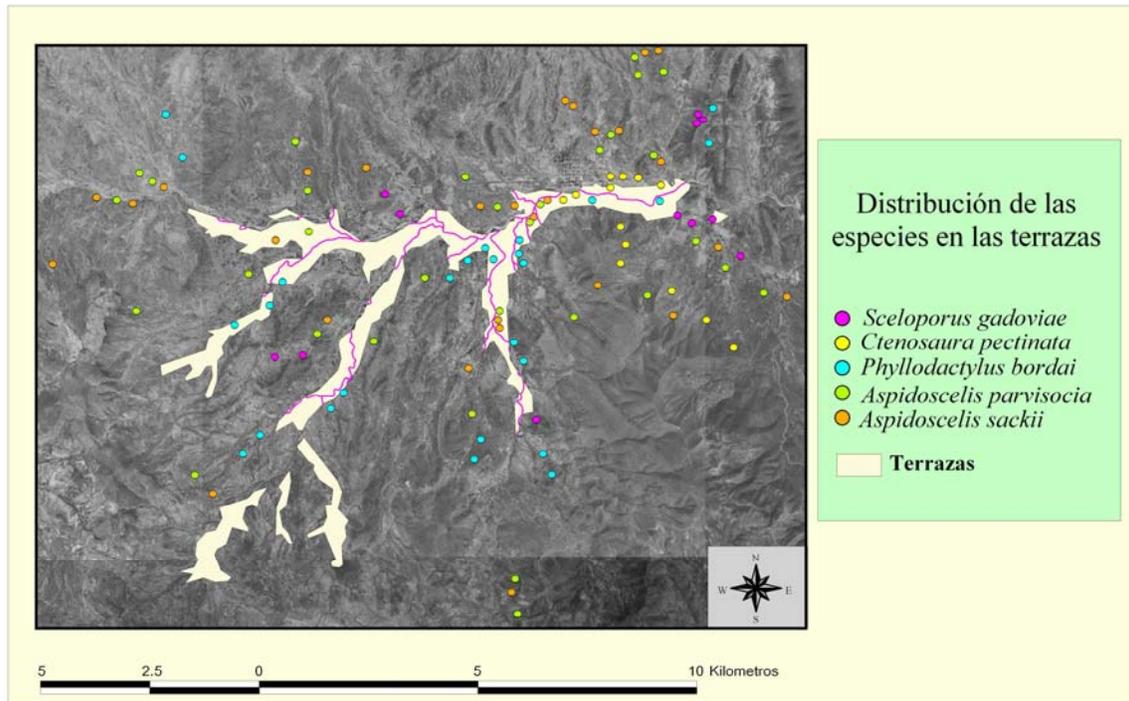


Figura 6.16. Distribución de especies en la zona con mayor grado de fragmentación.

Cuadro 6.9. Distribución de especies en las diferentes zonas.

Distribución de Especies		
Cerro Chacatecas (2500 msnm)	Cerro Cuthac (1680 msnm)	Terrazas Aluviales (1510 msnm)
<i>A. quercorum</i>	<i>A. quercorum</i>	<i>A. parvisocia</i>
<i>A. parvisocia</i>	<i>A. parvisocia</i>	<i>A. sackii</i>
<i>G. liocephalus</i>	<i>A. sackii</i>	<i>C. pectinata</i>
<i>P. braconnieri</i>	<i>P. bordai</i>	<i>P. bordai</i>
<i>S. horridus</i>	<i>P. taurus</i>	<i>S. gadoviae</i>
<i>S. jalapae</i>	<i>S. gadoviae</i>	-----
<i>X. rectocollaris</i>	<i>S. horridus</i>	-----
-----	<i>S. jalapae</i>	-----
-----	<i>U. bicarinatus</i>	-----

Por otra parte, el número de microhábitats ocupados o potenciales para ser ocupados por las lagartijas fue menor en zonas homogéneas (terrazas) cuyo grado de fragmentación fue mayor (Fig. 6.17). El Cerro Cuthac presentó mayor número de microhábitats con respecto a las terrazas y al Cerro Chacatecas, presentando un total de 38 de los 39 microhábitats registrados (Fig. 6.17).

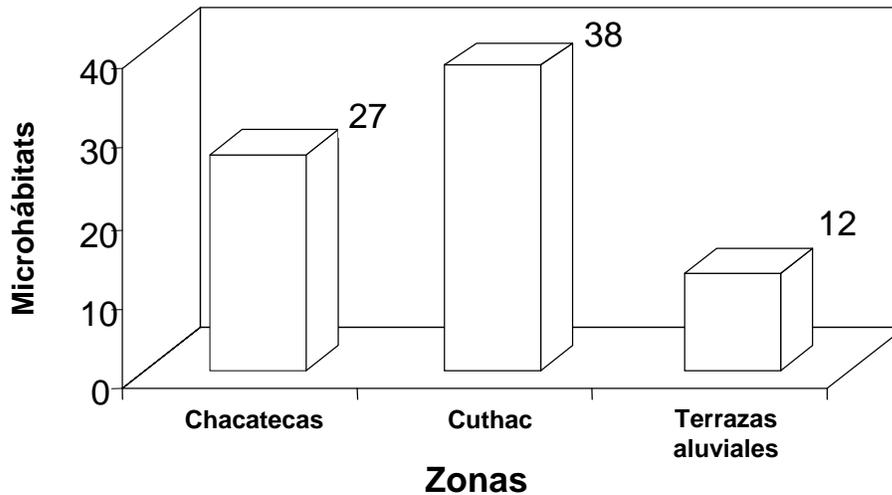


Figura 6.17. Microhábitats ocupados para cada una de las tres áreas con diferente grado de fragmentación.

6.3.2. Temperaturas microclimáticas y operativas.

En relación a las temperaturas microclimáticas (sustrato y aire) de los microhábitats potenciales u ocupados, la temperatura más elevada se observó en las terrazas (zona más fragmentada). El área con mayor heterogeneidad ambiental y número de microhábitats (Cuthac) presentó una temperatura menor a las terrazas pero mayor al Cerro Chacatecas (Cuadro 6.10), observándose diferencias estadísticamente significativas entre las temperaturas microclimáticas de estas tres áreas (Cuadro 6.11).

Cuadro 6.10. Temperaturas promedio \pm error estándar, rango y tamaño de la muestra de las temperaturas microclimáticas (s = sustrato y a = aire).

TERRAZAS		CUTHAC		CHACATECAS	
Ts° C	Ta° C	Ts° C	Ta° C	Ts° C	Ta° C
34.23 \pm 0.24 (17.4-39.6, n = 142)	32.16 \pm 0.67 (16.8-33.4, n = 137)	31.19 \pm 0.35 (22.6-33.4, n = 163)	30.49 \pm 0.28 (17.4-32.8, n = 128)	28.72 \pm 0.24 (19.4-29.2, n = 179)	27.38 \pm 0.82 (17-29.2, n = 123)

Por otra parte, las temperaturas operativas (temperaturas de objetos inanimados) también presentaron la misma tendencia observada en las temperaturas del microclima: el área más homogénea desde el punto de vista ambiental (terrazas), presentó una temperatura operativa promedio de 39.8 °C, la zona con mayor heterogeneidad ambiental registró una temperatura de 29.8 °C y la temperatura operativa del área con una fragmentación moderada (Cerro Chacatecas) fue 25.2 (Cuadro 6.12). En dichas temperaturas se observan diferencias significativas (Cuadro 6.13).

Cuadro 6.11 Análisis estadístico de la temperatura microclimática de las tres áreas de estudio.

<i>COMPARACIÓN</i>	<i>ESTADÍSTICO</i>	<i>DIFERENCIAS</i>
Ts TERRAZAS VS CUTHAC	ANOVA $F_{2,303} = 8.49$ P = 0.032	Si
Ta TERRAZAS VS CUTHAC	ANOVA $F_{2,263} = 3.21$ P = 0.041	Si
Ts TERRAZAS VS CHACATECAS	ANOVA $F_{2,319} = 12.38$ P = 0.026	Si
Ta TERRAZAS VS CHACATECAS	ANOVA $F_{2,258} = 10.21$ P = 0.029	Si
Ts CHACATECAS VS CUTHAC	ANOVA $F_{2,340} = 9.27$ P = 0.027	Si
Ta CHACATECAS VS CUTHAC	ANOVA $F_{2,249} = 1.16$ P = 0.058	No

Cuadro 6.12. Temperaturas operativas de las tres zonas con diferente grado de fragmentación.

<i>TERRAZAS</i>	<i>CUTHAC</i>	<i>CHACATECAS</i>
39.82 ± 0.54 (11.8-43.2, n = 1165)	29.76 ± 0.38 (13.8-33.2, n = 1096)	25.16 ± 0.68 (12.4-31.2, n = 1216)

Cuadro 6.13. Análisis estadístico de las temperaturas operativas de las tres áreas de estudio.

<i>COMPARACIÓN</i>	<i>ESTADÍSTICO</i>	<i>DIFERENCIAS</i>
TERRAZAS VS CUTHAC	ANOVA $F_{2,2259} = 14.95$ P = 0.025	Si
TERRAZAS VS CHACATECAS	ANOVA $F_{2,2279} = 15.38$ P = 0.021	Si
CHACATECAS VS CUTHAC	ANOVA $F_{2,2310} = 13.21$ P = 0.028	Si

Dentro de los factores bióticos que se pueden ver afectados por la fragmentación del hábitat, se encuentran aquellos relacionados a las interacciones interespecíficas. Algunos de estos elementos pueden ser: disponibilidad de alimento, diversidad de especies, dominancia, utilización

del recurso alimento y espacio (amplitud), así como la sobreposición en el uso de recursos espaciales y alimenticios.

6.3.3. Presas consumidas.

Con respecto al alimento consumido, no se observó alguna diferencia significativa entre el número de taxas consumidas por las diferentes especies de lacertilios que ocurren en el Cerro Cuthac con respecto a las terrazas (48 familias de artrópodos vs. 45, respectivamente, Cuadros 6.14 – 6.15). Sin embargo, el número de taxas consumidas por los lacertilios que se distribuyen en el Cerro Chacatecas fue menor, ya que se encontraron 39 familias de artrópodos (Cuadro 6.16).

Cuadro 6.14. Taxas de presas consumidas por las especies de lacertilios que ocurren en el Cerro Cuthac.

Orden	Familia	Orden	Familia	
Coleóptera	Carabidae	Hymenóptera	Apidae	
	Curculeonidae		Vespidae	
	Tenebrionidae		Formicidae	
	Hidrophylidae		Pentatomatidae	
	Ostomidae		Gerridae	
	Gyrinidae		Hydrometridae	
	Passalidae		Naucoridae	
	Staphylinidae		Scutelleroidea	
	Byrrhidae		Nepidae	
	Elatheroidea		Cydnidae	
	Chrysomelidae		Nabiidae	
	Cerambycidae		Hemíptera	Reduvidae
	Dytiscidae		Homóptera	Cicadelidae
	Notoridae	Cycadidae		
	Melolonthidae	Orthóptera	Acrididae	
	Zopheridae		Gryllidae	
	Hydroscaphidae		Phasmatidae	
Elateridae		Blatidae		
Isóptera	Termitidae		Noctuidae	
Díptera	Bibiónidae	Lepidóptera	Tineidae	
	Culicidae	Dermóptera	Forficulidae	
	Drosophilidae	Neuróptera	Chrysophidae	
	Muscidae	Quilopoda	S/determinar	
	Tabanidae	Diplopoda	S/determinar	
Arachnidae	Aranea	Acarida	S/determinar	
	Scorpionidae	Materia sin determinar		

Cuadro 6.15. Taxas de presas consumidas por las especies de lacertilios que ocurren en las terrazas aluviales.

Orden	Familia	Orden	Familia
Coleóptera	Carabidae	Hymenóptera	Apidae
	Curculeonidae		Vespidae
	Tenebrionidae		Formicidae
	Hidrophylidae		Pentatomatidae
	Ostomidae		Gerridae
	Gyrinidae		Hydrometridae
	Passalidae		Naucoridae
	Staphylinidae		Nepidae
	Byrrhidae		Cydnidae
	Elatheroidea		Nabiidae
	Chrysomelidae	Hemíptera	Reduvidae
	Cerambycidae	Homóptera	Cicadelidae
	Dytiscidae		Cycadidae
	Notoridae		Acrididae
	Melolonthidae		Gryllidae
Zopheridae	Phasmatidae		
Isóptera	Termitidae	Orthóptera	Blatidae
Díptera	Bibiónidae	Lepidóptera	Noctuidae
	Culicidae	Dermóptera	Tineidae
	Drosophilidae	Neuróptera	Forficulidae
	Muscidae	Quilopoda	Chrysophidae
	Tabanidae	Diplopoda	S/determinar
		Acarida	S/determinar
Arachnidae	Aranea	Materia sin determinar	
	Scorpionidae		

Cuadro 6.16. Taxas de presas consumidas por las especies de lacertilios que ocurren en el Cerro Chacatecas.

Orden	Familia	Orden	Familia	
Coleóptera	Carabidae	Hymenóptera	Apidae	
	Curculionidae		Vespidae	
	Tenebrionidae		Formicidae	
	Hidrophylidae		Pentatomatidae	
	Ostomidae		Gerridae	
	Gyrinidae		Hydrometridae	
	Passalidae		Naucoridae	
	Staphylinidae		Scutelleroidea	
	Byrrhidae		Nepidae	
	Elatheroidea		Cydnidae	
	Chrysomelidae		Nabiidae	
	Cerambycidae		Hemíptera	Reduvidae
	Dytiscidae		Homóptera	Cicadelidae
	Isóptera	Termitidae		Acrididae
Díptera	Bibiónidae	Orthóptera		Gryllidae
	Drosophilidae		Phasmatidae	
	Muscidae		Blatidae	
	Tabanidae		Lepidóptera	Tineidae
Arachnidae	Aranea	Quilopoda	S/determinar	
Dermóptera	Scorpionidae			
	Forficulidae	Diplopoda	S/determinar	
Acarida	S/determinar	Materia sin determinar		

6.3.4. Diversidad de especies.

La curva de acumulación de especies demostró que en este valle habitan 13 especies de lagartijas (Fig. 6.18). Con respecto al índice de diversidad, éste fue mayor en el año 2003 en la zona más heterogénea y con mayor número de microhábitats (Cerro Cuthac), en comparación a las terrazas (área con mayor fragmentación) y al Cerro Chacatecas (zona más elevada y con un grado de fragmentación moderado, Cuadro 6.17). Esta misma tendencia se observó durante el 2004 y parte del 2005. Por otro lado, se observó un incremento en éste índice para los tres sitios de estudio durante los meses más húmedos y con temperaturas relativamente bajas durante los tres años de estudio (Cuadros 6.17 – 6.19; Figs. 6.19 – 6.24).

Cuadro 6.17. Índices de diversidad para las tres áreas durante el 2003.

DIVERSIDAD (H') 2003.			
Mes	Cuthac	Chacatecas	Terrazas
Febrero	0.382	0.371	0.312
Abril	0.468	0.417	0.396
Mayo	0.453	0.412	0.387
Julio	0.687	0.592	0.426
Agosto	0.576	0.521	0.401
Septiembre	0.435	0.404	0.316
Noviembre	0.397	0.351	0.297
Diciembre	0.374	0.338	0.301

Cuadro 6.18. Índices de diversidad para las tres áreas durante el 2004.

DIVERSIDAD (H') 2004.			
	Cuthac	Chacatecas	Terrazas
Febrero	0.362	0.336	0.305
Abril	0.474	0.423	0.366
Mayo	0.445	0.41	0.359
Julio	0.623	0.511	0.401
Septiembre	0.461	0.4	0.324
Noviembre	0.409	0.398	0.336
Diciembre	0.32	0.3	0.294

Cuadro 6.19. Índices de diversidad para las tres áreas durante el 2005.

DIVERSIDAD (H') 2005.			
	Cuthac	Chacatecas	Terrazas
Enero	0.397	0.329	0.3
Marzo	0.426	0.398	0.365
Mayo	0.468	0.454	0.399
Julio	0.609	0.506	0.432
Agosto	0.594	0.478	0.384

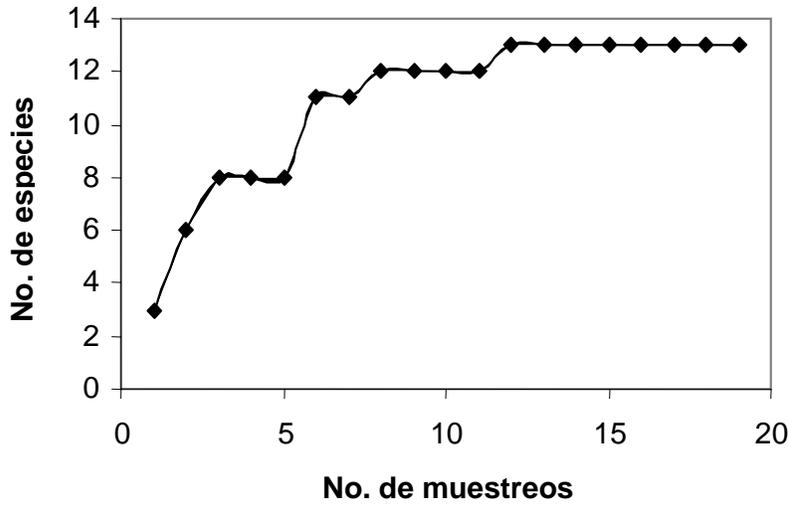


Figura 6.18. Riqueza específica de lagartijas.

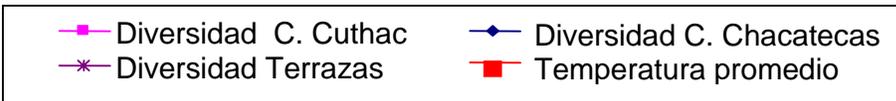
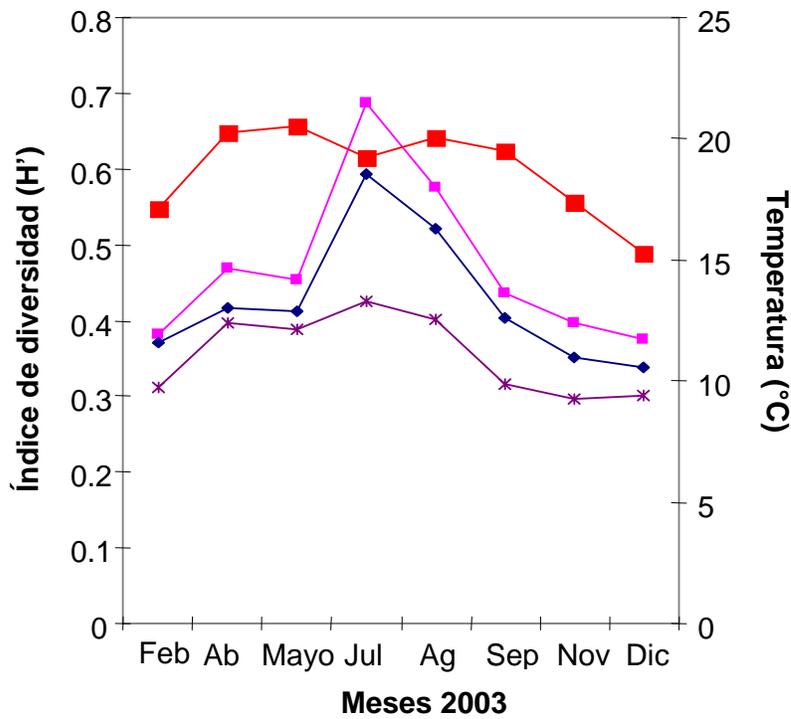


Figura 6.19. Índices de diversidad para las tres áreas en relación a la temperatura ambiental promedio durante el 2003.

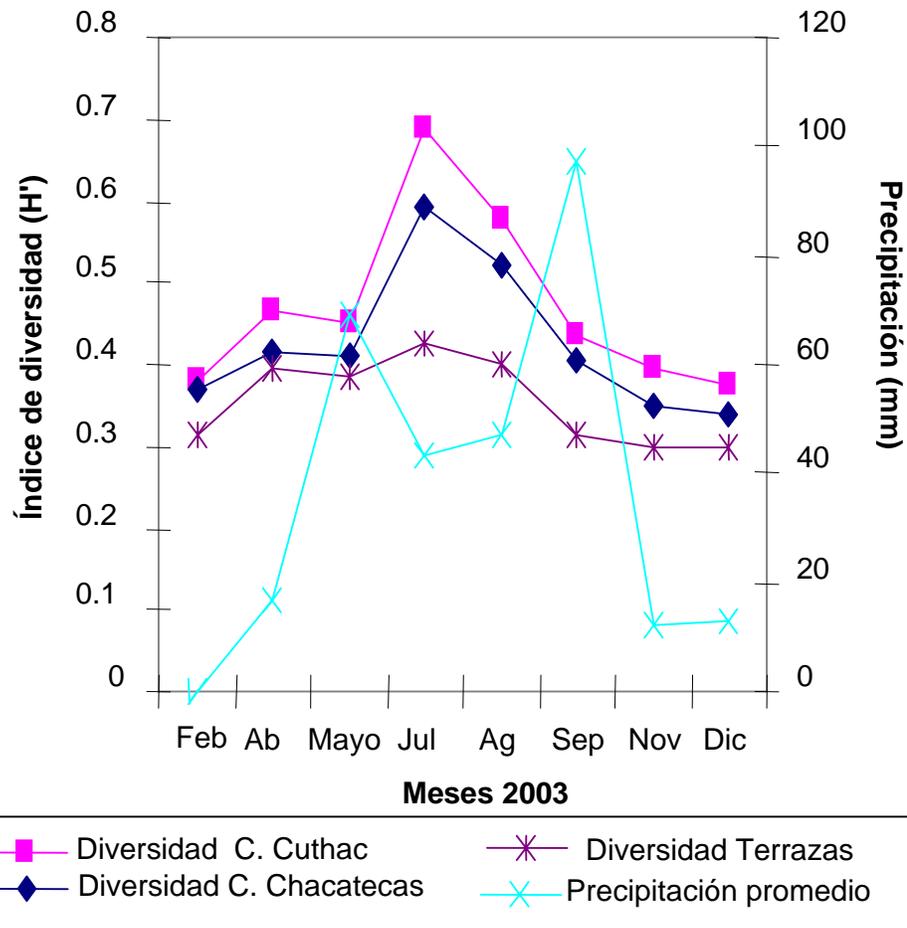


Figura 6.20. Índices de diversidad para las tres áreas en relación a la precipitación promedio durante el 2003.

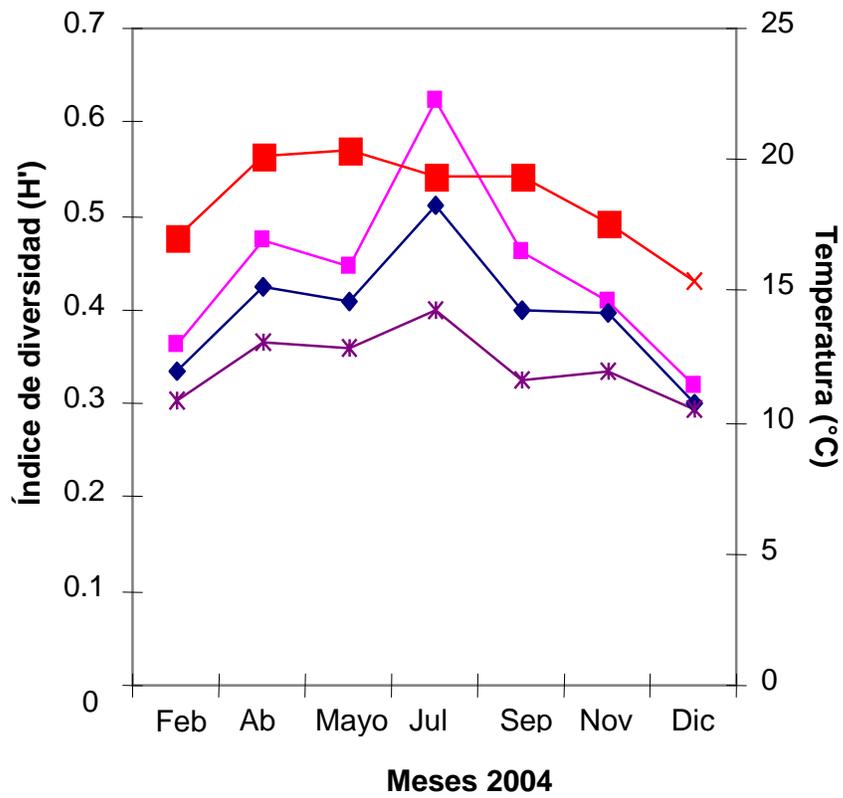


Figura 6.21. Índices de diversidad para las tres áreas en relación a la temperatura ambiental promedio durante el 2004.

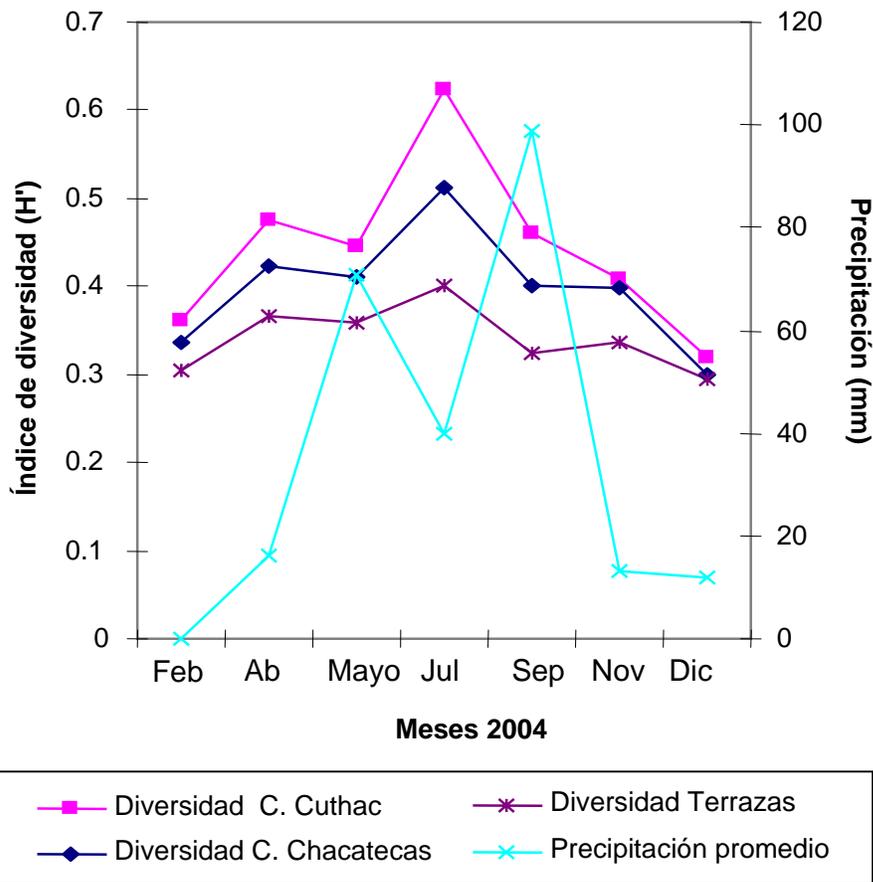


Figura 6.22. Índices de diversidad para las tres áreas en relación a la precipitación promedio durante el 2004.

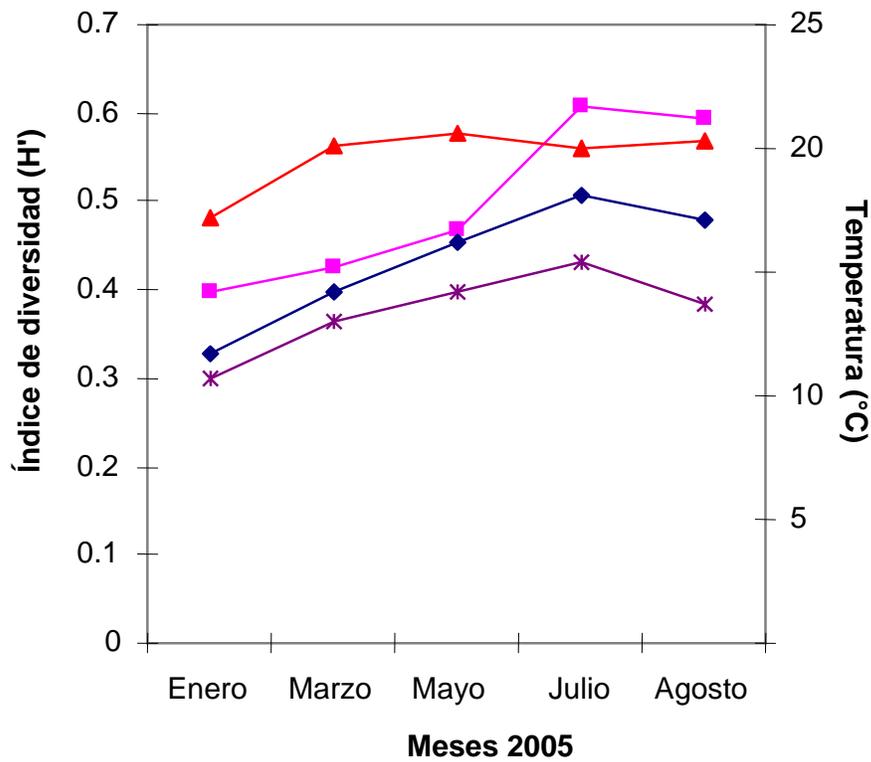


Figura 6.23. Índices de diversidad para las tres áreas en relación a la temperatura ambiental promedio durante el 2005.

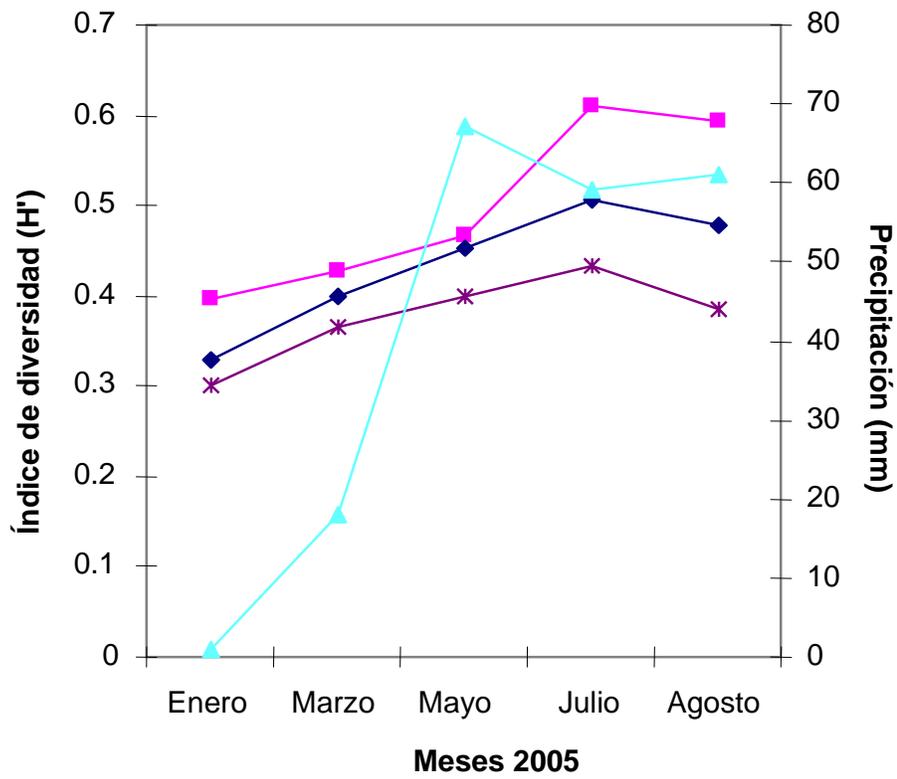


Figura 6.24. Índices de diversidad para las tres áreas en relación a precipitación promedio durante el 2005.

6.3.5. Dominancia.

La zona que presentó un valor más alto de dominancia fue la más fragmentada (terrazas aluviales) durante los tres años de estudio (Cuadros 6.20 – 6.22). La dominancia fue menor en el Cerro Cuthac y en Chacatecas. Asimismo, durante el tiempo de estudio en los meses de lluvias la dominancia de cada área disminuyó y, un fenómeno inverso se presentó durante la época seca del año (Cuadros 6.20 – 6.22).

Cuadro 6.20. Valores del Índice de Dominancia para los tres sitios de estudio durante el 2003.

DOMINANCIA (D) 2003.			
	Cuthac	Chacatecas	Terrazas
Febrero	0.291	0.478	0.692
Abril	0.274	0.365	0.579
Mayo	0.179	0.298	0.563
Julio	0.118	0.235	0.433
Agosto	0.129	0.224	0.472
Septiembre	0.284	0.326	0.416
Noviembre	0.299	0.303	0.493
Diciembre	0.317	0.409	0.474

Cuadro 6.21. Valores del Índice de Dominancia para los tres sitios de estudio durante el 2004.

DOMINANCIA (D) 2004.			
	Cuthac	Chacatecas	Terrazas
Febrero	0.284	0.314	0.678
Abril	0.265	0.342	0.594
Mayo	0.283	0.297	0.573
Julio	0.201	0.254	0.437
Septiembre	0.186	0.268	0.409
Noviembre	0.197	0.326	0.429
Diciembre	0.259	0.317	0.517

Cuadro 6.22. Valores del Índice de Dominancia para los tres sitios de estudio durante el 2005.

DOMINANCIA (D) 2005.			
	Cuthac	Chacatecas	Terrazas
Febrero	0.281	0.329	0.708
Abril	0.255	0.373	0.625
Mayo	0.189	0.293	0.582
Julio	0.211	0.205	0.489
Agosto	0.177	0.219	0.456

6.3.6. Amplitud.

La amplitud del recurso espacio fue menor en aquellos organismos que presentan una especialización de microhábitats alta, como por ejemplo *Anolis quercorum*, *Xenosaurus rectocollaris* y *Gerrhonotus liocephalus* en el Cerro Chacatecas; *A. quercorum* y *Sceloporus horridus* en el Cerro Cuthac, así como *Sceloporus gadoviae* y *Phyllodactylus bordai* en las terrazas aluviales (Cuadro 6.23). Por otra parte, se puede observar una gran utilización del recurso espacial en aquellas especies que presentan un tipo de forrajeo activo como es el caso de *Aspidoscelis parvisocia* y *A. sackii*. en la zona más fragmentada (Cuadro 6.23).

Cuadro 6.23. Amplitud en el uso del recurso espacial de las diferentes especies de lacertilios en los sitios de estudio.
Ds = Índice de amplitud.

Amplitud en la utilización del recurso espacio.					
Cerro Chacatecas (2500 msnm)	Ds	Cerro Cuthac (1680 msnm)	Ds	Terrazas Aluviales (1510 msnm)	Ds
<i>X. rectocollaris</i>	0.06	<i>S. horridus</i>	0.06	<i>P. bordai</i>	0.089
<i>A. quercorum</i>	0.08	<i>A. quercorum</i>	0.091	<i>S. gadoviae</i>	0.096
<i>G. liocephalus</i>	0.085	<i>P. taurus</i>	0.108	<i>C. pectinata</i>	0.102
<i>S. horridus</i>	0.096	<i>S. gadoviae</i>	0.115	<i>A. parvisocia</i>	0.468
<i>A. parvisocia</i>	0.097	<i>S. jalapae</i>	0.121	<i>A. sackii</i>	0.474
<i>P. braconnieri</i>	0.124	<i>P. bordai</i>	0.154	-----	
<i>S. jalapae</i>	0.129	<i>U. bicarinatus</i>	0.189	-----	
-----		<i>A. sackii</i>	0.209	-----	
-----		<i>A. parvisocia</i>	0.216	-----	

Con respecto a la amplitud del recurso alimento, se pueden observar especies altamente especializadas como es el caso de *Phrynosoma braconnieri* y *P. taurus* que se alimentan exclusivamente de hormigas (formicidae), así como aquellas lagartijas que presentan un forrajeo activo como por ejemplo las dos especies pertenecientes al género *Aspidoscelis*. Por otro lado, también es evidente una mayor utilización del recurso alimento en aquellos lacertilios con un tipo de estrategia de alimentación que consiste en acechar a sus presas. Esta mayor generalización en cuanto al consumo de alimento se puede observar en lacertilios pertenecientes al género *Sceloporus*, así como en las especies *Urosaurus bicarinatus* y *Phyllodactylus bordai* (Cuadro 6.24).

Cuadro 6.26. Matriz de sobreposición del alimento en el Cerro Chacatecas.

	<i>S. jalapae</i>	<i>S. horridus</i>	<i>P. braconieri</i>	<i>A. sacki</i>	<i>A. parvisocia</i>	<i>A. quercorum</i>	<i>G. liocephalus</i>	<i>X. rectocollaris</i>
<i>S. jalapae</i>	-	0.009	0.165	0.117	0.287	0.193	0.101	0.296
<i>S. horridus</i>	-	-	0.017	0.104	0.098	0.079	0.064	0.121
<i>P. braconieri</i>	-	-	-	0.095	0.116	0.087	0.069	0.024
<i>A. sacki</i>	-	-	-	-	0.396	0.129	0.217	0.016
<i>A. parvisocia</i>	-	-	-	-	-	0.038	0.174	0.028
<i>A. quercorum</i>	-	-	-	-	-	-	0.082	0.007
<i>G. liocephalus</i>	-	-	-	-	-	-	-	0.017
<i>X. rectocollaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-

Cuadro 6.27. Matriz de sobreposición del hábitat en el Cerro Cuthac.

	<i>S. jalapae</i>	<i>S. horridus</i>	<i>S. gadoviae</i>	<i>U. bicarinatus</i>	<i>P. bordai</i>	<i>P. taurus</i>
<i>S. jalapae</i>	-	0.16	0.28	0.21	0.12	0.08
<i>S. horridus</i>	-	-	0.09	0.18	0.07	0.09
<i>S. gadoviae</i>	-	-	-	0.19	0.05	0.07
<i>U. bicarinatus</i>	-	-	-	-	0.12	0.08
<i>P. bordai</i>	-	-	-	-	-	0.06
<i>P. taurus</i>	-	-	-	-	-	-

Cuadro 6.28. Matriz de sobreposición del alimento en el Cerro Cuthac.

	<i>S. jalapae</i>	<i>S. horridus</i>	<i>S. gadoviae</i>	<i>U. bicarinatus</i>	<i>P. bordai</i>	<i>P. taurus</i>
<i>S. jalapae</i>	-	0.129	0.214	0.103	0.087	0.074
<i>S. horridus</i>	-	-	0.084	0.237	0.093	0.106
<i>S. gadoviae</i>	-	-	-	0.312	0.145	0.081
<i>U. bicarinatus</i>	-	-	-	-	0.090	0.085
<i>P. bordai</i>	-	-	-	-	-	0.099
<i>P. taurus</i>	-	-	-	-	-	-

Cuadro 6.29. Matriz de sobreposición del hábitat en las Terrazas Aluviales.

	<i>S. gadoviae</i>	<i>P. bordai</i>	<i>A. sacki</i>	<i>A. parvisocia</i>	<i>C. pectinata</i>
<i>S. gadoviae</i>	-	0.56	0.21	0.23	0.31
<i>P. bordai</i>	-	-	0.14	0.098	0.36
<i>A. sacki</i>	-	-	-	0.63	0.23
<i>A. parvisocia</i>	-	-	-	-	0.11
<i>C. pectinata</i>	-	-	-	-	-

Cuadro 6.30. Matriz de sobreposición del alimento en las Terrazas Aluviales.

	<i>S. gadoviae</i>	<i>P. bordai</i>	<i>A. sacki</i>	<i>A. parvisocia</i>	<i>C. pectinata</i>
<i>S. gadoviae</i>	-	0.489	0.317	0.347	0.031
<i>P. bordai</i>	-	-	0.094	0.114	0.048
<i>A. sacki</i>	-	-	-	0.682	0.018
<i>A. parvisocia</i>	-	-	-	-	0.007
<i>C. pectinata</i>	-	-	-	-	-

CAPÍTULO 7. DISCUSIÓN.

7.1. Elementos Geográficos.

El intervalo geográfico de una especie puede ser visto como un reflejo espacial de su nicho ecológico. Si la distribución de una especie no estuviera limitada por barreras geográficas y habilidades de colonización, se podría esperar que ellas habitarían en cualquier condición ambiental conveniente (Lomolino *et al.*, 2006). Por otra parte, la influencia del clima, topografía y estructura vegetal varía espacialmente (Gaston, 1991), y de tal manera los esquemas de distribución de las diferentes especies puede cambiar en respuesta a esas variables (Kotliar y Wiens, 1990; Buckley y Roughgarden, 2005). Con base en estos argumentos, la escala espacial desempeña un papel importante en la distribución de lagartijas del presente estudio, ya que la superficie del Valle de Zapotitlán Salinas puede considerarse como un elemento geográfico preponderante en la distribución del ensamble de lacertilios, ya que existe una correlación positiva y significativa entre el número de especies y el área del valle, esta última variable puede explicar desde una perspectiva estadística en casi un 97 % la distribución de este grupo de organismos. Esta relación área-especies puede considerarse como una de las pocas leyes dentro de la ecología de comunidades (Schoener, 1976) debido a que el número de especies tiende a aumentar conforme se incrementa el área (Lomolino *et al.*, 2006).

Otro elemento que influye de manera directa en la distribución espacial de los organismos, es la estructura vegetal, la cual va a conformar los microhábitats potenciales para ser utilizados por el ensamble de lacertilios. Dentro de los tipos de vegetación, la zona de matorral es la más extensa y heterogénea dentro del valle y por esta razón existen más probabilidades de hallar organismos de distintas especies; tal vez por esto las 13 especies se distribuyen en este tipo de vegetación, puesto que los hábitats con una heterogeneidad estructural o espacial grande tienden a presentar más especies, considerando las restricciones climáticas (Zug *et al.*, 2001). No obstante, al aumentar la latitud y altitud, un hábitat estructuralmente heterogéneo no podría soportar una diversidad de reptiles alta debido a que la temperatura es un factor limitante para vertebrados ectotermos. En este caso, un hábitat estructuralmente simple a la misma latitud o altitud, podría contener una mayor cantidad de especies de lacertilios (Zug *et al.*, 2001).

La superficie y heterogeneidad ambiental presente en el Valle de Zapotitlán Salinas puede determinar el ensamble de lacertilios, compuesto por 13 especies de lagartijas, superando las 11 especies de saurios que se distribuyen en los desiertos del oeste norteamericano (Gran Cuenca,

Mojave y Sonorense) a pesar de su extensión superficial menor, y casi igualando las 18 especies de lagartijas distribuidas en el desierto de Kalahari en Sudáfrica cuya extensión es mayor que el Valle de Zapotitlán Salinas (Pianka, 1967, 1971, 1973). Sin embargo, al comparar el ensamble de lacertilios del Valle de Zapotitlán Salinas con zonas desérticas cuya extensión superficial y heterogeneidad ambiental es mayor, como por ejemplo el desierto Chihuahuense con cerca de 50 especies de lagartijas (Lemos-Espinal *et al.*, 2004) o el Gran Desierto Victoria en Australia con 42 especies de estos saurios (Pianka, 1969, 1973), dicho ensamble es más pequeño, de tal manera que es evidente el cómo la superficie y la heterogeneidad espacial pueden determinar la distribución y riqueza de especies de lacertilios en estas zonas áridas y semiáridas.

Con respecto al gradiente altitudinal, se encontraron dos patrones de distribución. Por un lado, se tienen especies limitadas a zonas elevadas por encima de los dos mil metros (Cerro Chacatecas), como *Xenosaurus rectocollaris* y *Phrynosoma braconnieri*, y por otra parte hay especies limitadas a altitudes menores como *Sceloporus gadoviae*, *Urosaurus bicarinatus*, *Ctenosaura pectinata* y *Phyllodactylus bordai* (Cerro Cuthac y terrazas aluviales). El resto de las especies presentaron un intervalo mayor de distribución altitudinal, como es el caso de *Gerrhonotus liocephalus* cuya distribución dentro del valle oscila entre los 1650 y los 2500 metros de altitud.

Existen evidencias de que la distribución de especies se debe a una serie de factores y procesos que están implicados a lo largo de gradientes altitudinales. Es decir, las diferentes especies responden a una combinación de factores que varían de manera regular conforme el gradiente altitudinal aumenta (Lomolino *et al.*, 2006); algunos de estos factores pueden influir en procesos tales como la migración, la sobrevivencia y la especiación (Ballinger, 1979; Futuyma, 2005). La temperatura del aire y presión atmosférica pueden ser dos de los factores antes mencionados que al interactuar pueden determinar la distribución de las especies de lacertilios, ya que, conforme aumenta la altitud, la temperatura del aire y la presión disminuye (considerando solamente presiones parciales de gases importantes para procesos biológicos como el oxígeno y el dióxido de carbono). Debido a que el aire a temperaturas bajas no puede retener tanta humedad como a temperaturas más altas, las precipitaciones generalmente se presentan a elevaciones intermedias habiendo disponibilidad de mayor cantidad de agua para plantas y animales. Caso contrario sucede en zonas altas donde el agua tiende a congelarse siendo menos disponible para los organismos (Sánchez-Cordero, 2001; Sanders *et al.*, 2003). De tal manera que la combinación óptima de temperatura, gases (presión atmosférica) y precipitación, puede ser un factor que determina la presencia de algunos organismos a altitudes intermedias (Lomolino *et al.*, 2006), tal

vez esto pueda reflejar que 8 de las 13 especies presentes en el Valle de Zapotitlán Salinas presente un intervalo altitudinal entre los 1700 y los 2300 m snm.

Otro aspecto relacionado con la elevación son las estrategias reproductivas de las dos especies localizadas a mayor altitud. Considerando los factores físicos señalados anteriormente, una temperatura ambiental y concentración de oxígeno baja, así como una restricción de hábitats óptimos pudo haber repercutido en una evolución hacia estrategias reproductivas vivíparas (Smith y Iverson, 1993; Lemos-Espinal *et al.*, 1996; Zamudio y Parra-Olea, 2000) como las presentadas por *Xenosaurus rectocollaris* y *Phrynosoma braconnieri* (Woolrich Piña *et al.*, 2005).

Adicionalmente a las variables climáticas relacionadas al gradiente altitudinal, las características fisiográficas también pueden variar conforme incrementa la altitud, y de tal forma, determinar la distribución de ensambles de ectotermos. Mientras un organismo se distribuya en zonas altas, tenderá a estar más aislado tanto de las especies que habitan en elevaciones bajas como aquellas que se encuentren en ensambles que se distribuyan en altitudes mayores pero en otras zonas montañosas. Tal es el caso específico de la población de *X. rectocollaris*, lacertilio que se distribuye en la zona más alta dentro del valle, que es una especie prácticamente aislada, ya que la otra población (de las que se tiene conocimiento) se encuentra en otra zona por arriba de los 2100 m snm a casi 40 kilómetros de distancia del Valle de Zapotitlán Salinas (Lemos-Espinal *et al.*, 1996; Woolrich Piña, 2002; Woolrich Piña *et al.*, 2006). De tal manera, las áreas de distribución de las especies que se encuentran a mayor altitud pueden ser vistos como archipiélagos conformados por ecosistemas que varían en el tamaño del área y grado de aislamiento, afectando ambos factores las tasas de inmigración y extinción, respectivamente; factores de vital importancia que pueden influir de manera directa en la conservación de las especies (específicamente de *X. rectocollaris* y *P. braconnieri*, ver discusión sobre conservación de especies más adelante). Con respecto a lo anterior, basándose en el modelo isla-montaña, se podría predecir que la riqueza de especies incrementaría en las altitudes bajas debido a que los ecosistemas de tierras bajas ocupan áreas más grandes y se encuentran menos aislados (MacArthur, 1972; MacArthur y Wilson, 1963, 1967; Brown, 1995). Sin embargo, las inmigraciones y extinciones no sólo están influenciadas por la altitud, sino también por el clima, siendo estos últimos tan importantes en determinar el área de distribución de las diferentes especies así como en algunos procesos de especiación (Lomolino *et al.*, 2006).

En general, el efecto geográfico de la altitud sobre de los factores ambientales y su influencia sobre inmigración y extinción, puede tener como resultado que el pico máximo de la riqueza específica se de en altitudes intermedias (Lomolino *et al.*, 2006), como puede ser el caso

en el presente trabajo. Además, el Valle de Zapotitlán Salinas, no presenta un gradiente altitudinal amplio, éste es de 1000 m aproximadamente. Tal vez por esta razón y no obstante lo mencionado anteriormente sobre los patrones altitudinales de distribución de las especies, la altitud no determinó dicha distribución debido a que se presentó una correlación no significativa.

Con respecto a la orientación geográfica la mayor parte de los organismos se encontraron en sitios orientados hacia el sur, este, sureste y suroeste. Esto probablemente se deba, en gran parte, a los requerimientos térmicos de estos lacertilios. Las lagartijas, al igual que el resto de los reptiles, son organismos ectotermos, es decir, que cambian la temperatura corporal de acuerdo a la temperatura del sustrato o temperatura del aire (Huey y Slatkin, 1976). Por la posición geográfica de México (ubicado en el Hemisferio Norte), y como consecuencia de ello, la ubicación que presenta el Valle de Zapotitlán Salinas, se presenta una mayor sombra orográfica en zonas cuya orientación se presenta hacia el norte, noreste y noroeste, de tal manera que la mayor parte de los hábitats y microhábitats ubicados a lo largo de estas áreas, no brindan los sitios de asoleo adecuados para un animal ectotermo (Huey, 1974). Como consecuencia de esto, las lagartijas no podrán realizar con eficiencia algunos procesos como alimentación, digestión, encontrar posibles parejas, etc. Tal vez debido a lo mencionado anteriormente, en toda esta área se encontraron individuos en densidades y abundancias bajas. De manera contraria, el sur, este, sureste y suroeste, presentaron una mayor densidad y abundancia de estos saurios. Debido a que estos lugares brindan mayor cantidad de áreas de asoleo, las lagartijas pueden interactuar intra e interespecíficamente, desarrollar de mejor manera sus procesos fisiológicos, e incluso, disponer de mayor cantidad de presas (Avery, 1982; Huey, 1982, Pianka, 1986).

La pendiente tampoco influyó en la distribución de las lagartijas dentro del valle. Por una parte no hay pendientes muy pronunciadas que restrinjan el desplazamiento de estos organismos, y por otra parte, las diferentes habilidades de locomoción de los animales (arborícolas, saxícolas, etc.) les permiten dispersarse por varios lugares.

En resumen, de todos los elementos geográficos considerados en este trabajo (superficie, vegetación, altitud, orientación y pendiente), solamente la superficie está relacionada con la distribución de las lagartijas, por lo tanto, se rechaza la hipótesis de que los elementos geográficos influyen de manera positiva en dicha distribución. Probablemente existen otros factores, como los ecológicos, que influyan de manera positiva en la distribución de los animales.

7.2. Elementos Ecológicos.

El número de especies que conforman un ensamble pueden diferir en cuatro posibles vías: En primer lugar, los ensambles conformados por una amplia variedad de especies puede contener una mayor cantidad de recursos disponibles, debido a la presencia de una mayor cantidad de nichos ó que el nicho espacial sea más grande. En segundo lugar, las especies que componen un nicho tal vez utilicen un rango más pequeño de los recursos disponibles debido a que los nichos sean más pequeños. En tercer lugar, dos ensambles cuyo rango de recursos y esquemas de utilización de esos recursos por especie sean similares pueden diferir en cuanto a la densidad de organismos y grado de traslape de los mismos para la utilización de esos recursos disponibles, de tal manera que, mientras mayor sea el grado de solapamiento, más especies utilizarán recursos similares. Por último, un ensamble no puede contener un rango de especies que no pueda soportar. Es decir, el grado de saturación de especies que conforman un ensamble es proporcional a la cantidad de recursos con los que cuentan (Pianka, 1973). Para el caso del ensamble de lacertilios que se encuentran en el valle. Estos organismos se reparten una gran cantidad de microhábitats y probablemente por esta razón el solapamiento tanto del nicho espacial y trófico puede ser pequeño, exceptuando en la zona de las terrazas aluviales. Dentro de las especies que explotan un mayor número de microhábitats se encuentran *S. gadoviae*, *S. jalapae*, *A. sackii* y *A. parvisocia*, posiblemente a que su intervalo de distribución regional sea mayor que el resto de las especies, para el caso de los sceloporinos (Woolrich-Piña *et al.*, 2005), y para el caso de los lacertilios pertenecientes al género *Aspidoscelis* puede deberse a las estrategias de alimentación, ya que al presentar un tipo de forrajeo activo, la búsqueda de alimento implica áreas más grandes (Pianka, 1970).

La teoría cuantitativa del nicho ecológico (Hutchinson, 1959; Vandermeer, 1972; Pianka, 1976) ha provisto un fundamento sólido para la interpretación de estudios empíricos sobre reparto de recursos. Actualmente, algunos trabajos relacionados a esquemas de reparto se enfocan sobre la distribución de frecuencias de la utilización de recursos a lo largo de uno o los tres ejes del nicho. Esto ha permitido comprender por qué dos o más especies pueden coexistir (Dunham, 1983; James y Shine, 2000). Los trabajos previos sobre ensambles de vertebrados ectotermos se han enfocado a estudiar la competencia interespecífica debido al reparto de recursos. Gran parte de la competencia por estos recursos puede deberse a una serie de factores como son: la morfología de los organismos, la asignación de recursos, los microhábitats ocupados, los hábitos alimentarios, las estrategias de forrajeo, la sobreposición y amplitud de nichos, que a su vez pueden relacionarse con el número de especies presentes en un ensamble (Schoener 1975, 1977; Huey y Pianka, 1977;

Dunham, 1983). Por otra parte, la separación temporal del tiempo de actividad, así como del uso del microhábitat puede relacionarse directamente a una disminución en la competencia por recursos (Huey y Pianka, 1983).

Con base en la evidencia mencionada anteriormente, en relación al reparto de recursos por parte del ensamble de lacertilios dentro del Valle de Zapotitlán Salinas, se puede tomar un ejemplo para la co-ocurrencia de especies. *Sceloporus gadoviae* es un lacertilio que se encuentra sobre las paredes y grietas a lo largo del Río Salado y cárcavas que desembocan al mismo, se encuentra activo desde las primeras horas, aproximadamente desde las 8:00 horas (hora local hl) hasta cerca de las 12:00 hl, donde disminuye su actividad debido al incremento de la temperatura ambiental. En ese momento, durante las horas más cálidas, se le puede observar refugiándose dentro de grietas y oquedades en las paredes. Posteriormente, cerca de las 16:00 hl, reanudan actividades hasta casi las 19:00 hl. En estos mismos lugares, a partir de las 2000 aproximadamente, otro lacertilio, *Phyllodactylus bordai* (gecko) inicia sus actividades hasta pasada la medianoche (Woolrich-Piña *et al.*, 2005). Probablemente esta separación temporal, les permita a ambas especies explotar diferente tipo de presas y de esta forma se disminuya en menor medida la competencia interespecífica (Duellman y Pianka, 1990). En este sentido, cabe destacar la escasa cantidad de especies de lacertilios nocturnos dentro del Valle de Zapotitlán Salinas, convirtiéndolo en un lugar con una diversidad baja de organismos con actividad nocturna, ya que solamente en este lugar se encuentra el gecko *Phyllodactylus bordai* Woolrich-Piña *et al.*, 2005) comparado con algunas otras zonas áridas y semiáridas del mundo. Por ejemplo, la presencia de aproximadamente diez especies de saurios en el desierto australiano, cinco en el desierto del Kalahari en Sudáfrica y dos en Norteamérica (Pianka, 1989). Esta mayor diversidad de lagartijas nocturnas en Sudáfrica y Australia puede deberse a tres factores: 1) los diferentes sistemas desérticos y semidesérticos del mundo pueden diferir en la abundancia y diversidad de recursos disponibles durante la noche, como por ejemplo los insectos nocturnos; 2) En Norteamérica, y para este caso, en el Valle de Zapotitlán Salinas, otros taxa, como por ejemplo arañas y escorpiones, podrían estar desempeñando el mismo papel ecológico de las lagartijas arborícolas o terrestres y 3) Por registros paleoecológicos, se tiene evidencia de que las glaciaciones del Pleistoceno han sido más severas en el Hemisferio Norte, y que posiblemente han influido en la evolución hacia la vida nocturna (Pianka, 1989).

Las paredes de arenisca a lo largo del río y dentro de las grietas de rocas, calizas principalmente, fueron los microhábitats más explotados. Esto puede deberse a que las especies más abundantes fueron *S. gadoviae* en la zona baja del valle y *X. rectocollaris* en la parte alta. Dichas especies presentan cierto grado de especialización en cuanto a la explotación de microhábitats tales

como paredes y grietas de roca respectivamente. Otro microhábitat explotado en varias ocasiones fue la parte baja de los arbustos. En estos lugares fue común observar organismos de varias especies (exceptuando *Xenosaurus rectocollaris*) que se refugiaban de los rayos solares en las horas cercanas del mediodía. La presencia de los lacertilios debajo de los arbustos puede estar relacionada con la alimentación, ya que en estas zonas fue evidente la presencia de una gran cantidad de artrópodos (observación personal). Por otra parte, el uso del microhábitat, de manera general, podría relacionarse directamente con la morfología de los organismos, puesto que esta característica puede proveer una caracterización ecológica completa de las especies que conforman dicho ensamble (Karr y James, 1975; Ricklefs *et al.*, 1981)

Con respecto a las presas potenciales del ensamble de lacertilios destacan los insectos pertenecientes al orden coleóptera e himenóptera. Esto puede deberse a que de toda la diversidad de insectos a nivel global, los escarabajos (coleopteros) representan el 80% del total (Ruppert y Barnes, 1996). En relación al segundo orden más abundante en el estómago de los lacertilios, los himenóptera (abejas, avispa y hormigas), las hormigas fueron más abundantes. Esto posiblemente se deba a la riqueza y abundancia de este grupo de insectos que se encuentran dentro del valle (Rico-Gray *et al.*, 1998; Ríos-Casanova *et al.*, 2004). Sin embargo, a pesar de encontrarse en mayor porcentaje este tipo de insectos dentro de los estómagos de las lagartijas, no pueden ser consideradas como especialistas (a excepción de las especies *Phrynosoma taurus* y *Phrynosoma braconnieri*, en cuyos estómagos contenían cerca del 97 % de hormigas). Este factor (disponibilidad de alimento), ha sido considerado como uno de los principales elementos que determinan la cantidad de especies de saurios que conforman un ensamble (Morton and James, 1988). En Sudáfrica y Australia existe una alta diversidad de especies pertenecientes al orden Isóptera (termitas), lo cuál contribuye a una mayor especialización por parte de algunos lacertilios como scincidos, lacértidos y geckos (Pianka, 1989).

La mayor diversidad de lacertilios dentro del Valle de Zapotitlán Salinas en los tres años de estudio, se encontró durante los meses de lluvia. Una mayor cantidad de agua disponible en ambientes semidesérticos influye en una mayor productividad vegetal, y al mismo tiempo, se forman algunas charcas que son utilizadas por una gran cantidad de animales, entre ellos los artrópodos, para fines reproductivos. Durante el desarrollo y metamorfosis de los insectos, estos van a contar con una gran disponibilidad de alimento, proporcionado por las mismas plantas, y al haber una gama diversa de insectos, gran parte del ensamble de lacertilios, contará con esta cantidad de presas. Además de esta actividad durante los meses de lluvia que incrementa la diversidad dentro del ensamble, gran parte de las especies de lagartijas aprovechan esta alta

disponibilidad de recursos para asignar la mayor cantidad de energía a la reproducción, ya que un gran número de eclosiones y alumbramientos se registran durante este periodo (Correa-Sánchez, 2003; Ramírez-Bautista, 2003; González-Espinoza, 2006).

Desde un punto de vista ecológico, existe evidencia de una serie de factores que pueden determinar la distribución de un ensamble de lagartijas, entre estos destacan: ciclos discontinuos en la precipitación, suelos pobres en nutrientes, abundancia y diversidad de presas (insectos), actividad nocturna, así como una especificidad de hábitat y alimento (Pianka, 1989). Dentro del valle, estos factores también pueden estar desempeñando una función dentro del ensamble. En la zona de terrazas aluviales, el empobrecimiento del suelo y de la cubierta vegetal puede influir en una disminución en la cantidad de especies presentes debido al efecto en cascada que puede producir sobre los elementos bióticos y abióticos de los que dependen los saurios para prevalecer en este lugar.

No obstante lo mencionado anteriormente y a pesar de que se han observado tendencias tales como la influencia del relieve topográfico, tamaño de islas, efectos peninsulares y proximidad a océanos sobre algunos ensambles de otras especies de lagartijas (Schall y Pianka, 1978), al parecer ni los factores geográficos ni la utilización de recursos alimento y microhábitat parecen estar determinando la estructuración del ensamble de lacertilios dentro del valle. La sobreposición de los recursos tróficos y espaciales presentó niveles bajos en la mayoría de las especies de las zonas menos alteradas, siendo mayor en las terrazas aluviales. Por esta razón, la idea de que las interacciones entre las especies puede ser el factor que influya en la distribución de las lagartijas queda descartado. Posiblemente la diversidad gamma (la diversidad de especies que se da a una escala regional) sea el factor que contribuye a la distribución de las especies dentro del valle, determinando una diversidad alfa (la diversidad de especies que se da a una escala local) mediante una tasa de recambio. En otras palabras, las comunidades pobres en especies se encuentran contenidas en las comunidades ricas en especies (Arita y Rodríguez, 2003). Estos resultados también concuerdan con Serrano-Cardozo (2007) quién demostró que la distribución de 7 especies de lagartijas insectívoras diurnas que habitan dentro del valle se debe a factores aleatorios implicados con la contribución regional de especies y que la interacción entre especies no es el principal factor estructurador del ensamble.

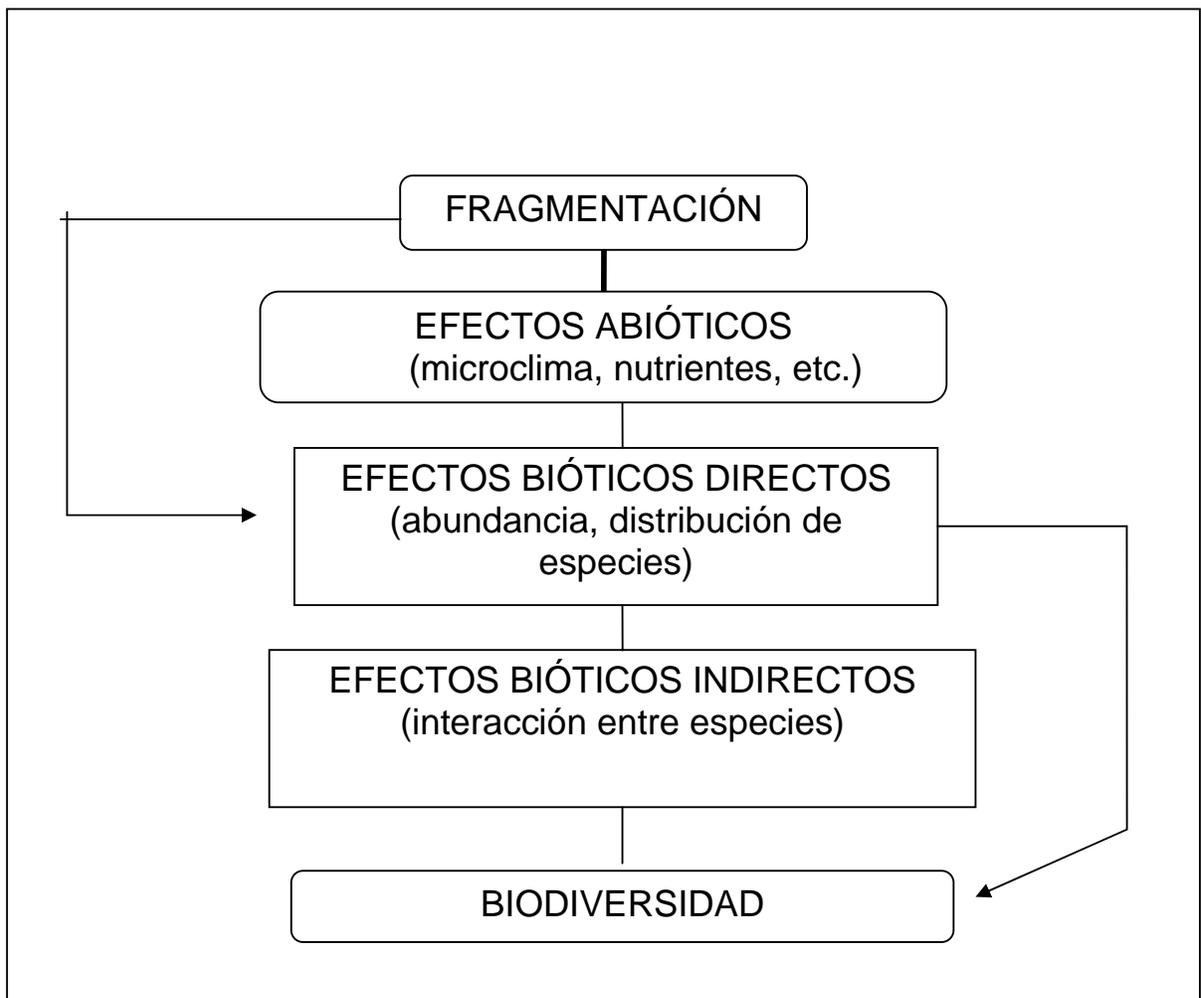
Por todo lo mencionado anteriormente, se rechaza la hipótesis nula referente a que los elementos y factores ecológicos van a determinar de manera positiva la distribución del ensamble de lacertilios dentro del valle, y tampoco se encontró una afinidad entre elementos geográficos y características intrínsecas ambientales con las diferentes especies.

7.3. Fragmentación del hábitat.

Uno de los primeros impactos de la actividad humana sobre el ambiente es la fragmentación del hábitat, esto es la sobreexplotación de los recursos por parte del hombre va creando una serie de “islas” que van segregando a un conjunto de especies del resto de la población, evitando el intercambio genético entre ambas y como consecuencia se detiene el proceso evolutivo de adaptación y especiación, exponiéndolas a un proceso de extinción (Templeton *et al.*, 2001).

La fragmentación del hábitat implica la ruptura de un paisaje que anteriormente era continuo, generando diferencias en la configuración espacial de los parches de vegetación, presentando un efecto negativo sobre la flora y la fauna (Pough *et al.*, 2001; ver cuadro 7.3.1).

Cuadro 7.1. Efectos en cascada producidos por la fragmentación del hábitat.



La pérdida y fragmentación del hábitat es una de las principales causas del descenso en la biodiversidad. El efecto negativo de estas causas sobre la riqueza de especies está determinado principalmente por procesos que operan sobre escalas locales, tales como destrucción del hábitat, reducción y aislamiento de fragmentos o la interferencia constante de hábitats periféricos (Andrén, 1994; Harrison y Bruna, 1999; Fahring, 2002).

Para el caso del Valle de Zapotitlán Salinas, este efecto de fragmentación del hábitat es evidente en la zona de terrazas debido a la formación de parches en toda esta área, donde hay una marcada reducción en la estructura vegetal, así como en la cantidad de microhábitats potenciales para ser utilizado por los vertebrados ectotermos. De los 39 microhábitats registrados para toda el área de estudio, solo se observaron 12 para la zona más fragmentada en la cuál sólo se registró la presencia de 5 especies. Lo anterior tal vez se deba a dos factores. Por un lado, al haber poca cobertura vegetal, ese ambiente no puede soportar una mayor cantidad de especies debido a un incremento en la temperatura del aire que solo puede ser soportada por aquellos organismos que regulan su temperatura a niveles altos, como es el caso de *Sceloporus gadoviae*, *Aspidoscelis parvisocia*, *A. sackii* y *Ctenosaura pectinata* (Woolrich-Piña *et al.*, 2005). Un organismo ectotermo al estar expuesto a temperaturas elevadas buscará un refugio para evitarlas y si estos refugios son escasos migrará a otras zonas donde pueda evitar las temperaturas altas del medio día, buscando microhábitats que les brinde una temperatura óptima en la cuál puedan realizar algunas funciones como la digestión y el crecimiento entre otros (Pianka, 1986). Para el caso de la quinta especie presente en las terrazas aluviales, el gecko *Phyllodactylus bordai*, este factor térmico puede ser intrascendente debido a que la actividad de esta especie es nocturna (Duellman y Pianka, 1990). Sin embargo, la presencia de esta lagartija en las terrazas puede deberse al desempeño de una función de equivalencia ecológica con *Sceloporus gadoviae*, pero a una escala temporal diferente. Por otra parte, la baja productividad vegetal podría ser el segundo factor que tal vez esté determinando la distribución de las cinco especies de lacertilios en las terrazas (Montoya-Ayala *et al.*, 2004) que a su vez influya en una baja densidad y diversidad de insectos, principal presa de los lacertilios (ver resultados). Las lagartijas en este lugar presentan una tendencia hacia la especialización de alimento, como *A. parvisocia* y *A. sackii* que se alimentan principalmente de termitas, así como *C. pectinata* cuya fuente principal de alimento son las plantas. Para el caso de *S. gadoviae* presenta tendencias más generalistas, alimentándose prácticamente de todas las presas disponibles, y aunque *P. bordai* también presenta tendencias generalistas, no se da una competencia directa por el alimento debido a la diferencia en el tiempo de actividad. Tal vez por estas características estructurales, no se presente algún otro generalista diurno, para evitar la competencia, o en caso de haberse distribuido anteriormente, se pudo haber presentado un proceso

de exclusión competitiva que obligó a otras especies a distribuirse en otros lugares dentro del valle (MacArthur y Wilson, 1967). Con base a estas observaciones, se tiene evidencia para mencionar que un conjunto de especies puede distribuirse en un lugar solo si existen los recursos necesarios que lo sostengan (Pianka, 1973).

Otro efecto de la fragmentación del hábitat puede observarse en la diversidad de especies. Al observar los resultados sobre diversidad de lagartijas en las tres zonas durante los tres años de estudio, se observa una clara diferencia entre los índices de diversidad de las zonas poco fragmentadas con respecto a las terrazas aluviales. Sin embargo, es evidente que en las tres áreas el pico máximo de diversidad se presenta durante los meses de lluvia. Esto tal vez se deba para que la obtención de energía sea aprovechada con fines de crecimiento y reproducción (Ballinger y Ballinger, 1979; Ortega-Rubio et al., 1992; González-Espinoza, 2006). Lo anterior confirma uno de los mecanismos hipotéticos en la diversidad de especies relacionado a la productividad (hipótesis de la “energía”; Pianka, 1986), el cual menciona que los organismos insectívoros se verán favorecidos cuando se presente una alta productividad primaria (al haber más plantas, habrá más insectos) debido a que cada especie usará una menor cantidad de recurso alimento total disponible y esto determinará el mismo espectro de tipos de alimento, soportando un mayor número de especies.

La menor cantidad de especies en la zona con mayor fragmentación (terrazas aluviales) es acorde con lo que se ha encontrado con otros vertebrados en zonas fragmentadas, donde se ha observado una tendencia hacia la extinción de esas poblaciones (Templeton *et al.*, 2001; Tellería *et al.*, 2003; Bell *et al.*, 2004). Algunos estudios mencionan que la extinción de estas poblaciones en áreas fragmentadas opera principalmente a nivel genético. Bajo una fragmentación extrema, el potencial adaptativo de una especie tiende a perderse al igual que la diversidad genética dentro de las poblaciones locales, donde comienza a darse una disminución en el flujo génico. A largo plazo, es improbable que se de un proceso de especiación en zonas fragmentadas, dando lugar a un proceso paulatino de extinción, la cual opera como una función del tamaño poblacional local (Templeton *et al.*, 2001). Durante los tres años de estudio, no se encontró evidencia de una disminución en el tamaño de la población de las diferentes especies, sin embargo, la única especie que podría encontrarse en este riesgo es *Ctenosaura pectinata*, debido a que fue la especie menos abundante, y debido a que es la única especie herbívora, tal vez la calidad del alimento que consume no sea el adecuado, debido a la baja cantidad de micronutrientes en el suelo y este sea otro elemento más que pueda influir en el descenso de su población.

La fragmentación del hábitat en el Valle de Zapotitlán Salinas tiene un efecto biótico directo sobre la interacción de las especies. Es evidente una mayor dominancia y amplitud en el recurso tanto espacial como alimento en la zona de las terrazas aluviales. Por otro lado, la zona más fragmentada presentó un mayor grado de sobreposición del espacio y alimento, con respecto al Cerro Cuthac y al Cerro Chacatecas. *S. gadoviae* tiene un gran traslape en cuánto a microhábitat con *P. bordai*, sin embargo, esta sobreposición se reduce en cuanto al alimento debido a la diferencia de actividades temporales. Por otra parte, *Aspidoscelis sackii* y *A. parvisocia* presentan un alto grado de sobreposición en ambos nichos, espacial y trófico, lo cual sugiere que posiblemente se pueda llegar a dar una exclusión competitiva (MacArthur y Wilson, 1967).

En este trabajo se muestran una serie de evidencias tanto abióticas (diferencias en las temperaturas del aire y sustrato) como bióticas (diferencias en el número de especies, abundancia, dominancia, amplitud, sobreposición de recursos y diversidad de presas) que pueden documentar en gran medida el efecto que tiene la fragmentación del hábitat sobre el ensamble de lacertilios que habitan el valle. Una de las alternativas que podrían considerarse como propuestas de conservación es disminuir el grado de aislamiento tanto genético como ecológico de las poblaciones locales. Para ello, se están elaborando algunos planes de conservación y restauración hidrológico-forestal de las terrazas aluviales del Valle de Zapotitlán Salinas (Montoya-Ayala *et al.*, 2004) utilizando tecnología SIG. Esta propuesta se centra en la modificación de la cobertura vegetal, encaminada a un aumento en la cobertura por repoblación, lo cual repercutiría en una mayor estructuración vegetal que les permitiría a estos vertebrados tener más oportunidades de dispersión (Pianka y Vitt, 2003).

Esta problemática sobre la disminución de especies debido a la fragmentación del hábitat ha llevado a elaborar planes de acción para la conservación de especies en particular, como es el caso de *Lacerta agilis*, una de las lagartijas de mayor intervalo de distribución a nivel mundial, abarcando prácticamente toda Europa y gran parte de Asia, y cuyas poblaciones del noroeste europeo se han visto sometidas a un descenso brusco debido a la fragmentación del hábitat producido por las actividades humanas (Edgar y Bird, 2005). Por otra parte, una situación similar se ha observado en algunas poblaciones de la lagartija cornuda *Phrynosoma hernandesi* en Alberta Canadá, margen más norteño de su distribución que abarca desde el norte de México, orientada hacia la Sierra Madre Occidental, Estados Unidos, en la parte central, y la zona sur de Alberta (Sherbrooke, 2003). Esta especie en Alberta ha sido catalogada bajo el status de amenazada debido a la baja densidad de sus poblaciones; dentro de algunas de las propuestas de conservación es realizar monitoreos anuales para observar el comportamiento de las poblaciones (James, 2002). Una de las especies en particular que se distribuyen dentro del Valle de Zapotitlán Salinas que

podrían servir como modelo para elaborar planes de conservación y paralelamente se estarían conservando algunas especies más, es el lacertilio *Xenosaurus rectocollaris*, que a diferencia de los ejemplos anteriormente mencionados, tiene una distribución más restringida, localizándose solamente en la parte sur-sureste del estado de Puebla (Lemos-Espinal *et al.*, 2000). Dentro del valle ocurre en las zonas más altas, en este lugar como en gran parte del valle, el forrajeo del ganado caprino es uno de los principales factores que modifican la estructura vegetal (Reséndiz-Melgar *et al.*, 2005) y que puede poner en riesgo el status de dicha especie. Otra de las especies en las que es urgente elaborar un plan de conservación es la iguana *Ctenosaura pectinata*, debido a un aparente declive en su población por la fragmentación de su hábitat en las terrazas aluviales. Una de las estrategia para conservar a está especie podría radicar, como ya se mencionó anteriormente en la restauración de la cubierta vegetal de esta zona dentro del valle (Montoya-Ayala *et al.*, 2004). Ambas especies, junto con la utilización de tecnología SIG, podrían ser claves en la conservación del ensamble de lacertilios en este lugar y en otras zonas áridas y semiáridas de México.

Los planes de conservación de las diferentes especies tanto de lacertilios (como por ejemplo en el Valle de Zapotitlán Salinas) como de otros vertebrados, son más apropiados para aplicarlos a escalas locales para su posterior proyección a nivel global (Ferrier *et al.*, 2004), debido a que han tenido una respuesta efectiva para la creación de ecoregiones (Eken *et al.*, 2004).

Por todo lo mencionado anteriormente cabe destacar la utilidad de la tecnología SIG durante el presente trabajo, ya que sin esta herramienta no hubiera sido posible conocer la distribución ni calcular los elementos geográficos vinculados con dicha distribución. Su uso fue decisivo para conocer la distribución de las trece especies de lacertilios y específicamente de aquellas especies cuya distribución es restringida.

La relevancia de este trabajo radicó en la combinación entre la utilización de tecnología SIG, así como en observaciones directas de campo, para comprender como algunos procesos geoecológicos, incluyendo la fragmentación del hábitat, pueden determinar la distribución de diferentes especies en un área determinada.

CONCLUSIONES.

- El principal factor geográfico involucrado en la distribución del ensamble de lacertilios en el Valle de Zapotitlán Salinas es la superficial.
- La altitud no es un determinante directo en la distribución de la mayoría de los lacertilios dentro del valle debido a que el gradiente altitudinal no es amplio.
- La distribución altitudinal de *Phrynosoma braconnieri* y *Xenosaurus rectocollaris* corresponde a la predicción de la teoría de la evolución de la viviparidad.
- Los lacertilios, al ser organismos ectotermos, se distribuyen con más frecuencia en zonas orientadas hacia el sur, sureste y suroeste, donde la superficie terrestre recibe mayor cantidad de radiación solar.
- La estructura vegetal parece ser el determinante en cuanto a cantidad de microhábitats disponibles por las diferentes especies de lagartijas.
- La precipitación es el factor abiótico más relacionado con la diversidad de lagartijas que habitan en el valle.
- La amplitud, dominancia y sobreposición de recursos fue menor en las zonas con un grado de fragmentación bajo.
- La utilización del recurso alimento y espacio no es el factor estructurador del ensamble de lacertilios dentro del valle.
- El efecto de la fragmentación en las terrazas aluviales es un factor que puede estar afectando el número de especies que habitan en esta zona, así como la abundancia de individuos de las mismas.
- *Xenosaurus rectocollaris*, *Ctenosaura pectinata* y *Anolis quercorum*, son especies que podrían tener un efecto sombrilla sobre el resto del ensamble si se elaboran planes de conservación de su hábitat.
- La restauración forestal en las zona de las terrazas aluviales es una estrategia adecuada para la conservación del hábitat de la iguana *Ctenosaura pectinata*, mientras que para *Xenosaurus rectocollaris* y *Anolis quercorum* enfrentan una situación más difícil debido al forrajeo del ganado caprino.

REFERENCIAS.

- Alford R. A., and S. J., Richards. 1999. Global amphibian declines: A problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematic* 30: 133-165.
- Allen C. R., K. G. Rice, D. P. Wojcik, and H. F. Percival. 1997. Effect of red imported fire ant envenomization on neonatal American alligators. *Journal of Herpetology* 31: 318-321.
- Álvarez L. W., W. Álvarez, F. Asaro, and H. V. Michel. 1980. Extraterrestrial cause for the Cretaceous-Tertiary extinction. *Science* 208: 1095-1108.
- Álvarez W., E. G. Kauffman, F. Surlyk, L. W. Álvarez, F. Asaro, and H. V. Michel. 1984. Impact theory of mass extinction and the invertebrate fossil record. *Science* 223: 1135-1141.
- Andrén H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Arc View .1992. *User's guide*. Environmental Systems Research Institute, Redlands, California, USA.
- Arita H., y P. Rodríguez. 2003. Ecología geográfica y macroecología. En Llorente Bousquets J., y J. J. Morrone (eds). *Introducción a la biogeografía en Latinoamérica: Teorías, conceptos, métodos y aplicaciones*. Facultad de Ciencias, UNAM. D. F., México. pp. 63-80.
- Aronoff S. 1995. *Geographic Information Systems: A management perspective*. WDL Publications. Ottawa, Canada.
- Aspinall R. J. 1995. Geographic information systems: their use for environmental management and nature conservation. *Parks* 5: 20-31.
- Avery R. A. 1982. Field studies of body temperatures and termoregulation. . In C. Gans and F. H. Pough (Eds). *Biology of reptilia*. Vol. 12. Academic Press, London, UK. pp. 93-166.
- Ballinger R. E. 1979. Intraspecific variation in demography and life history of the lizard, *Sceloporus jarrovi*, along altitudinal gradient in southeastern Arizona. *Ecology* 60 (5): 901-909.
- Ballinger R. E., and A. Ballinger. 1979. Food resource utilization during periods of low and high food availability in *Sceloporus jarrovi* (Sauria: Iguanidae). *Southwestern Naturalist* 24: 347-363.

- Ballinger R. E., and J. D. Congdon. 1996. Status of the bunch grass, *Sceloporus scalaris*, in the Chiricahua mountains of southeastern Arizona. *Bulletin of the Maryland Herpetological Society* 32: 67-69.
- Bell B. D., S. Carver, N. J. Mitchell, and S. Pledger. 2004. The recent decline of a New Zealand endemic: How and why did populations of Archey's frog *Leiopelma archeyi* crash over 1996-2001? *Biological Conservation* 120: 189-199.
- Bergeron J. M., D. Crews, and J. A. McLachlan. 1994. PCB's as environmental estrogens: Turtle sex determination as a biomarker of environmental contamination. *Environmental Health Perspectives* 102: 780-781.
- Bishop C. A., G. P. Brown, R. J. Brooks, D. R. S., Lean, and J. H. Carey. 1994. Oranochlorine contaminant concentrations in eggs and their relationship to body size and clutch characteristics of the female common snapping turtle (*Chelydra serpentina serpentina*) in lake Ontario, Canada. *Archives of Environmental Contamination Toxicology* 27: 82-87.
- Blackburn T. M., and K. J. Gaston. 1998. Some methodological issues in macroecology. *American Naturalist* 151: 68-83.
- Blake J. G., J. M. Hanowski, G. J. Niemi, and P. T. Collins. 1994. Annual variation in bird populations of mixed conifer-northern hardwood forest. *Condor* 96: 381-399.
- Blaustein A. R., and D. B. Wake. 1995. The puzzle of declining amphibian populations. *Scientific American* 272: 52-57.
- Blaustein A. R., J. M. Romansic, J. M. Kiesecker, and A. C. Hatch. 2003. Ultraviolet radiation, toxic chemical and amphibian population declines. *Diversity and distributions* 9: 123-140.
- Branch B. 1998. *Field guide to snakes and other reptiles of South Africa*. Ralph Curtis Books. UK.
- Briggs J. C. 1991. Historical Biogeography: the pedagogical problem. *Journal of Biogeography* 18: 3-6.
- Brito J. C., R. Godinho, C. Luis, O. S. Paulo, and E. G. Crespo. 1999. Management strategies for conservation of the lizard *Lacerta schreiberi* in Portugal. *Biological Conservation* 89: 311-319.
- Brown J. 1971. Mammals on mountaintops: Nonequilibrium insular biogeography. *American Naturalist* 105: 467-478.
- Brown J. 1981. Two decades of homage to Santa Rosalia: Toward a general theory of diversity. *American Zoologist* 21: 877-888.

- Brown J. 1986. Two decades of interaction between the MacArthur-Wilson model and the complexities of mammalian distribution. *Biological Journal of the Linnean Society* 28: 231-251.
- Brown J. 1987. Variation in desert rodent guilds: patterns, processes and scales. In Gee J. H. R., and P. S. Giller (eds). *Organization of communities: past and present*. Blackwell Scientific Publications. Oxford, UK. pp. 185-204.
- Brown J. 1988. Species diversity. In Myers A. A., and P.S. Giller (eds). *Analytical Biogeography: An integrated approach to the study of animal and plant distributions*. Chapman and Hall. Suffolk, UK. pp. 57-89.
- Brown J. 1995. *Macroecology*. University of Chicago Press. Illinois, USA. 397 pp.
- Brown J. 1999. The legacy of Robert MacArthur: From geographical ecology to macroecology. *Journal of Mammalogy* 80: 333-344.
- Brown J., and A. Kodric-Brown. 1977. Turnover rates in insular biogeography: Effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445-449.
- Brown J., and B. A. Maurer 1989. Macroecology: The division of food and space among species on continents. *Science* 243: 1145-1150.
- Brown J., G. C. Stevens, and D. W. Kaufman. 1996. The geographic range: Size, shape, boundaries and internal structure. *Annual Review of Ecology and Systematic* 27: 597-623.
- Brunet J. 1967. Geologic studies. In Byers D. S. (ed). *The prehistory of the Tehuacan Valley*. Vol. 1. University of Texas Press. Austin Texas USA. pp 66-90.
- Buckley L. B., and J. Roughgarden. 2005. Lizard habitat partitioning on islands: the interaction of local and landscape scales. *Journal of Biogeography* 32: 2113-2121.
- Burrell G. A., and F. M. Siebert. 1916. Gases found in coal mines. *Miner's Circular* 14. Bureau Mines. Washington, USA. 43 pp.
- Burrough P. A., and A. U. Frank. 1995. Concepts and paradigms in spatial information: are current geographical information systems truly generic? *International Journal of Geographical Information Systems* 9 (2): 101-116.
- Butterfield B. R., B. Csuti, and M. Scott. 1994. Modeling vertebrate distributions for Gap Analysis. In Miller R. I. (Ed.) *Mapping the Diversity of the Nature*. Published by Chapman and Hall. London U.K. pp 53-68.
- Byers D. S. 1967. *The prehistory of the Tehuacan Valley*. Vol. 1. University of Texas Press. Austin Texas USA.

- Carey C., and M. A. Alexander. 2003. Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions* 9: 111-121.
- Carpenter A. I., J. Marcus Rowcliffe, and A. R. Watkinson. 2004. The dynamics of the global trade in chameleons. *Biological Conservation* 120: 291-301.
- Carroll R. L. 1988. *Vertebrate paleontology and evolution*. W. H. Freeman and company. New York, USA. 184 pp.
- Case T., and D. T. Bolger. 1991. The role of interspecific competition in the biogeography of islands lizards. *Trends in Ecology and Evolution* 6 (4):135-139.
- Childe G. 1984. *Los orígenes de la civilización*. Fondo de Cultura Económica. D. F., México. 131 pp.
- Clements F. C. 1920. *Plant indicators*. Carnegie Institute. Washington, USA. 74 pp.
- Cobb G.P., and P. D. Wood. 1997. PCB concentrations in eggs and chorioallantoic membranes of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from Cape Romain National Wildlife Refuge. *Chemosphere* 34: 539-549.
- Cody M. L. 1975. Towards a theory of continental species diversities. In Cody M. L., and J. M. Diamond (eds). *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press. Massachusetts, USA. pp. 214-257.
- Collet C. 1992. *Systèmes d'information géographique en mode image*. Collection Gérer l'Environnement 7. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. Lausanne, France.
- Collins J. P., and A. Storfer. 2003. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and distributions* 9: 89-98.
- Congdon J., A. E. Dunham, and R. C., van Loben Seals. 1993. Delayed sexual maturity and demographics of Blanding's turtles (*Emydoidea blandingii*): Implications for conservations and management of long lived organisms. *Conservation Biology* 7: 826-833.
- Congdon J., A. E. Dunham, and R. C., van Loben Seals. 1994. Demographics of common snapping turtles (*Chelydra serpentina*): Implications for conservations and management of long lived organisms. *American Zoologist* 34: 397-408.
- Convis C. L. Jr. 2001. Myanmar program. In Convis C. L. Jr. (Ed.) *Conservation Geography*. ESRI Press. California USA.

- Correa-Sánchez F. 2003. Estudio comparativo de la ecología reproductiva de *Sceloporus gadoviae* (Phrynosomatidae) en Zapotitlán Salinas, Puebla y el Cañón del Zopilote, Guerrero, México. Tesis de Maestría. FES Iztacala, UNAM. 67 pp.
- Couturier A. 2001. Bird studies Canada GIS program. In Convis C. L. Jr. (Ed.) *Conservation Geography*. ESRI Press. California USA. pp 114-117.
- Cromley R. G. 1993. Automated geography ten years later. *The Professional Geographer* 45: 442-443.
- Craw R. 1988. Panbiogeography: method and synthesis in biogeography. In Myers A. A., and P.S. Giller (eds). *Analytical Biogeography: An integrated approach to the study of animal and plant distributions*. Chapman and Hall. Suffolk, UK. pp. 437-481.
- Craw R., J. R. Grehan, and M. J. Heads. 1999. *Panbiogeography: Tracking the history of life*. Oxford University Press. New York, USA. 229 pp.
- Croizat L. 1952. *Manual of phytogeography*. Junk, The Hague.
- Croizat L. 1958. *Panbiogeography*. Publicada por el autor. Caracas. Venezuela.
- Croizat L. 1993. On the structural and developmental history of the capsule of *Mesembryanthemum* s.l. *Kirkia* 15: 141-155.
- Curry M. R. 1994. Image, practice and the hidden impacts of geographic information systems. *Progress In Human Geography* 18: 441-459.
- Curry M. R. 1995. GIS and inevitability of ethical inconsistency. In Pickles J. (ed). *Ground truth, the social implications of geographic information systems*. The Guilford Press. New York, USA.
- Dale V. H., and S. C. Beyeler. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1: 3-10.
- Daszak P., A. A. Cunningham, and A. D. Hyatt. 2003. Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity and Distributions* 9: 141-150.
- Daugherty C. H., A. Cree, J. M. Hay, and M. B. Thompson. 1990. Neglected taxonomy and continuing extinctions of tuatara (*Sphenodon*). *Nature* 347: 177-179.
- Davis F. W., D. M. Stoms, J. E. Estes, J. Sepan, and J. M. Scott. 1990. An information systems approach to the preservation of biological diversity. *International journal of Geographic Information Systems* 4: 55-78.
- Dirzo R. 1990. La biodiversidad como crisis ecológica actual ¿qué sabemos? *Ciencia* 4: 48-55.
- Dobson J. E. 1993. The geographic revolution: a retrospective on the age of automated geography. *The Professional Geographer* 45 (4): 431-439.

- Dobzhansky T. 1950. Evolution in the tropics. *American Scientist* 38: 209-211.
- Dodd C. K. Jr. 1988. Disease and population declines in the flattened musk turtle, *Sternotherus depressus*. *American Midland Naturalist* 119: 394-401.
- Domínguez Rivero R. 1994a. Taxonomía 1. Claves y diagnosis. UACH. Parasitología Agrícola. Estado de México. 276 pp.
- Domínguez Rivero R. 1994b. Taxonomía 2. Claves y diagnosis. UACH. Parasitología Agrícola. Estado de México. 248 pp.
- Domínguez Rivero R. 1994c. Taxonomía 3. Claves y diagnosis. UACH. Parasitología Agrícola. Estado de México. 305 pp.
- Duellman W. E., and E. R. Pianka. 1990. Biogeography of nocturnal insectivores: Historical events and ecological filters. *Annual Review of Ecology and Systematic* 21: 57-68.
- Dugés A. A. D. 1888a. Erpetología del valle de México. *La Naturaleza* 1 (2): 97-135.
- Dugés A. A. D. 1888b. Adición a los reptiles del valle de México. *La Naturaleza* 1 (2): 206-207.
- Dunham A. E. 1983. Realized niche overlap, resource abundance, and intensity of interspecific competition. In Huey R. B., E. R. Pianka, and T. W. Schoener (eds). *Lizard ecology: Studies of a model organism*. Harvard University Press. Cambridge Massachusetts, USA. pp. 261-280.
- Edgar P., and D. R. Bird. 2005. Action plan for the conservation of the sand lizard (*Lacerta agilis*) in Northwest Europe. 25th Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats. Report No. T-PVS (2005). Standing Committee, Council of Europe, Strasbourg. pp 1-18.
- Ehmann H., and H. Cogger. 1985. Australia's endangered herpetofauna: a review of criteria and policies. In G. Grigg, R. Shine, and H. Ehmann (eds). *The biology of Australasian frogs and reptiles*. Surrey Beatty and Sons. Chipping Norton, Australia. Pp 435-448.
- Ehrlich P. R. 1988. The loss of diversity: causes and consequences. In Wilson E. O. (ed.). *Biodiversity*. National Academy Press. Washington, USA.
- Escalante P., A. G. Navarro, and A. T. Peterson. 1993. A geographic, ecological and historical analyses of land bird diversity in Mexico. In Ramamoorthy T. P., R. Bye, A. Lot, and J. Fa (eds). *Biological diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press. New York, USA. pp. 281-307.

- Estes R. 1983. The fossil record and early distribution of lizards. In Rhodin A. G. J., and K. Miyata (eds). *Advances in herpetology and evolutionary biology: Essays in honor of Ernest E. Williams*. Harvard University Press. Massachusetts, USA. Pp. 365-398.
- Fabbri A. G. 1992. Remote sensing, geographic information systems and the environment: a review of interdisciplinary issues. *ITC Journal* 2: 119-126.
- Fabricus C., M. Burger, and P. A. R. Hockey. 2003. Comparing biodiversity between protected areas and adjacent rangeland in xeric succulent thicket, South Africa: arthropods and reptiles. *Journal of Applied Ecology* 40: 392-403.
- Fahring L. 2002. Effects of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications* 12: 346-353.
- FAO. 2001. Global forest Resources assessment 2000: Main report. *FAO Forestry Paper No. 140*. FAO. UN.
- Fitch H. S., R. W. Henderson, and D. M. Hillis. 1982. Exploitation of iguanas in Central America. In G. M. Burghardt, and A. S. Rand (eds). *Iguanas of the world*. Noyes Publications, Park Ridge. New Jersey, USA. Pp. 397-417.
- Fitzgerald L. A. 1994. The interplay between life history and environmental stochasticity: Implications for the management of exploited lizard populations *American Zoologist* 34: 371-381.
- Flores-Villela O. 1993a. Herpetofauna of Mexico: Distribution and endemism. In Ramamoorthy T. P., R. Bye, A. Lot, and J. Fa (eds). *Biological diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press. New York, USA. pp. 253-280.
- Flores-Villela O. 1993b. Herpetofauna Mexicana. *Carnegie Museum of Natural History Special Publication* 17: 1-73.
- Flores-Villela O., y L. Canseco-Márquez. 2004. Nuevas especies y cambios taxonómicos para la herpetofauna de México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 20: 115-144.
- Flores-Villela O., y P. Gerez. 1988. *Conservación en México: síntesis sobre vertebrados terrestres, vegetación y uso del suelo*. INIREB-CI. México.
- Franklin J. F., and R. T. T. Forman. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* 1: 5-18.
- Futuyma D. J. 2005. *Evolution*. Sinauer Associates Inc. Sunderland Massachusetts USA. 603 pp.

- Gallina S., M. E. Maury, K. Rogovin, y D. Semenov. 1985. Comparación de dos comunidades de lagartijas de los desiertos Chihuahuense y de Karakum. *Acta Zoológica Mexicana* 11: 1-16.
- Gaillard D. 2001. Predator conservation alliance. In Convis C. L. Jr. (Ed.) *Conservation Geography*. ESRI Press. California, USA. pp. 104-106.
- Garber S. D., and J. Burger. 1995. A 20-yr study documenting the relationship between turtle decline and human recreation. *Ecological Applications* 5: 1151-1162.
- García E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación de Köepen. Instituto de Geografía. UNAM. D. F., México. 246 pp.
- Gaston K. J. 1991. How large is a species' geographic range? *Oikos* 61: 434-438.
- Germaine S. S., and B. F. Wakeling. 2001. Lizard species distributions and habitat occupation along an urban gradient in Tucson Arizona, USA. *Biological Conservation* 97: 229-237.
- Gibbons J. W. 1990. Sex ratios and their significance among turtle populations. In Gibbons J. W. (ed). *Life history and ecology of the slider turtle*. Smithsonian Institute Press. Washington (DC), USA. Pp. 171-182.
- Gibbons J. W., D. E. Scott, T. J. Ryan, K. A. Buhlmann, T. D. Tuberville, B. S. Metts, J. L. Greene, T. Mills, Y. Leiden, S. Poppy, and C. T. Winnie.. 2000. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *Bioscience* 50: 653-666.
- Gilbert F. S. 1980. The equilibrium theory of island biogeography: fact or fiction. *Journal of Biogeography* 7: 209-235.
- Glor R. E., A. S. Flecker, M. F. Benard, and A. G. Power. 2000. Lizard diversity and agricultural disturbance in a Caribbean forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 10: 711-723.
- Goin J. W. 1992. Requiem or recovery? *Texas Parks Wildlife* (August): 28-35.
- Gomes-Castello Branco M. L. 1997. La geografía y los sistemas de información geográfica. *Territorio* 2: 153-170.
- González-Espinoza J. E. 2006. Ecología reproductiva de *Sceloporus jalapae* (Reptilia: Phrynosomatidae) en Zapotitlán Salinas, Puebla. Tesis de Maestría. FES Iztacala, UNAM. 88 pp.
- Goodchild M. F. 1992. Analysis. In Abler R. F., M. G. Marcus, and J. M. Olson. *Geography's Inner Worlds*. Rutgers University Press, New Brunswick. New Jersey, USA.

- Goodman D. 1986. The demography of chance extinction. In Soulé M. E. (ed). *Viable populations*. Cambridge University Press. Cambridge, USA. Pp. 11-34.
- Grayson D. K. 1977. Pleistocene avifaunas and the overkill hypotheses. *Science* 195: 691-692.
- Grayson D. K. 1984. Explaining Pleistocene extinctions. In Martin P. S., and R. G. Klein (eds). *Quaternary extinctions*. University of Arizona Press. Tucson, Arizona, USA. Pp 807-823.
- Guillette L. J. Jr., and D. A. Crain. 1996. Endocrine-disrupting contaminants and reproductive abnormalities in reptiles. *Comments in Toxicology* 5: 381-399.
- Guillette L. J. Jr., T. S. Gross, G. R. Masson, J. M. Matter, H. F. Percival, and A. R. Woodward. 1994. Developmental abnormalities of the gonad and abnormal sex hormone concentrations in juvenile alligators from contaminated and control lakes in Florida. *Environmental Health Perspectives* 102: 680-688.
- Guillette L. J. Jr., D. A. Crain, A. A. Rooney, and D. B. Pickford. 1995. Organization versus activation. The role of endocrine-disrupting contaminants (EDC's) during embryonic development in wildlife. *Environmental Health Perspectives* 103 (Supplement 7): 157-164.
- Guttman S. I. 1994. Population genetic structure and ecotoxicology. *Environmental Health Perspectives* 102 (Supplement 12): 97-100.
- Harrison S., and E. Bruna. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography*: 22: 225-232.
- Henning W. 1966. *Phylogenetic systematics*. University of Illinois Press. Illinois, USA. 184 pp.
- Hodar J. A., J. M. Pleguzuelos, and J. C. Poveda. 2000. Habitat selection of the common chamaleon (*Chamaleo chamaleon*) in an area under development in southern Spain: implications for conservation. *Biological Conservation* 94: 63-68.
- Hollander A. D., F. W. Davis, and D. M. Stoms. 1994. Hierarchical representations of species distributions using maps, images and sighting data. In Miller R. I. (Ed.) *Mapping the Diversity of the Nature*. Chapman and Hall. London, UK. pp. 71-88.
- Huey R. B. 1974. Behavioral thermoregulation in lizards: Importance of associated costs. *Science* 184: 1001-1003.
- Huey R. B. 1982. Temperature, physiology, and the ecology of reptiles. In C. Gans and F. H. Pough (Eds). *Biology of reptilia*. Vol. 12. Academic Press, London, UK. pp. 25-91.

- Huey R. B., and E. R. Pianka, 1977. Seasonal variation in thermoregulatory behavior and body temperature of diurnal Kalahari lizards. *Ecology* 58: 1066-1075.
- Huey R. B., and M. Slatkin. 1976. Costs and benefits of lizard thermoregulation. *Quarterly Review of Biology* 51: 363-384.
- Hutchinson G. E. 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *American Naturalist* 93: 145-159.
- Hutchinson T. C., and M. G. Scott. 1988. The response of feather moss, *Pleurozium schreberi*, to 5 years of simulated acid precipitation in the Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Botanical* 66: 82-88.
- Jablonski D. 1986. Background and extinction mass: The alternation of macroevolutionary regimes. *Science* 231: 129-133.
- Jacobson E. R. 1993. Implications of infectious diseases for captive propagation and introduction programs of threatened/endangered reptiles. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 24: 245-255.
- Jacobson E. R. 1994. Causes of mortality and disease in tortoises: A review. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 25: 2-17.
- James C. D., and R. Shine. 2000. Why are there so many coexisting species of lizards in Australian deserts? *Oecologia* 125: 127-141.
- James J. D. 2002. A survey of short-horned lizard (*Phrynosoma hernandesi hernandesi*) populations in Alberta. Alberta Sustainable Resource Development. Fish and Wildlife Division. Alberta Species at Risk Report No. 29. Edmonton, AB. 25 pp.
- Johnston C. A. 2003. Shrub species as indicators of wetland sedimentation. *Wetlands* 23: 911-920.
- Kangas P., H. Autio, G. Hallfors, H. Luther, and A. Niemi. 1982. A general model of the decline of *Fucus vesiculosus* at Tvarminne, south coast of Finland in 1977-1981. *Acta Botanica Fennici* 118: 1-27.
- Karr J. R., and F. C. James. 1975. Ecomorphological configurations and convergent evolution in species and communities. In Cody M. L., and J. M. Diamond (eds). *Ecology and Evolution of Communities*. Harvard University Press. Massachusetts, USA. Pp 258-291.
- Kiester A. R., and J. O. Juvik. 1997. Conservation challenges of the turtle trade in Vietnam and China. *Paper presented at the Joint Meeting of American Society of Ichthyologist and Herpetologist*. Herpetologists' League, and Society for the Study of Amphibians and reptiles; 26 June-2 July 1997. Seattle, Washington, USA:

- Kinnaird M. F. 2001. Indonesia species conservation. In Convis C. L. Jr. (Ed.) *Conservation Geography*. ESRI Press. California, USA. pp 169-170.
- Kinnunen H., T. Holopainen, and L. Kärenlampi. 2003. Sources of error in epiphytic lichen variables mapped as bioindicators: needs to modify the Finnish standard. *Ecological Indicators* 3: 1-11.
- Kluge A. G. 1987. Cladistic relationship in the Gekkonoidea (Squamata: Sauria) *Miscellanea Publication of Museum Zoology University Michigan* 173: 1-54.
- Koo M. 2001. California Academy of Sciences Herpetology project. In Convis C. L. Jr. (Ed.) *Conservation Geography*. ESRI Press. California, USA. pp. 107-109.
- Kotliar N. B., and J. A. Wiens. 1990. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos* 59: 253-260.
- Krebs C. J. 1978. *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. Harper and Row. Second edition. New York, USA. 324 pp.
- Lake R. W. 1993. Planning and applied geography: positivism, ethics, and geographic information systems. *Progress in Human Geography* 17 (3): 404-413.
- Ledig T. F. 1988. *Conservation of genetic diversity: the road to La Trinidad*. The Leslie L. Schaffer Lectureship in forest science. October 27. The University of Columbia British, Canada.
- Lemos-Espinal J. A. 1984. Estudio comparativo sobre la comunidad de anfibios y reptiles de un bosque templado (mezcla *Quercus-Pinus*) del NO del estado de México. Tesis de Licenciatura. FES Iztacala, UNAM.
- Lemos-Espinal J. A., G. R. Smith, and R. E. Ballinger. 1996. Natural history of the Mexican knob-scaled lizard, *Xenosaurus rectocollaris*. *Herpetological Natural History* 4 (2): 151-154.
- Lemos-Espinal J. A., G. R. Smith, and R. E. Ballinger. 2000. *Xenosaurus rectocollaris*. Catalogue of American Amphibians and Reptiles. 716.1.
- Lemos-Espinal J. A., H. M. Smith, y D. Chiszar. 2004. *Introducción a los anfibios y reptiles del estado de Chihuahua/Introduction to the amphibians and reptiles of the state of Chihuahua, México*. UNAM-CONABIO. D. F., México. 128 pp.
- Lomolino M. V. 2000a. A call for a new paradigm of island biogeography. *Global Ecology and Biogeography* 9: 1-6.

- Lomolino M. V. 2000b. A species-based theory of insular biogeography. *Global Ecology and Biogeography* 9: 39-58.
- Lomolino M. V., B. R. Riddle, and J. H. Brown. 2006. *Biogeography*. Sinauer Associates Inc. 3th edition. Sunderland, Massachusetts, USA. 845 pp.
- Losos J. B., J. C. Marks, and T. W. Schoener. 1993. Habitat use and ecological interactions of an introduced and a native species of *Anolis* lizard on Grand Cayman, with a review of the outcomes of anole introductions. *Oecologia* 95: 525-532.
- Lovich J. E., S. W. Gotte, C. H. Ernst, J. C. Harshbarger, A. F. Laemmerzahl, and J. W. Gibbons. 1996. Prevalence and histopathology of shell disease in turtles from Lake Blackshear, Georgia. *Journal of the Wildlife Diseases* 32: 259-265.
- Lubchenco J., A. O. Olson, L. B. Brubaker, S. R. Carpenter, M. M. Holland, S. P. Hubbell, S. A. Levin, J. A. MacMahon, P. A. Matson, J. M. Melillo, H. A. Mooney, C. H. Peterson, H. R. Pulliam, L. A. Real, P. J. Regal, and P. G. Risser. 1991. The sustainable biosphere initiative: An ecological research agenda. *Ecology* 72: 371-412.
- Lytard J. F. 1976. *O pós-moderno*. José Olympio. Rio de Janeiro, Brasil.
- MacAllister M. 2001. African elephant monitoring project. In Convis C. L. Jr. (Ed.) *Conservation Geography*. ESRI Press. California USA. pp. 101-103.
- MacArthur R. H. 1972. *Geographical Ecology*. Harper and Row Publishers. New York. USA. 269 pp.
- MacArthur R. H., and E. O. Wilson. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- MacArthur R. H., and E. O. Wilson 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press. New Jersey. USA. 203 pp.
- Mackinnon J., and R de Wulf. 1994. Designing protected areas for giant pandas in China. In Miller R. I. (Ed.) *Mapping the Diversity of the Nature*. Published by Chapman and Hall. London, UK. pp 127-142.
- Marquet P. A., and H. Cofré. 1999. Large temporal and spatial scales in structure of mammalian assemblages in South America: A macroecological approach. *Oikos* 85: 299-309.
- Marques C. R., and M. P. Austin. 1991. *Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis*. CSIRO. Australia.
- Martin P., and R. G. Klein. 1984. *Quaternary extinctions: a prehistoric revolution*. University of Arizona Press. Arizona, USA. 497 pp.

- Mata-Silva V. 2000. *Estudio comparativo del ensamble de anfibios y reptiles en tres localidades de Zapotitlán de las Salinas, Puebla*. Tesis de Licenciatura. FES-Iztacala UNAM. 62 pp.
- Maury M. E., and R. Barbault. 1981. The spatial organization of the lizard community of de Bolsón de Mapimí (México). In R. Barbault and G. Halffter (eds.). *Ecology of the Chihuahuan Desert (organization of some vertebrate communities)*. Publicaciones del Instituto de Ecología D. F., México 8: 79-87.
- Mayr E. 1982. *The growth of biological thought: diversity, evolution, and inheritance*. Harvard University Press. Massachusetts, USA. 234 pp.
- McDonnell M. J., and S. T. A. Pickett. 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: An unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71: 1232-1237.
- McInnes P. F., R. J. Naiman, J. Pastor, and Y. Cohen. 1992. Effects of moose browsing on vegetation and litter of the boreal forest, Isle Royale, Michigan, USA. *Ecology* 73: 2059-2075.
- Meffe G. K., and C. R. Carroll. 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates Press. Sunderland, Massachusetts, USA.
- Michelmore F. 1994. Keeping elephants on the map: Case studies of the application of GIS conservation. In Miller R. I. (Ed.) *Mapping the Diversity of the Nature*. Published by Chapman and Hall. London, UK. pp 107-125.
- Miller R. J. 1994. *Mapping the Diversity of the Nature*. Published by Chapman and Hall. London, UK.
- Miller R. I., and J. H. Allen. 1994. Mapping elements of biodiversity: The rare species of Madagascar. In Miller R. I. (Ed.) *Mapping the Diversity of the Nature*. Published by Chapman and Hall. London, UK. pp. 37-51.
- Miller R. I., S. N. Stuart, and K. N. Howell. 1989. A methodology for analyzing rare species distribution patterns utilizing GIS technology: The rare birds of Tanzania. *Journal of Landscape Ecology* 2: 173-189.
- Mittermeier R. A., N. Myers, P. R. Gil, and C. G. Mittermeier. 1999. *Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. Toppan Printing. Japan.
- Mockenhaupt B. 1999. Turtles can't hide from hungry humans. *Cambodian Daily* 7 Dec. 1999: 1-2.

- Molnar R. E. 1985. The history of lepidosaurs in Australia. In G. Grigg, R. Shine, and H. Ehmann. *Biology of Australasian frogs and reptiles*. Chipping Norton. New South Wales, Australia. pp. 155-158.
- Montoya-Ayala R. 1998. *Análisis del Paisaje en la Región de los Tuxtlas Veracruz, México*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid. Madrid, España.
- Montoya-Ayala R. 2000. Planificación Física con base Ecológica del Valle de Zapotitlán de las Salinas, Puebla, México. CONACYT.
- Montoya-Ayala R., D. Muñoz-Iniestra, F. López-Galindo y E. Benavides-Garduño. 2004. Uso de un SIG para la elaboración de una propuesta de conservación y restauración hidrológico-forestal de las terrazas aluviales de Zapotitlán Salinas en la Reserva de la Biosfera Tehuacan-Cuicatlán, México. En Conesa-García C., Y. Álvarez Rigel y J. B. Martínez-Guevara (eds.). *Medio ambiente, recursos y riesgos naturales: análisis mediante tecnología SIG y teledetección*. Asociación de Geógrafos Españoles y Departamento de Geografía, Universidad de Murcia, España. pp. 113-125.
- Myers A. A., and P.S. Giller. 1988. *Analytical Biogeography: An integrated approach to the study of animal and plant distributions*. Chapman and Hall. Suffolk, UK. 577 pp.
- Niemi G. J., and M. E. McDonald. 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology and Systematic* 35: 89-111.
- Noss R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forestal Ecology Management* 115: 135-146.
- O'Connell T. J., L. E. Jackson, and R. P. Brooks. 2000. Bird guilds as indicators of ecological condition in the Central Appalachians. *Ecology Applications* 10: 1706-1721.
- Odum E. P. 1963. *Ecology*. Holt, Rinehart, and Winston. New York, USA. 286 pp.
- Ortega-Rubio A., R. Rodríguez, P. Galina, and A. Gutiérrez. 1987. Seasonal variation in fat bodies of the montane lizard, *Sceloporus scalaris*. *Bulletin of the Maryland Herpetological Society* 23: 45-51.
- Ortega-Rubio A., R. Barbault, and A. González-Romero. 1992. The ecological organization of highly diverse desert lizard community in Mexico. In Sokolov V, G. Halffter, and A. Ortega-Rubio (eds.). *Vertebrate ecology in arid zones of Mexico and Asia*. Instituto de ecología A. C., Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California Sur A.C., and MAB UNESCO. Baja California Sur, México. Pp. 207-239.
- Osorio B. O., A. Valiente Banuet, P. Dávila, y R. Medina. 1996. Tipos de vegetación y diversidad β en el Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 59: 35-58.

- Owen-Smith R. N. 1989. Megafaunal extinctions: The conservation message from 11,000 BC. *Conservation Biology* 3: 405-411.
- Peuquet D. J. 1994. It's about time: A conceptual framework for the representation of temporal dynamics in geographic information systems. *Annals of the Association of American Geographers* 84: 441-461.
- Pianka E. R. 1967. On lizard species diversity: North American flatland deserts. *Ecology* 48: 333-351.
- Pianka E. R. 1969. Habitat specificity, speciation, and species density in Australian desert lizards. *Ecology* 50: 498-502.
- Pianka E. R. 1970. Comparative autoecology of the lizard *Cnemidophorus tigris* in different parts of its geographic range. *Ecology* 51: 703-720.
- Pianka E. R. 1971. Lizard species density in the Kalahari desert. *Ecology* 52: 1024-1029.
- Pianka E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematic* 4: 53-74.
- Pianka E. R. 1975. Niche relations of desert lizards. In Cody M. L., and J. M. Diamond (eds.). *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press. Massachusetts, USA. Pp 292-314.
- Pianka E. R. 1976. Competition and niche theory. In May R. M. (ed). *Theoretical ecology: principles and applications*. Blackwell Prees. Oxford, New York, USA. pp. 114-141.
- Pianka E. R. 1986. *Evolutionary Ecology*. Addison Wesley Educational Publishers. 6th edition. San Francisco California, USA. 512 pp.
- Pianka E. R. 1986. *Ecology and natural history of desert lizards: analyses of the ecological niche and community structure*. Princeton University Press. New Jersey, USA. 208 pp.
- Pianka E. R. 1989. Desert lizard diversity: additional comments and some data. *American Naturalist* 134 (3): 344-364.
- Pianka E. R., and L. J. Vitt. 2003. *Lizards: windows to the evolution of diversity*. University of California Press. California, USA. 333 pp.
- Pickles J. 1993. Discourse on method and the history of discipline: Reflections on Dobson's 1983 Automated Geography. *The Professional Geographer* 45: 451-455.
- Pimm S. L. 1991. *The balance of nature? Ecological issues in the conservation of species and communities*. University of Chicago Press. Chicago, Illinois, USA.

- Plumtre A. 2001. Use of ArcView GIS in the Africa program. In Convis C. L. Jr. (Ed.). *Conservation Geography*. ESRI Press. California, USA. pp. 168.
- PNUMA. 1992. Convenio sobre la Diversidad Biológica. Centro de Actividad del Programa para el Derecho e Instituciones Ambientales, junio de 1992. UNEP; Nairobi, Kenia.
- Pough F. H., R. M. Andrews, J. E. Cadle, M. L. Crump, A. H. Savitzky, and K. D. Wells. 2001. *Herpetology*. Prentice Hall. Second Edition. New Jersey, USA. 612 pp.
- Ramírez-Bautista A. 2003. Some reproductive characteristics of a tropical arid lizard assemblage from Zapotitlán Salinas, Puebla, México. *Herpetological Review* 34 (4): 328-331.
- Rappole J. H., G. V. N. Powell, and S. A. Sader. 1994. Remote-sensing assessment of tropical habitat availability for a nearctic migrant: The wood thrush. In Miller R. I. (Ed.) *Mapping the Diversity of the Nature*. Chapman and Hall. London, UK. pp. 91-103.
- Rapport D. J. 1992. Evolution of indicators of ecosystem health. In McKenzie D. H., D. E. Hyatt, and V. J. McDonald (eds). *Ecological indicators*. Vols 1-2. Elsevier Applied Science. London, UK. pp. 121-134.
- Rapport D. J., R. Costanza, and A. J. McMichael. 1998. Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 397-402.
- Raup D. M. 1979. Size of the Permo-Triassic bottleneck and its evolutionary implications. *Science* 206: 217-218.
- Raup E. D. 1986. Biological extinction in earth history. *Science* 231: 1528-1533.
- Raup E. D., and J. J. Sepkoski Jr. 1982. Mass extinctions in the marine fossil record. *Science* 215: 1501-1503.
- Raup E. D., and J. J. Sepkoski Jr. 1984. Periodicities of extinctions in the geological past. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 81: 801-805.
- Reeder T. W., C. J. Cole, and H. C. Dessauer. 2002. Phylogenetic relationships of whiptail lizards of the genus *Cnemidophorus* (Squamata: Teiidae): A test of monophyly, reevaluation of karyotypic evolution, and review of hybrid origins. *American Museum Novitates*: 3365: 1-61.
- Reséndiz-Melgar R. C., J. Díaz Melgoza, y J. A. Lemos-Espinal. 2005. Forrajeo del ganado caprino en el Valle de Zapotitlán de las Salinas, Puebla, México. *Ciencia Forestal* 30 (97): 45-62.
- Rhodin A. 1999. Celebrate the turtle: Perception and preservation. 4th *Occasional Freshwater Turtle Conference*. Laughlin, Nevada, USA.

- Rico-Gray V., M. Palacios-Ríos, J. G. García-Franco, y W. P. Mackay. 1998. Richness and seasonal variation of ant-plant associations mediated by plant-derived food resources in the semiarid Zapotitlan Valley, México. *American Midland Naturalist* 140: 21-26.
- Ríos-Casanova L, A. Valiente-Banuet, y V. Rico-Gray. 2004. Las hormigas del Valle de Tehuacan (Hymenoptera: Formicidae): Una comparación con otras zonas áridas de México. *Acta Zoologica Mexicana* 20 (1): 37-54.
- Ricklefs R. E., D Cochran, and E. R. Pianka. 1981. A morphological analysis of the structure of communities of lizards in desert habitats. *Ecology* 62 (6): 1474-1483.
- Rodda G. H. 1992. Lost of native reptiles associated with introductions of exotics in the Mariana Islands. *Pacific Science* 46: 399-400.
- Rosenzweig M. L. 1975. On continental steady states of species diversity. In Cody M. L., and J. M. Diamond (eds.). *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press. Massachusetts, USA. pp 121-141.
- Rosenzweig M. L. 1992. Species diversity gradients: We know more and less than we thought. *Journal of Mammalogy* 73: 715-730.
- Ross J. P. 1998. Crocodiles: Status survey and conservation action plan. Second edition. <www.flmnh.ufl.edu/natsci/herpetology/act-plan/plan1998a.htm>.
- Ruggiero A., and J. Lawton. 1998. Are there latitudinal and altitudinal Rapoport effects in the geographical ranges of Andean passerine birds? *Biological Journal of Linnaean Society* 63: 283-304.
- Rzedowski J. 1988. *Vegetación de México*. Ed. Limusa. México.
- Ruppert E. E., and R. D. Barnes. 1996. *Zoología de los invertebrados*. Ed. McGraw Hill-Interamericana. 6ª edición. México D. F., México. 1114 pp.
- Salem B. B. 2003. Application of GIS to biodiversity monitoring. *Journal of Arid Environments* 54: 91-114.
- Sánchez-Cordero V. 2001. Elevation gradients of diversity for rodents and bats on Oaxaca, México. *Global Ecology and Biogeography* 10: 63-76.
- Sanders N. J., J. Moss, and D. Wagner. 2003. Patterns of ant species richness along elevational gradients in an arid ecosystem. *Global Ecology and Biogeography* 12: 93-102.
- Savage J. M. 1960. Evolution of a peninsular herpetofauna. *Systematic Zoology* 9: 184-212.
- Savage J. M. 1966. The origins and history of the Central America herpetofauna. *Copeia* 1966: 719-766.

- Savage J. M. 1982. The enigma of the Central America herpetofauna: dispersal or vicariance? *Annals of the Missouri Botanical Garden* 69: 464-547.
- Savidge J. A. 1984. Guam: paradise lost for wildlife. *Biological Conservation* 30: 305-317.
- Schall J. J., and E. R. Pianka. 1978. Geographic trends in number species. *Science* 201: 679-686.
- Schoener T. W. 1975. Competition and the form of habitat shift. *Theoretical population Biology* 5: 265-307.
- Schoener T. W. 1976. The species-area relationship within archipelagoes: Models and evidence from island birds. *Proceedings of the XVI International Ornithological Congress* 6: 629-642.
- Schoener T. W. 1977. Competition and the niche. In Tinkle D. W., and C. Gans (eds). *Biology of Reptilia*. Vol. 10. Academic Press, London, UK. pp. 35-136.
- Schoener T. W. 1988. Ecological interactions. In Myers A. A., and P.S. Giller (eds). *Analytical Biogeography: An integrated approach to the study of animal and plant distributions*. Chapman and Hall. Suffolk, UK. pp. 255-297.
- Semlitsch R. D. 2003. *Amphibian Conservation*. Smithsonian Institute. Washington, USA. 145 pp.
- Sepkoski J. J. Jr. 1982. *Mass extinctions in the Phanerozoic oceans: A review*. Geological Society of America. Boulder, Colorado, USA:
- Sepkoski J. J. Jr. 1986. Global bioevents and the question of periodicity. In Walliser O. (ed). *Lecture Notes in Earth Sciences*. Vol. 8. *Global Bio-Events*. Springer-Verlag. Berlin, Germany.
- Serrano-Cardozo V. 2007. Estructuración de un ensamble de lagartijas en Zapotitlán de las Salinas, Puebla. Tesis de Doctorado. FES Iztacala UNAM. 119 pp.
- Shannon C. E., and W. Weaver 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press. Urbana, Illinois, USA.
- Sharma D. S. K. 1999. *Tortoise and freshwater turtle trade and utilization in Peninsular Malaysia.. A traffic Southeast Asia Report*. Petaling Jaya, Selangor, Malaysia.
- Sheppard E. 1993. Automated Geography: What kind of geography for what kind of society? *The Professional Geographer* 45: 457-460.
- Sherbrooke W. C. 2003. Introduction to horned lizards of North America. California natural history guides no. 64. University of California Press. 177 pp.

- Shine R. 1991. *Australian snakes: A natural history*. Cornell University Press. Ithaca, New York, USA.
- Shine R., P. S. Harlow, and J. S. Keogh. 1996. Commercial harvesting of giant lizard: The biology of water monitor *Varanus salvator* in southern Sumatra. *Biological Conservation* 77: 125-134.
- Shine R., P. S. Harlow, and P. S. Mumpuni. 1999. Reticulated pythons in Sumatra: biology, harvesting and sustainability. *Biological Conservation* 87: 349-357.
- Simberloff D. S. 1974. Equilibrium theory of island biogeography and ecology. *Annual Review of Ecology and Systematic* 5: 161-182.
- Simberloff D. S. 1980. Dynamic equilibrium island biogeography: The second stage. In Nohring R. *Acta XVII Congressus Internationalis Ornithologici*. Verlag der Deutschen 2 Vols. Berlin, Deutschland. Pp 1289-1295.
- Simelane T. S., and G. I. H. Kerley. 1997. Recognition of reptiles by Xhosa and Zulu communities in South Africa, with notes on traditional beliefs and uses. *African Journal of Herpetology* 46: 49-53.
- Simpson E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- Smart R., M. J. Whiting, and W. Twine. 2005. Lizards and landscapes: integrating field surveys and interviews to assess the impact of human disturbance on lizards assemblages and selected reptiles in a savanna in South Africa. *Biological Conservation* 122: 23-31.
- Smeets E., and R. Weterings. 1999. *Environmental indicators: typology and overview*. Technology Report 25. European Environment Agency. Copenhagen, Denmark. 87 pp.
- Smith H. M. 1949. Herpetogeny in Mexico and Guatemala. *Chicago Academy of the Science Nature History Museum* 20: 1-3.
- Smith H. M., and R. B. Smith. 1973-1979. *Synopsis of Herpetofauna of Mexico*. Vols. I-VI. John Johnson Press. North Bennington, Vermont, Canada.
- Smith H. M., and J. B. Iverson. 1993. A new species of knobscale lizard (Reptilia: Xenosauridae) from Mexico. *Bulletin of the Maryland Herpetological Society* 29 (2): 51-65.
- Smith N. 1992. History and philosophy of geography: real wars, theory wars. *Progress in Human Geography* 16: 257-271.

- Smith R. B., R. A. Seigel, and K. R. Smith. 1998. Occurrence of upper respiratory tract disease in gopher tortoise populations in Florida and Mississippi. *Journal of Herpetology* 32: 426-430.
- Sokal R. E., and F. J. Rohlf. 1995. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. W. H. Freeman and company. 3th edition. New York, USA. 887 pp.
- Sokolov V, G. Halffter, and A. Ortega-Rubio, 1992. *Vertebrate ecology in arid zones of Mexico and Asia*. Instituto de ecología A. C., Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California Sur A.C., and MAB UNESCO. Baja California Sur, México. 232 pp.
- Soldbrig O. T., H. M. van Emden, and P. G. W. Oordt (eds). 1994. *Biodiversity and global change*. CAB International and International Union of Biological Sciences Press. UK. 227 pp.
- Spotila J. R., A. E. Dunham, A. J. Leslie, A. C. Steyermark, P. T. Plotkin, and F. V. Paladino. 1996. Worldwide population decline of *Dermochelys coriacea*: Are leatherback turtles going extinct? *Chelonian Conservation and Biology* 2: 209-222.
- Stanley S. M. 1984. Marine mass extinctions: A dominant role for temperature. In Nitecki M H. (ed). *Extinctions*. University of Chicago Press. Chicago, Illinois, USA. pp 69-117.
- Stolte K. W., and D. R. Mangis. 1992. Identification and use of plant species as ecological indicators of air pollution stress in national park units. In McKenzie D. H., D. E. Hyatt, and V. J. McDonald (eds). *Ecological indicators*. Vols 1-2. Elsevier Applied Science. London, UK. pp. 373-392.
- Storfer A. 2003. Amphibian declines: future directions. *Diversity and Distributions* 9: 151-163.
- Stralberg D. 2001. Point Reyes bird observatory. In Convis C. L. Jr. (Ed.) *Conservation Geography*. ESRI Press. California USA. pp 169.
- Stuart L. C. 1964. Fauna of Middle America. In R. Wauchop (ed). *Handbook of Middle American Indians*. University of Texas Press. Austin, Texas USA. pp 316-362.
- Sullivan T. A. 1992. Beyond hotspots: Assessing new approaches to setting priorities for the conservation of biodiversity. *Species* 18: 13-15.
- Swisher C. C. III, J. M. Grajales-Nishimura, A. Montanari, S. V. Margolis, P. Claeys, W. Álvarez, P. Renne, E. Cedillo-Pardo, F. J. M. R. Maurrasse, G. H. Curtis, J. Smith, and M. O. McWilliams. 1992. Coeval $40\text{AR}/^{39}\text{AR}$ ages of 65.0 million years ago from Chicxulub crater melt rock and Cretaceous-Tertiary boundary tektites. *Science* 257: 954-958.

- Taylor P.J., and y R. J. Johnston. 1995. GIS and Geography. In Pickles J. (ed). *Ground truth, the social implications of geographic information systems*. The Guilford Press. New York, USA.
- Tellería J. L., R. Baquero, and Tomás Santos. 2003. Effects of fragmentation on European birds: implications of regional differences in species richness. *Journal of Biogeography* 30: 621-628.
- Templeton A. R., R. J. Robertson, J. Brisson, and J. Strasburg. 2001. Disrupting evolutionary processes: The effect of habitat fragmentation on collared lizards in the Missouri Ozarks. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98 (10): 5426-5432.
- Thornton I. 1971. *Darwin's Islands: A Natural history of the Galapagos*. The Natural history Press. New York, USA.
- Tilman D. 1986. Evolution and differentiation in terrestrial plant communities: the importance of the soil resource: light gradient. In J. Diamond, and T. J. Case. *Community Ecology*. Harper and Row Publishers. New York, USA. pp. 359-379.
- Tinkle D. W. 1979. Long-term field studies. *Bioscience* 29: 717.
- Toledo V. M. 1988. La diversidad biológica de México. *Ciencia y Desarrollo* 81: 17-30.
- Turner M. G., W. H. Hargrove, R. H. Gardner, and W. H. Romme. 1994. Effects of fire on landscape heterogeneity in Yellowstone National Park, Wyoming. *Journal of Vegetation Science* 5: 731-742.
- Uribe-Peña Z., A. Ramírez-Bautista, y G. Casas Andreu. 1999. Anfibios y Reptiles de las serranías del Distrito Federal, México. Cuadernos 32. Instituto de Biología. UNAM. México D. F. 199 pp.
- Valiente-Banuet A., A. Casas, A. Alcántara, P. Dávila, N. Flores-Hernández, M. Arizmendi, J. L. Villaseñor, y J. Ortega Ramírez. 2000. La Vegetación del Valle de Tehuacan-Cuicatlán. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 67: 24-74.
- Van Biema D. 1995. Prophet of poison. *Time* 145: 26-33.
- Van den Bosch F., R. Hengeveld, and J. A. J. Metz. 1992. Analyzing the velocity of animal range expansion. *Journal of Biogeography* 19: 135-150.
- Van Valen L. M. 1973. A new evolutionary law. *Evolutionary Theory* 1: 1-30.
- Vandermeer J. H. 1972. Niche theory. *Annual Review of Ecology and Systematic* 3: 107-132.
- Villaseñor J. L., P. Dávila, y F. Chiang. 1990. Fitogeografía del Valle de Tehuacan-Cuicatlán. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 50: 135-149.

- Vitt L. J., T. C. S. Avila-Pires, J. P. Caldwell, and V. R. L. Oliveira. 1998. The impact of individual tree harvesting on thermal environments of lizards in Amazonian rain forest. *Conservation Biology* 12: 654-664.
- Walker P., and D. P. Faith. 1993. Diversity: a software package for sampling phylogenetic and environmental diversity. *Division of Wildlife and Ecology*. CSIRO, Australia.
- Wallace A. R. 1894. What are zoological regions? *Nature* 49: 610-613.
- West R. C. 1971. The natural regions of Middle America In R. Wauchope (ed). *Handbook of Middle American Indians*. Second edition. University of Texas Press. Austin, Texas USA. pp 363-383.
- Whitaker Z. 1989. *Snakeman*. India Magazine Books. Bombay, India.
- Whitaker P. B., and R. Shine. 2000. Sources of mortality of large elapid snakes in an agricultural landscape. *Journal of Herpetology* 34: 121-128.
- Willett K. B., and E. W. Sanderson. 2001. International GIS support for wildlife conservation. In Convis C. L. Jr. (Ed.) *Conservation Geography*. ESRI Press. California, USA. pp 166.
- Williams T. 1999. The terrible turtle trade. *Audubon Magazine* 101: 44-51.
- Wilson E. O. 1988. *Biodiversity*. National Academy Press. Washington, USA.
- Wilson E. O. 2003. The encyclopedia of life. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 77-80.
- Wilson E. O., and E. O. Willis. 1975. Applied biogeography. In Cody M. L., and J. M. Diamond (eds). *Ecology and Evolution of Communities*. Harvard University Press. Massachusetts, USA. Pp 522-534.
- Witherington B. E., K. A. Bjorndal, and C. M. McCabe. 1990. Temporal pattern of nocturnal emergence of loggerhead turtle hatchlings from natural nests. *Copeia* 1990: 1165-1168.
- Woolrich-Piña G. A. 2002. Ecología térmica de una población de la lagartija *Xenosaurus rectocollaris* Smith & Iverson en un chaparral al Este del estado de Puebla, México. Tesis de licenciatura. FES Iztacala, UNAM. 39 pp.
- Woolrich-Piña G. A., J. A. Lemos-Espinal, L. Oliver-López, M. E. Calderón Méndez, J. E. González-Espinoza, F. Correa-Sánchez y R. Montoya Ayala. 2006. Ecología térmica de una población de la lagartija *Sceloporus grammicus* (Iguanidae: Phrynosomatinae) que ocurre en la zona centro-oriente de la Ciudad de México. *Acta Zoológica Mexicana* 22 (2): 137-150.
- Woolrich-Piña G. A., L. Oliver-López y J. A. Lemos-Espinal. 2005. *Anfibios y reptiles del Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla*. UNAM-CONABIO. D.F., México. 54 pp.

- Woolrich-Piña G. A., L. Oliver-López y J. A. Lemos-Espinal. 2006. Estudio comparativo sobre la ecología térmica de lagartijas pertenecientes al género *Xenosaurus* a lo largo de su distribución geográfica en México. *Memories of 53rd Annual Meeting of the Southwestern Naturalist*, pp. 66-67, realizado del 13 al 15 de abril en Colima, Colima.
- Wright S. J. 1981. Intra-archipelago vertebrate distributions: the slope of the species-area relation. *American Naturalist* 118: 726-748.
- Zamudio K. R., and G. Parra-Olea. 2000. Reproductive mode and female reproductive cycles of two endemic mexican horned lizards (*Phrynosoma taurus* and *P. braconnieri*). *Copeia* 2000 (1): 222-229.
- Zug R. G., L. J. Vitt, and J. P. Caldwell. 2001. *Herpetology: An introductory biology of amphibians and reptiles*. Academic Press. 2th edition. San Diego California. USA. 630 pp.

ANEXO 1

Diferentes especies de lagartijas mexicanas que se encuentran bajo algún estatus: Pr = protegida,
A = amenazada y P = peligro de extinción

ORDEN	FAMILIA	GENERO	ESPECIE	CATEGORIA	DISTRIBUCION
Squamata	Anguidae	<i>Abronia</i>	<i>bogerti</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Abronia</i>	<i>chiszari</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Abronia</i>	<i>depei</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Abronia</i>	<i>fuscolabialis</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Abronia</i>	<i>graminea</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Abronia</i>	<i>kalaina</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Abronia</i>	<i>lythrochila</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Abronia</i>	<i>matudai</i>	Pr	no endémica
Squamata	Anguidae	<i>Abronia</i>	<i>mittelli</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Abronia</i>	<i>mixteca</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Abronia</i>	<i>oaxaca</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Abronia</i>	<i>ochoterenai</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Abronia</i>	<i>ornelasi</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Abronia</i>	<i>reidi</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Abronia</i>	<i>taeniata</i>	Pr	endémica
Squamata	Dibamidae	<i>Anelytropsis</i>	<i>papillosus</i>	Pr	endémica
Squamata	Anniellidae	<i>Anniella</i>	<i>geronimensis</i>	Pr	endémica
Squamata	Anniellidae	<i>Anniella</i>	<i>pulchra</i>	Pr	no endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>adleri</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>anisolepis</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>baccatus</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>barkeri</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>biporcatus</i>	Pr	no endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>cumingi</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>cuprinus</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>cymbops</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>duellmani</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>dunni</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>forbesi</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>gadovi</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>isthmicus</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>liogaster</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>macrinii</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>matudai</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>megapholidotus</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>microlepidotus</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>milleri</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>naufragus</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>omiltemanus</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>parvicirculatus</i>	Pr	endémica

ORDEN	FAMILIA	GENERO	ESPECIE	CATEGORIA	DISTRIBUCION
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>pentaprion</i>	Pr	no endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>polyrhachis</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>pygmaeus</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>schiedei</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>simmonsii</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>subocularis</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>taylori</i>	Pr	endémica
Squamata	Polychrotidae	<i>Anolis</i>	<i>utowanae</i>	Pr	endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Aristelliger</i>	<i>georgeensis</i>	Pr	no endémica
Squamata	Anguidae	<i>Barisia</i>	<i>imbricata</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Barisia</i>	<i>levicollis</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Barisia</i>	<i>rudicollis</i>	Pr	endémica
Squamata	Bipedidae	<i>Bipes</i>	<i>biporus</i>	Pr	endémica
Squamata	Bipedidae	<i>Bipes</i>	<i>canaliculatus</i>	Pr	endémica
Squamata	Bipedidae	<i>Bipes</i>	<i>tridactylus</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Callisaurus</i>	<i>draconoides</i>	A	no endémica
Squamata	Anguidae	<i>Celestus</i>	<i>enneagrammus</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Celestus</i>	<i>rozellae</i>	Pr	no endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>alpinus</i>	Pr	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>bacatus</i>	Pr	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>calidipes</i>	Pr	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>canus</i>	A	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>catalinensis</i>	Pr	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>celeripes</i>	Pr	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>ceralbensis</i>	Pr	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>communis</i>	Pr	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>estebanensis</i>	Pr	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>hyperythrus</i>	A	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>hyperythrus</i>	A	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>hyperythrus</i>	A	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>hyperythrus</i>	A	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>hyperythrus</i>	A	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>hyperythrus</i>	Pr	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>labialis</i>	Pr	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>lineatissimus</i>	Pr	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>martyris</i>	Pr	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>maximus</i>	Pr	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>mexicanus</i>	Pr	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>neomexicanus</i>	Pr	no endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>parvisocius</i>	Pr	endémica
Squamata	Teiidae	<i>Cnemidophorus</i>	<i>rodecki</i>	Pr	endémica
Squamata	Eublepharidae	<i>Coleonyx</i>	<i>brevis</i>	Pr	no endémica
Squamata	Eublepharidae	<i>Coleonyx</i>	<i>elegans</i>	A	no endémica

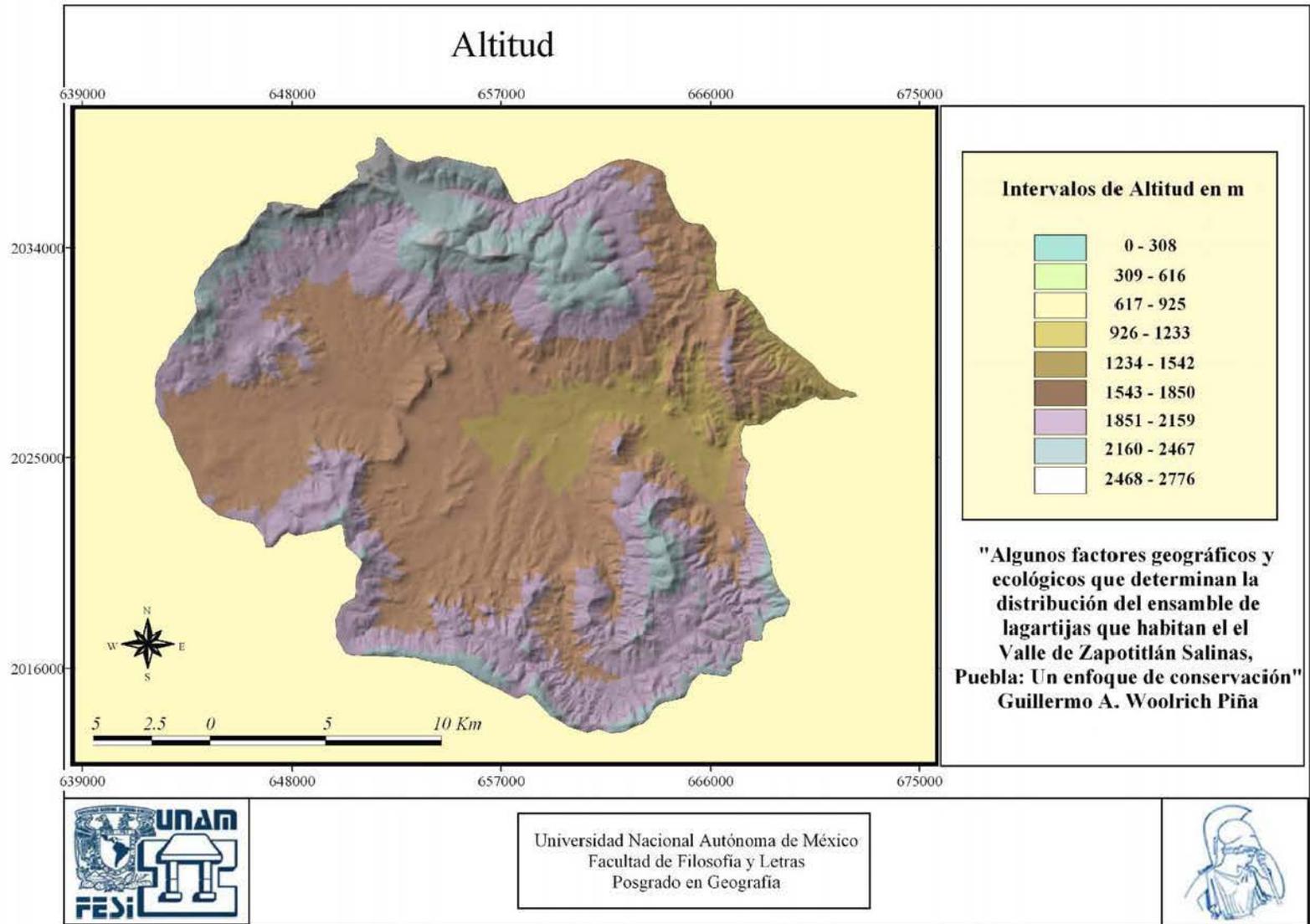
ORDEN	FAMILIA	GENERO	ESPECIE	CATEGORIA	DISTRIBUCION
Squamata	Eublepharidae	<i>Coleonyx</i>	<i>reticulatus</i>	Pr	no endémica
Squamata	Eublepharidae	<i>Coleonyx</i>	<i>variegatus</i>	Pr	no endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Cophosaurus</i>	<i>texanus</i>	A	no endémica
Squamata	Corytophanidae	<i>Corytophanes</i>	<i>cristatus</i>	Pr	no endémica
Squamata	Corytophanidae	<i>Corytophanes</i>	<i>hernandezi</i>	Pr	no endémica
Squamata	Corytophanidae	<i>Corytophanes</i>	<i>percarinatus</i>	Pr	no endémica
Squamata	Crotaphytidae	<i>Crotaphytus</i>	<i>collaris</i>	A	no endémica
Squamata	Crotaphytidae	<i>Crotaphytus</i>	<i>reticulatus</i>	A	no endémica
Squamata	Iguanidae	<i>Ctenosaura</i>	<i>acanthura</i>	Pr	endémica
Squamata	Iguanidae	<i>Ctenosaura</i>	<i>clarki</i>	A	endémica
Squamata	Iguanidae	<i>Ctenosaura</i>	<i>defensor</i>	A	endémica
Squamata	Iguanidae	<i>Ctenosaura</i>	<i>hemilopha</i>	Pr	endémica
Squamata	Iguanidae	<i>Ctenosaura</i>	<i>pectinata</i>	A	endémica
Squamata	Iguanidae	<i>Ctenosaura</i>	<i>quinquecarinatus</i>	A	no endémica
Squamata	Iguanidae	<i>Ctenosaura</i>	<i>similis</i>	A	no endémica
Squamata	Anguidae	<i>Elgaria</i>	<i>kingi</i>	Pr	no endémica
Squamata	Anguidae	<i>Elgaria</i>	<i>multicarinata</i>	Pr	no endémica
Squamata	Anguidae	<i>Elgaria</i>	<i>parva</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Elgaria</i>	<i>paucicarinata</i>	Pr	endémica
Squamata	Scincidae	<i>Eumeces</i>	<i>altamirani</i>	Pr	endémica
Squamata	Scincidae	<i>Eumeces</i>	<i>colimensis</i>	Pr	endémica
Squamata	Scincidae	<i>Eumeces</i>	<i>copei</i>	Pr	endémica
Squamata	Scincidae	<i>Eumeces</i>	<i>dugesi</i>	Pr	endémica
Squamata	Scincidae	<i>Eumeces</i>	<i>gilberti</i>	Pr	no endémica
Squamata	Scincidae	<i>Eumeces</i>	<i>lagunensis</i>	A	endémica
Squamata	Scincidae	<i>Eumeces</i>	<i>lynxe</i>	Pr	endémica
Squamata	Scincidae	<i>Eumeces</i>	<i>multilineatus</i>	Pr	endémica
Squamata	Scincidae	<i>Eumeces</i>	<i>multivirgatus</i>	Pr	no endémica
Squamata	Scincidae	<i>Eumeces</i>	<i>ochoterenae</i>	Pr	endémica
Squamata	Scincidae	<i>Eumeces</i>	<i>parviauriculatus</i>	Pr	endémica
Squamata	Crotaphytidae	<i>Gambelia</i>	<i>wislizenii</i>	Pr	no endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Gehyra</i>	<i>mutilata</i>	Pr	no endémica
Squamata	Anguidae	<i>Gerrhonotus</i>	<i>liocephalus</i>	Pr	no endémica
Squamata	Anguidae	<i>Gerrhonotus</i>	<i>lugoi</i>	A	endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Gonatodes</i>	<i>albogularis</i>	Pr	no endémica
Squamata	Gymnophthalmidae	<i>Gymnophthalmus</i>	<i>speciosus</i>	Pr	no endémica
Squamata	Helodermatidae	<i>Heloderma</i>	<i>horridum</i>	A	no endémica
Squamata	Helodermatidae	<i>Heloderma</i>	<i>suspectum</i>	A	no endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Holbrookia</i>	<i>lacerata</i>	Pr	no endémica
Squamata	Iguanidae	<i>Iguana</i>	<i>iguana</i>	Pr	no endémica
Squamata	Corytophanidae	<i>Laemanctus</i>	<i>longipes</i>	Pr	no endémica
Squamata	Corytophanidae	<i>Laemanctus</i>	<i>serratus</i>	Pr	no endémica
Squamata	Xantusiidae	<i>Lepidophyma</i>	<i>alvarezi</i>	A	endémica

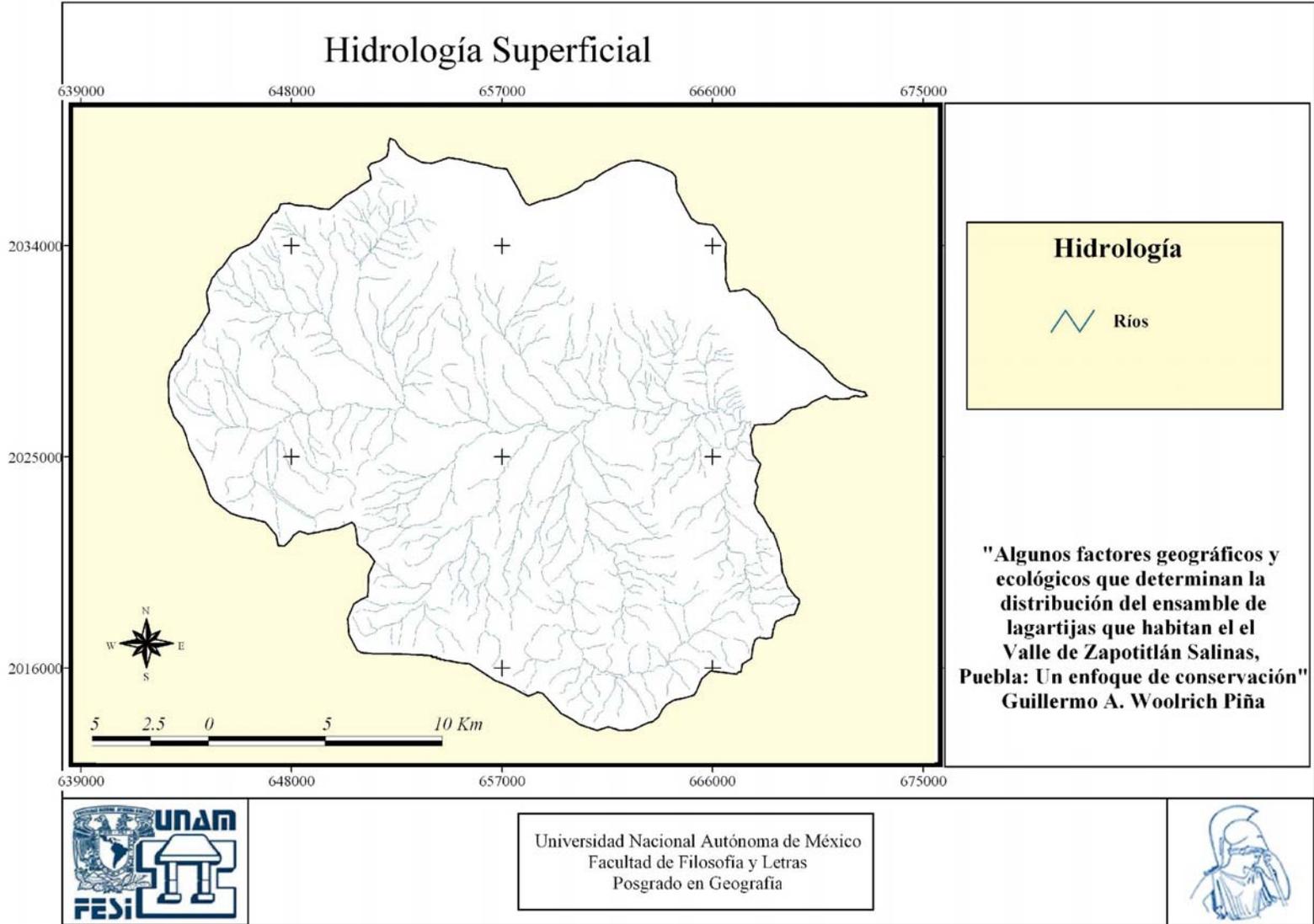
ORDEN	FAMILIA	GENERO	ESPECIE	CATEGORIA	DISTRIBUCION
Squamata	Xantusiidae	<i>Lepidophyma</i>	<i>chicoasensis</i>	Pr	endémica
Squamata	Xantusiidae	<i>Lepidophyma</i>	<i>dontomasi</i>	Pr	endémica
Squamata	Xantusiidae	<i>Lepidophyma</i>	<i>flavimaculatum</i>	Pr	no endémica
Squamata	Xantusiidae	<i>Lepidophyma</i>	<i>gaigeae</i>	Pr	endémica
Squamata	Xantusiidae	<i>Lepidophyma</i>	<i>lipetzi</i>	Pr	endémica
Squamata	Xantusiidae	<i>Lepidophyma</i>	<i>micropholis</i>	Pr	endémica
Squamata	Xantusiidae	<i>Lepidophyma</i>	<i>occulor</i>	Pr	endémica
Squamata	Xantusiidae	<i>Lepidophyma</i>	<i>pajapanensis</i>	Pr	endémica
Squamata	Xantusiidae	<i>Lepidophyma</i>	<i>radula</i>	Pr	endémica
Squamata	Xantusiidae	<i>Lepidophyma</i>	<i>sawini</i>	Pr	no endémica
Squamata	Xantusiidae	<i>Lepidophyma</i>	<i>smithi</i>	Pr	no endémica
Squamata	Xantusiidae	<i>Lepidophyma</i>	<i>sylvaticum</i>	Pr	endémica
Squamata	Xantusiidae	<i>Lepidophyma</i>	<i>tarascae</i>	Pr	endémica
Squamata	Xantusiidae	<i>Lepidophyma</i>	<i>tuxtlae</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Mesaspis</i>	<i>antauges</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Mesaspis</i>	<i>gadovi</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Mesaspis</i>	<i>juarezi</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Mesaspis</i>	<i>moreleti</i>	Pr	no endémica
Squamata	Anguidae	<i>Mesaspis</i>	<i>viridiflava</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Ophisaurus</i>	<i>ceroni</i>	Pr	endémica
Squamata	Anguidae	<i>Ophisaurus</i>	<i>incomptus</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Petrosaurus</i>	<i>mearnsi</i>	Pr	no endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Petrosaurus</i>	<i>thalassinus</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Phrynosoma</i>	<i>asio</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Phrynosoma</i>	<i>branconnieri</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Phrynosoma</i>	<i>cerroense</i>	A	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Phrynosoma</i>	<i>cornutum</i>	A	no endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Phrynosoma</i>	<i>ditmarsii</i>	A	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Phrynosoma</i>	<i>mcallii</i>	A	no endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Phrynosoma</i>	<i>orbiculare</i>	A	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Phrynosoma</i>	<i>taurus</i>	A	endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Phyllodactylus</i>	<i>angelensis</i>	Pr	endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Phyllodactylus</i>	<i>apricus</i>	Pr	endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Phyllodactylus</i>	<i>bordai</i>	Pr	endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Phyllodactylus</i>	<i>bugastrolepis</i>	Pr	endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Phyllodactylus</i>	<i>davisi</i>	A	endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Phyllodactylus</i>	<i>delcampoi</i>	Pr	endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Phyllodactylus</i>	<i>duellmani</i>	Pr	endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Phyllodactylus</i>	<i>homolepidurus</i>	Pr	endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Phyllodactylus</i>	<i>muralis</i>	Pr	endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Phyllodactylus</i>	<i>nocticolus</i>	Pr	no endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Phyllodactylus</i>	<i>partidus</i>	Pr	endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Phyllodactylus</i>	<i>paucituberculatus</i>	Pr	endémica

ORDEN	FAMILIA	GENERO	ESPECIE	CATEGORIA	DISTRIBUCION
Squamata	Gekkonidae	<i>Phyllodactylus</i>	<i>santacruzensis</i>	Pr	endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Phyllodactylus</i>	<i>tinklei</i>	Pr	endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Phyllodactylus</i>	<i>unctus</i>	Pr	endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Phyllodactylus</i>	<i>xanti</i>	Pr	endémica
Squamata	Iguanidae	<i>Sauromalus</i>	<i>ater</i>	A	endémica
Squamata	Iguanidae	<i>Sauromalus</i>	<i>australis</i>	A	endémica
Squamata	Iguanidae	<i>Sauromalus</i>	<i>hispidus</i>	A	endémica
Squamata	Iguanidae	<i>Sauromalus</i>	<i>klauberi</i>	P	endémica
Squamata	Iguanidae	<i>Sauromalus</i>	<i>obesus</i>	A	no endémica
Squamata	Iguanidae	<i>Sauromalus</i>	<i>slevini</i>	A	endémica
Squamata	Iguanidae	<i>Sauromalus</i>	<i>varius</i>	A	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>adleri</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>angustus</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>asper</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>cozumelae</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>cryptus</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>exsul</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>graciosus</i>	Pr	no endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>grammicus</i>	Pr	no endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>grandaevus</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>hunsakeri</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>insignis</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>licki</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>lineatulus</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>macdougalli</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>maculosus</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>megalepidurus</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>ornatus</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>rufidorsum</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>salvini</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>serrifer</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>stejnegeri</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>subpictus</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>tanneri</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Sceloporus</i>	<i>zosteromus</i>	Pr	endémica
Squamata	Scincidae	<i>Scincella</i>	<i>gemmingeri</i>	Pr	endémica
Squamata	Scincidae	<i>Scincella</i>	<i>lateralis</i>	Pr	no endémica
Squamata	Scincidae	<i>Scincella</i>	<i>silvicola</i>	Pr	endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Sphaerodactylus</i>	<i>argus</i>	Pr	no endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Sphaerodactylus</i>	<i>glaucus</i>	Pr	no endémica
Squamata	Gekkonidae	<i>Thecadactylus</i>	<i>rapicaudus</i>	Pr	no endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Uma</i>	<i>exsul</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Uma</i>	<i>notata</i>	A	no endémica

ORDEN	FAMILIA	GENERO	ESPECIE	CATEGORIA	DISTRIBUCION
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Uma</i>	<i>paraphygas</i>	P	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Urosaurus</i>	<i>irregularis</i>	A	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Urosaurus</i>	<i>lahtelai</i>	A	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Urosaurus</i>	<i>nigricaudus</i>	A	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Uta</i>	<i>antiqua</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Uta</i>	<i>concinna</i>	A	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Uta</i>	<i>mannophora</i>	A	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Uta</i>	<i>nolascensis</i>	A	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Uta</i>	<i>palmeri</i>	A	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Uta</i>	<i>squamata</i>	Pr	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Uta</i>	<i>stansburiana</i>	A	endémica
Squamata	Phrynosomatidae	<i>Uta</i>	<i>stansburiana</i>	A	endémica
Squamata	Xantusiidae	<i>Xantusia</i>	<i>bolsonae</i>	A	endémica
Squamata	Xantusiidae	<i>Xantusia</i>	<i>sanchezi</i>	P	endémica
Squamata	Xenosauridae	<i>Xenosaurus</i>	<i>grandis</i>	Pr	no endémica
Squamata	Xenosauridae	<i>Xenosaurus</i>	<i>newmanorum</i>	Pr	endémica
Squamata	Xenosauridae	<i>Xenosaurus</i>	<i>platyceps</i>	Pr	endémica

ANEXO 2

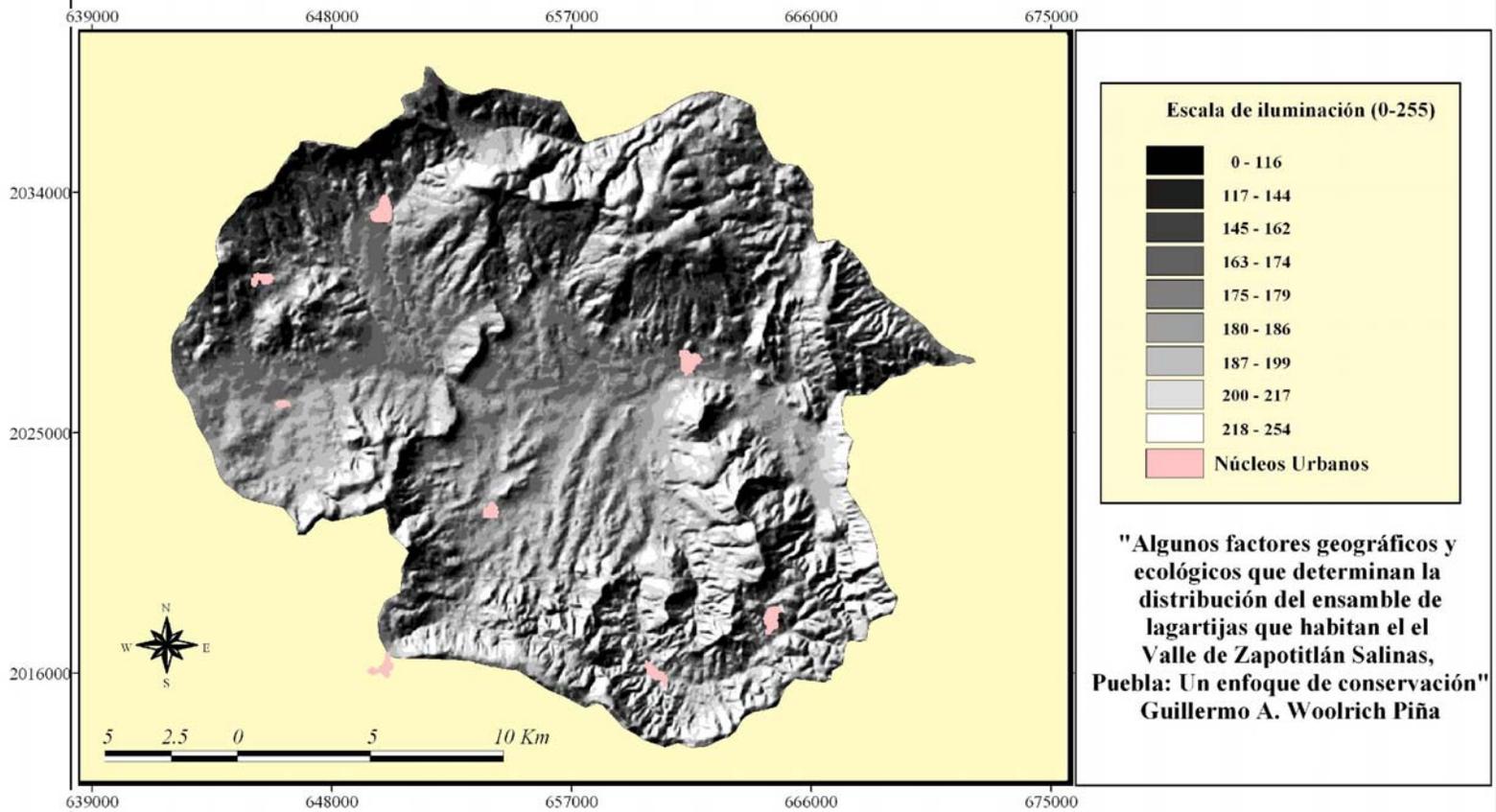




Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Filosofía y Letras
Posgrado en Geografía

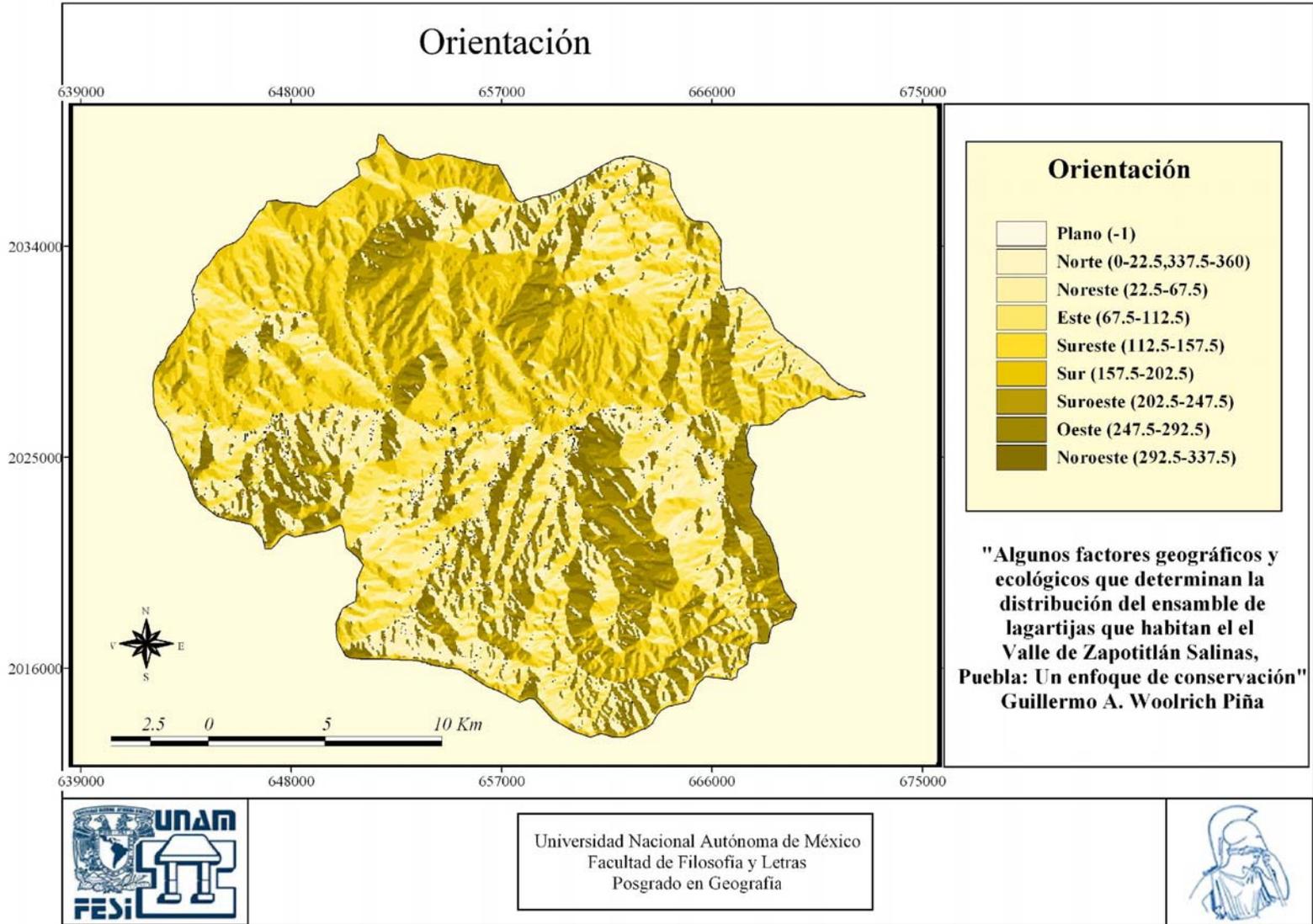


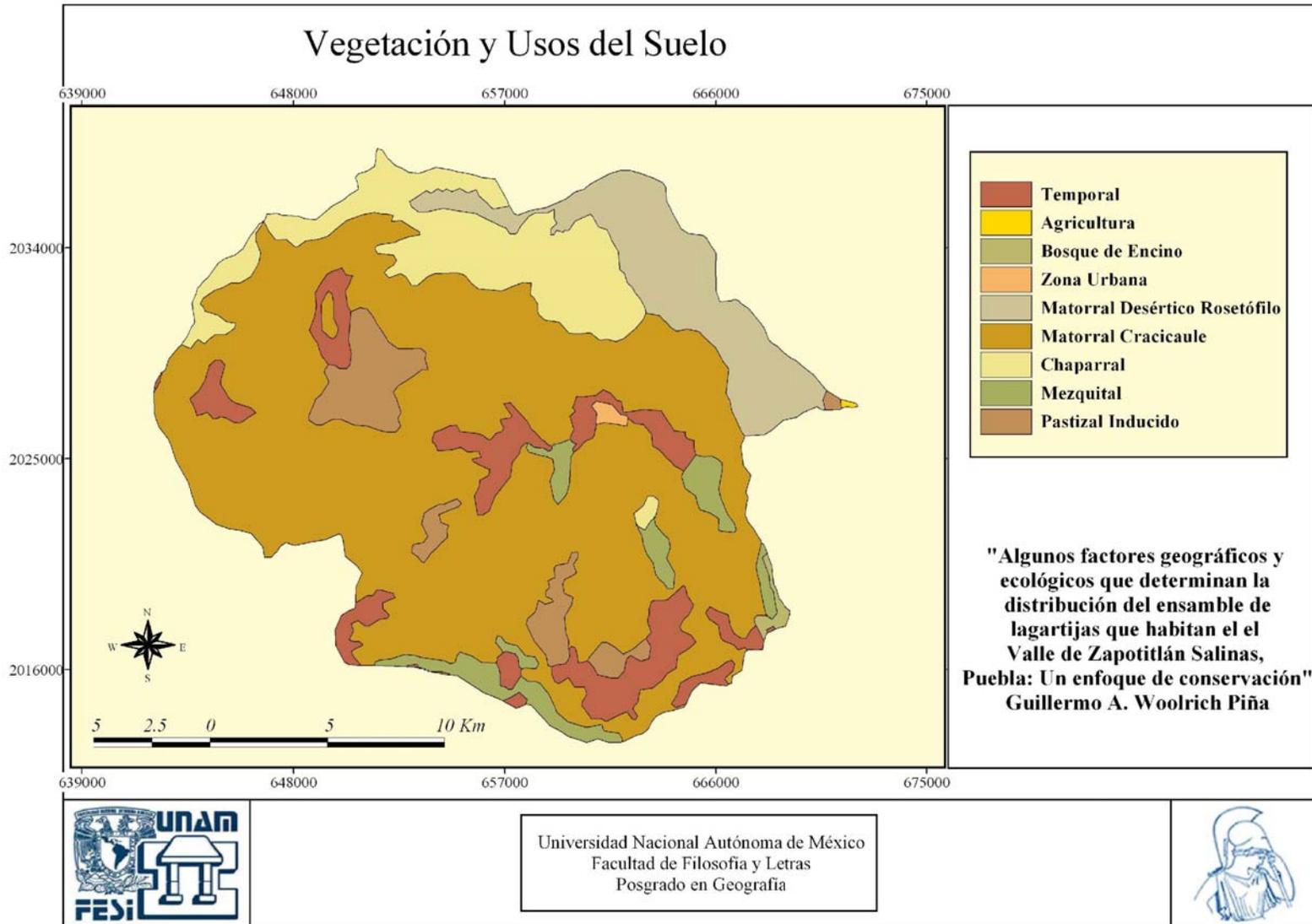
Iluminación (Topografico)

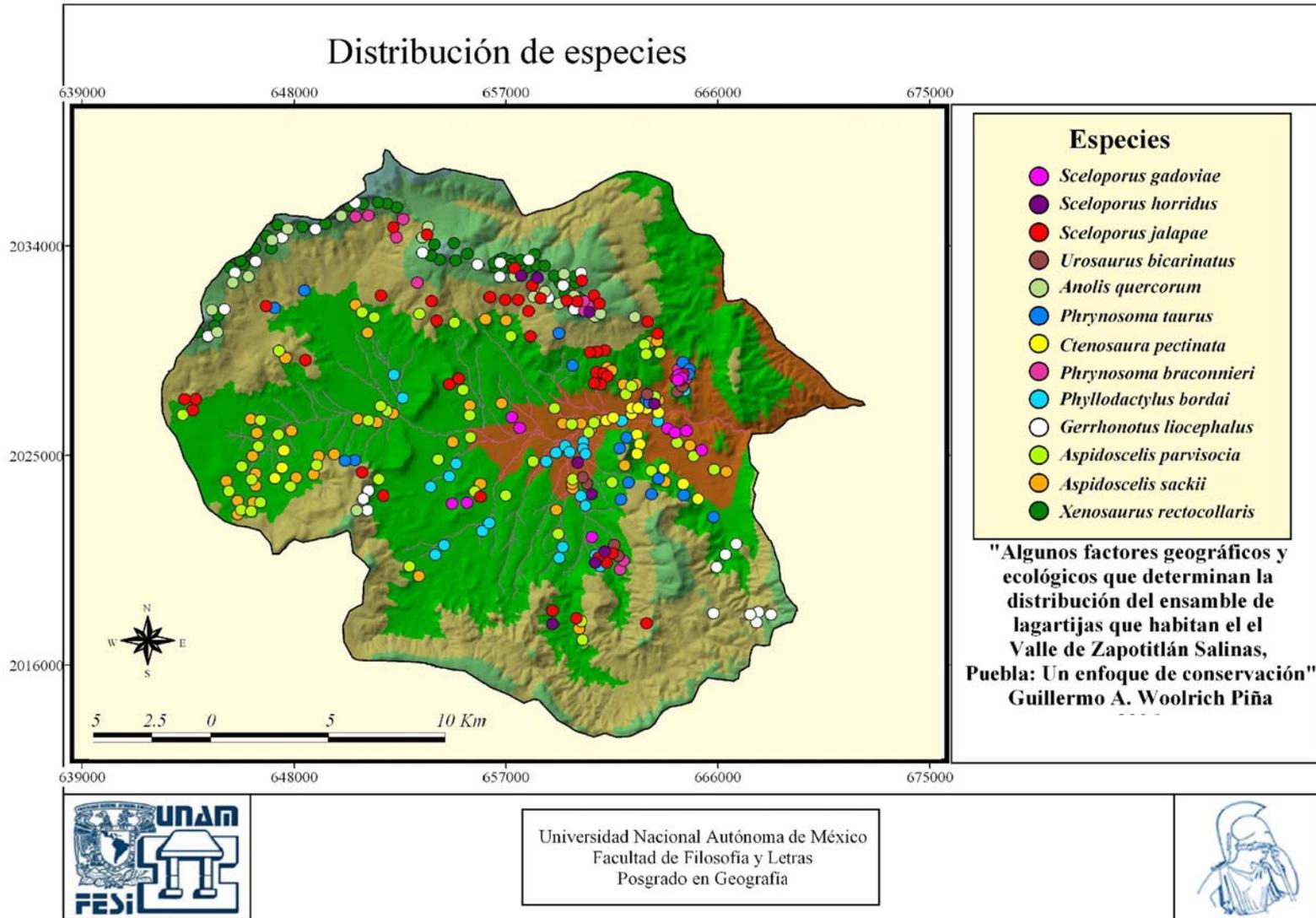


Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Filosofía y Letras
Posgrado en Geografía

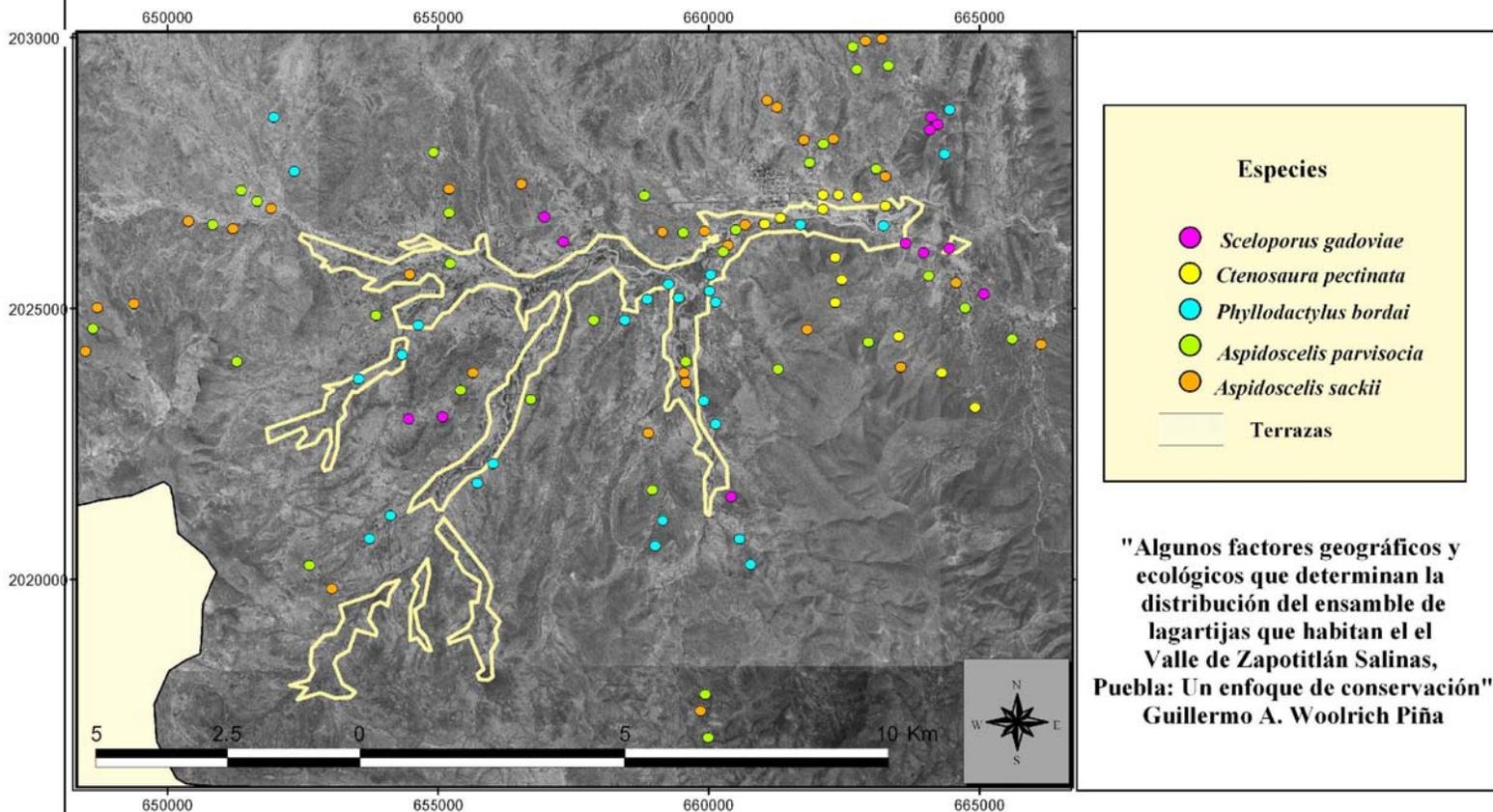






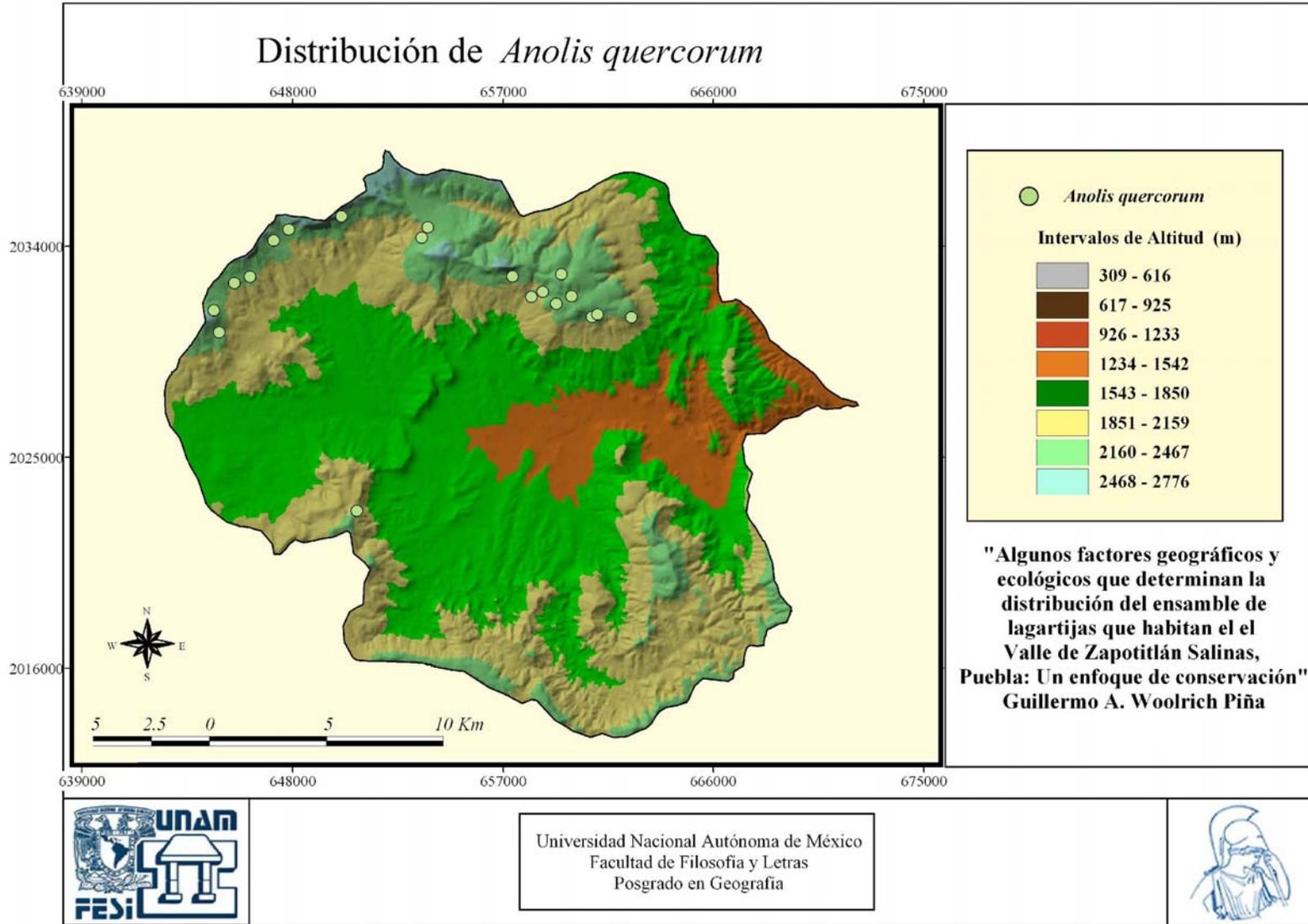


Distribución de las especies en las terrazas

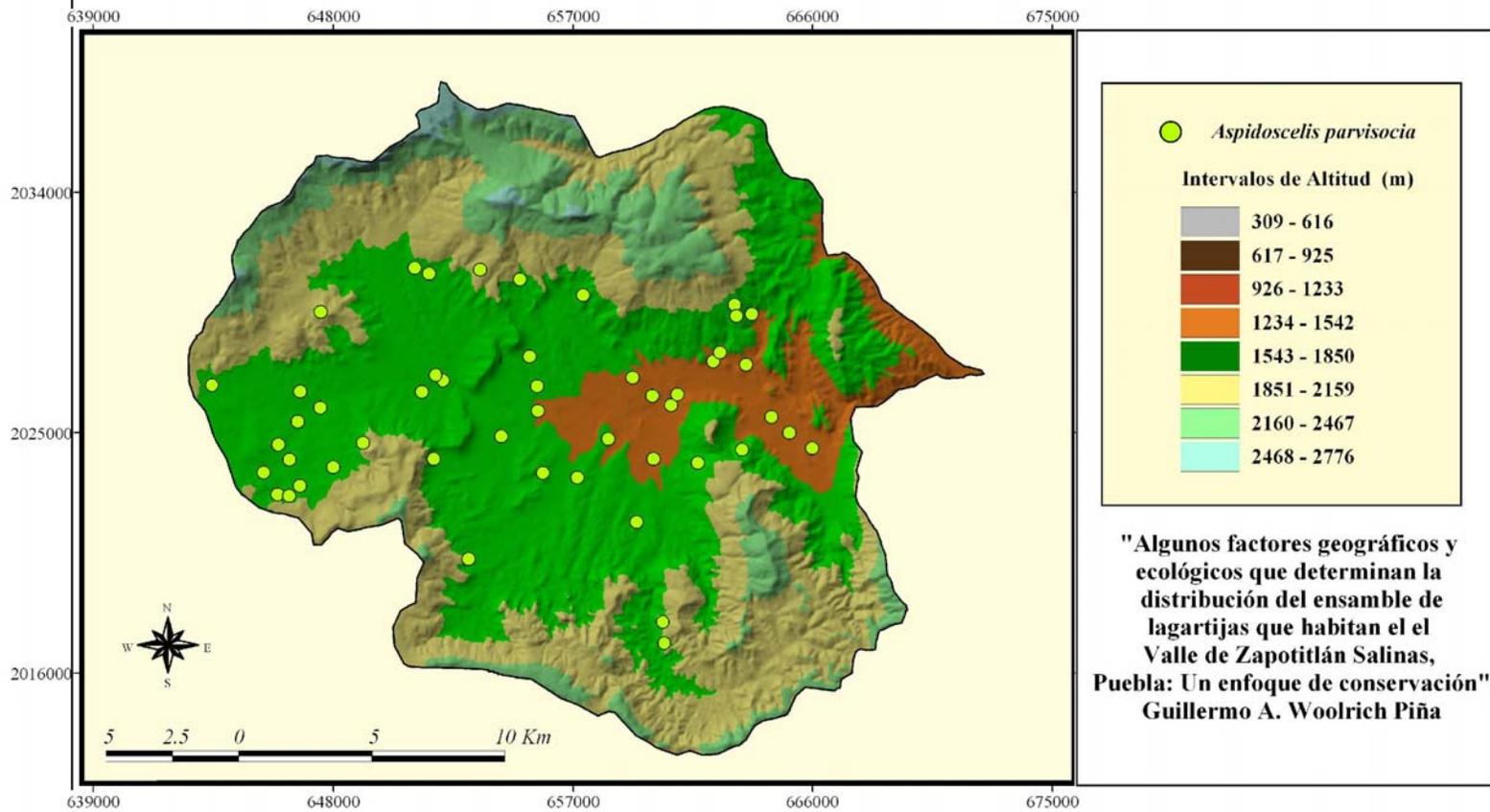


Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Filosofía y Letras
Posgrado en Geografía



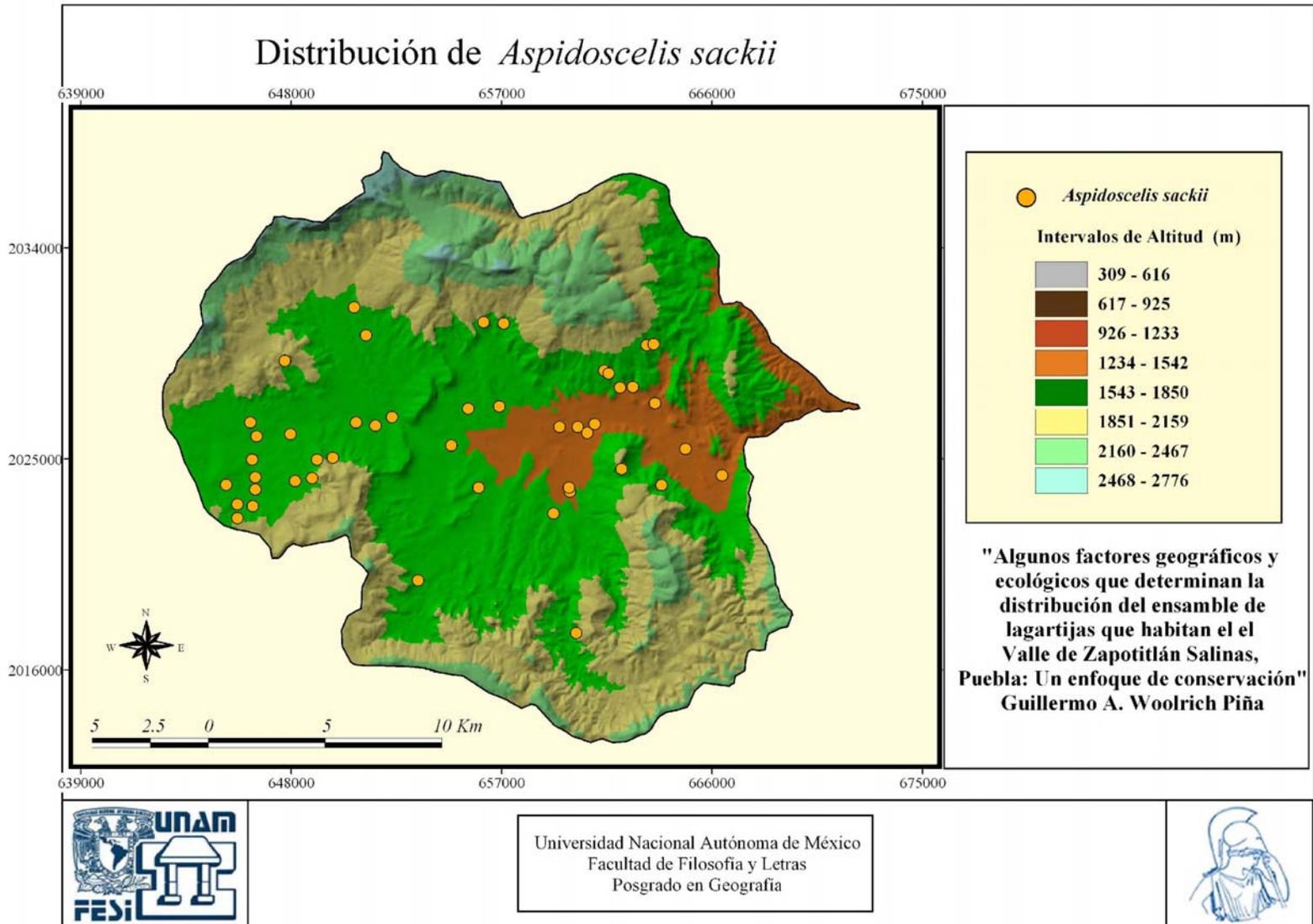


Distribución de *Aspidoscelis parvisocia*

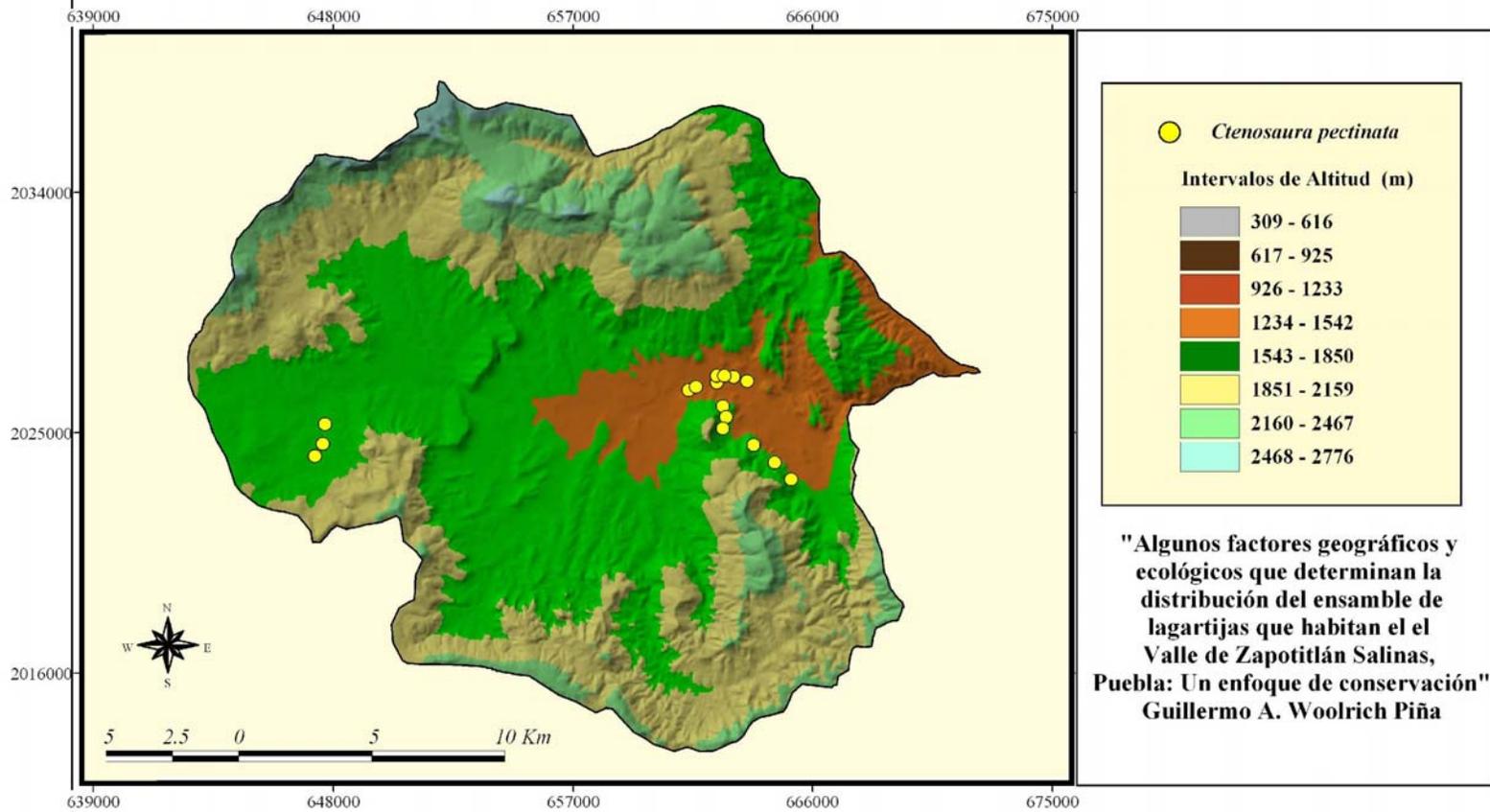


Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Filosofía y Letras
Posgrado en Geografía



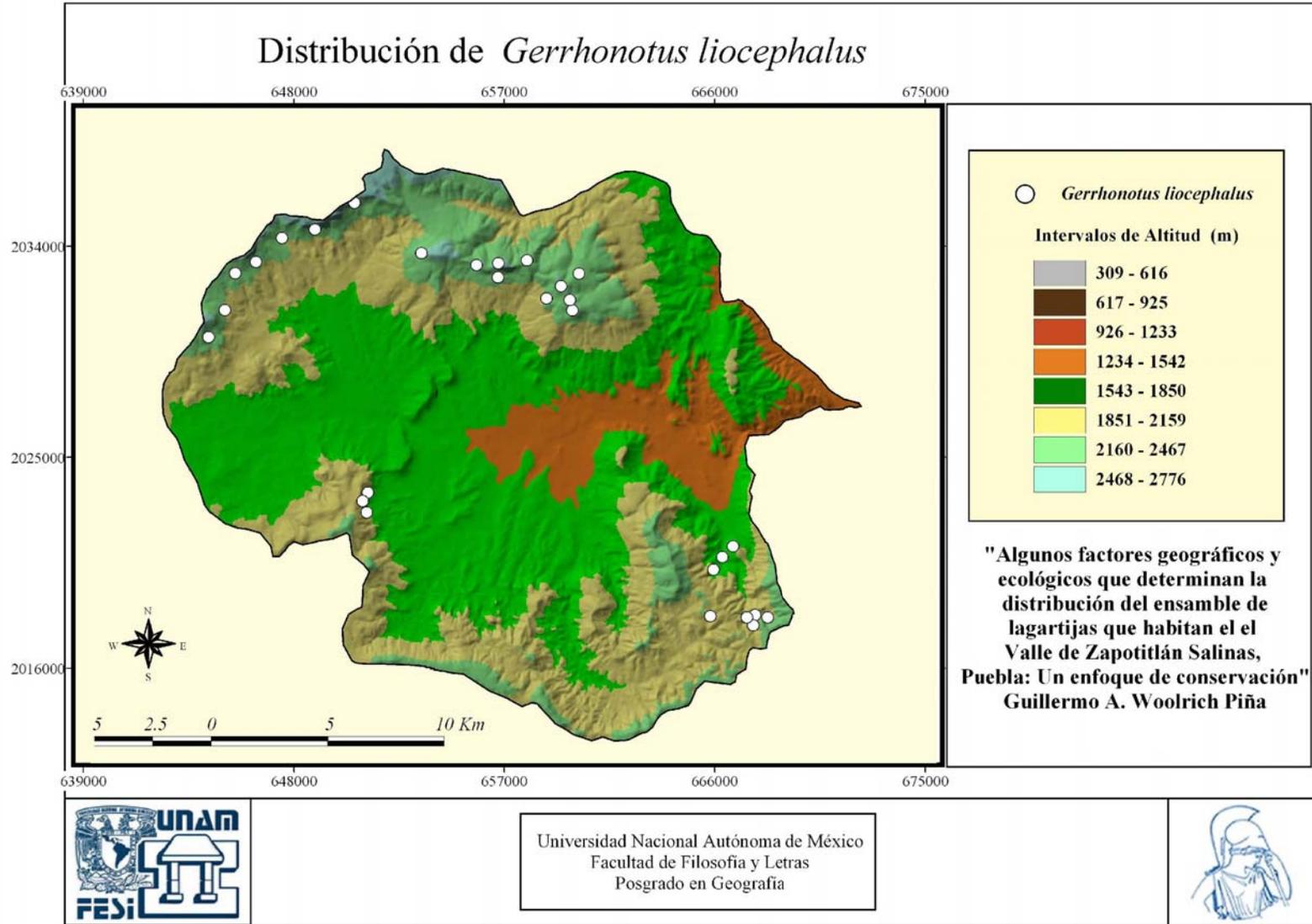


Distribución de *Ctenosaura pectinata*

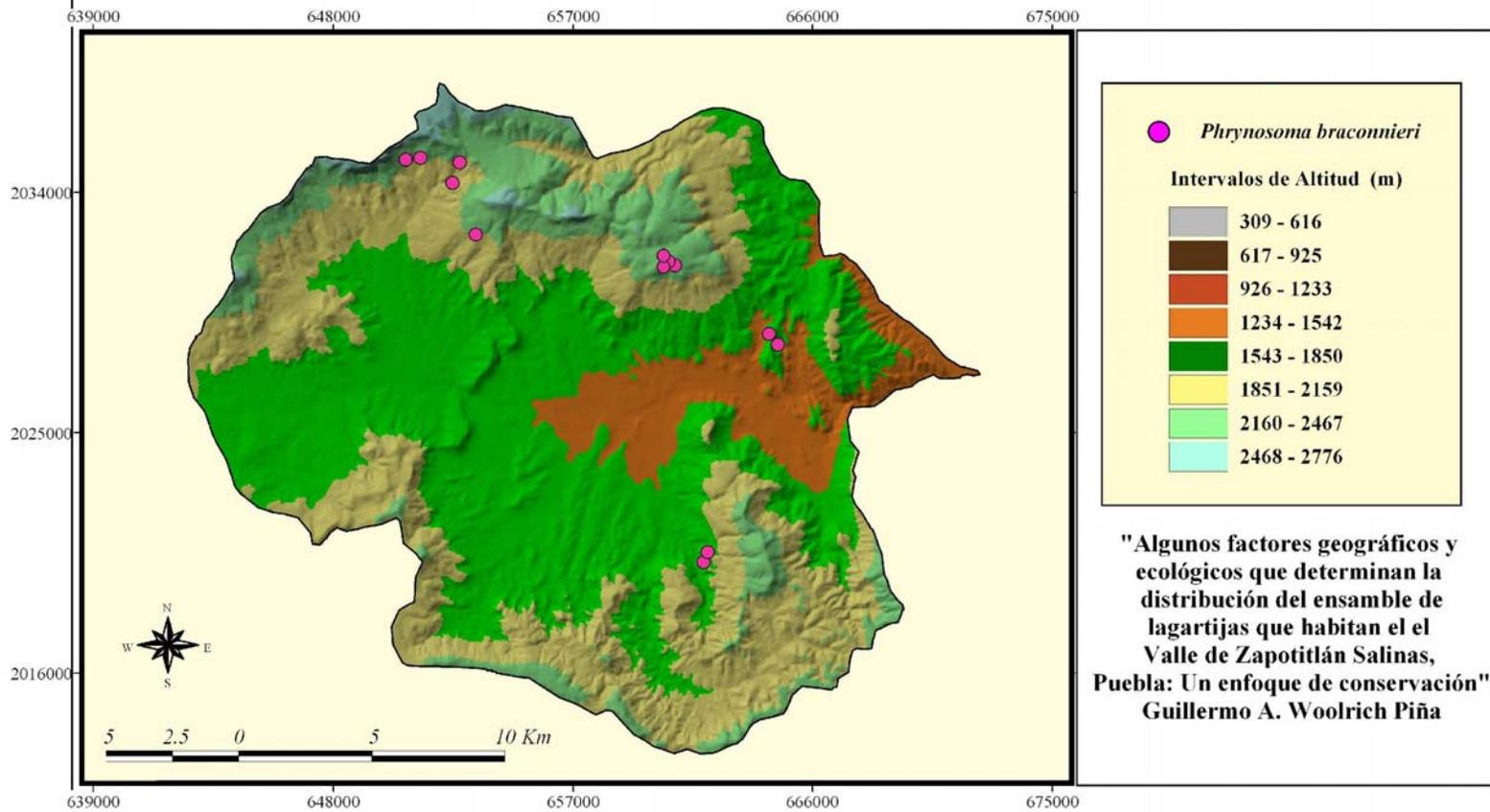


Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Filosofía y Letras
Posgrado en Geografía





Distribución de *Phrynosoma braconneri*

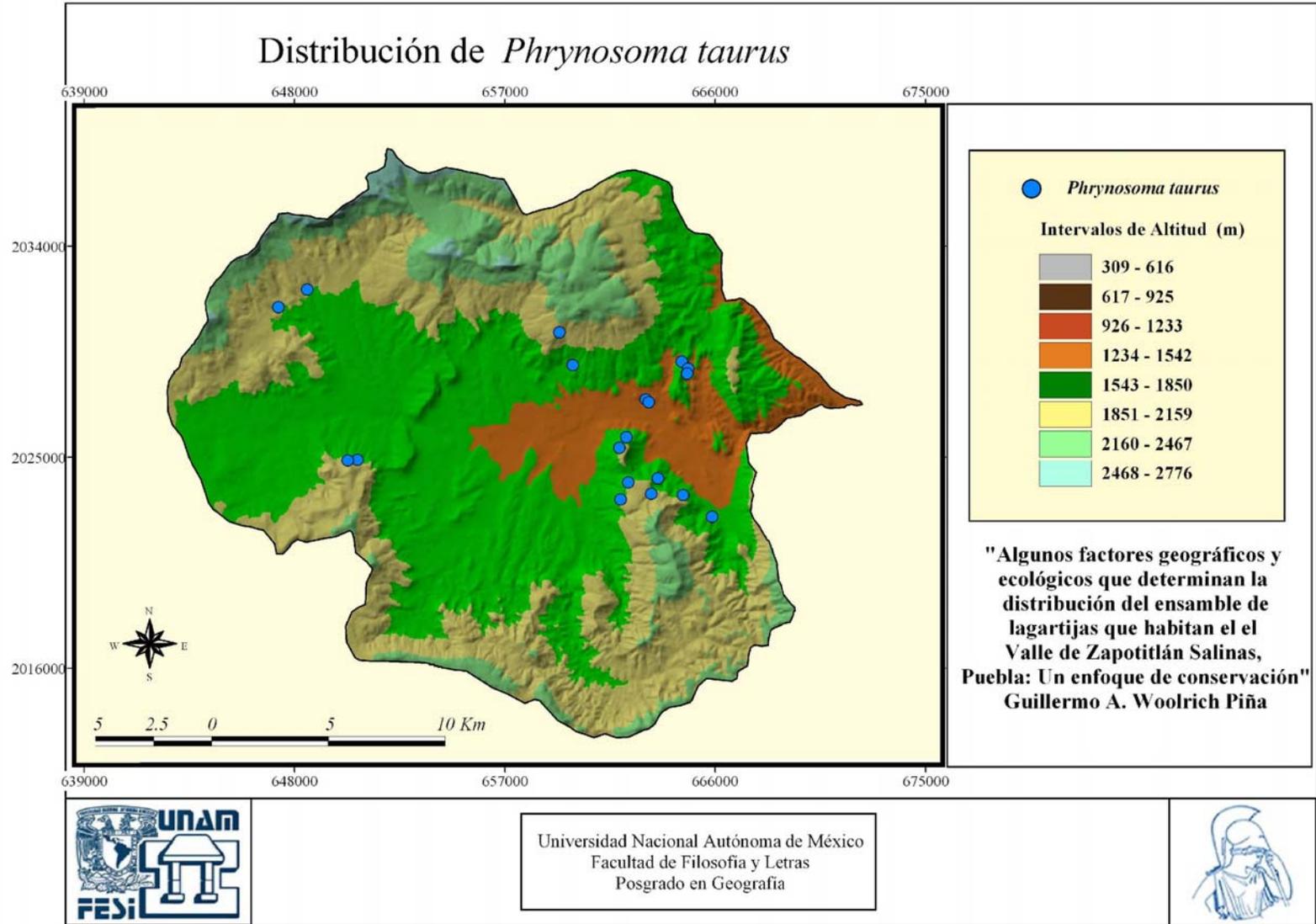


"Algunos factores geográficos y ecológicos que determinan la distribución del ensamble de lagartijas que habitan el el Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla: Un enfoque de conservación"
Guillermo A. Woolrich Piña

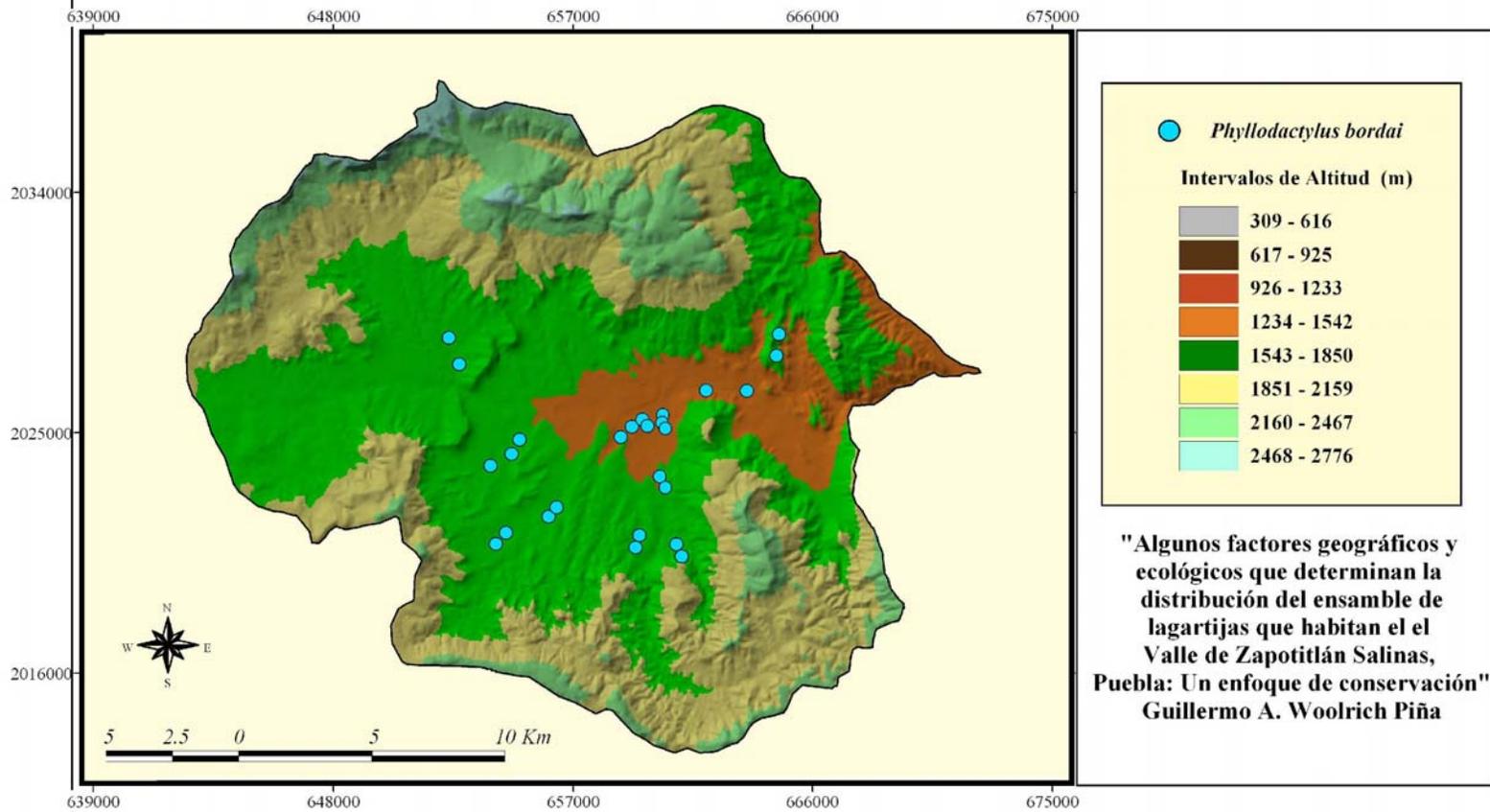


Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Filosofía y Letras
Posgrado en Geografía





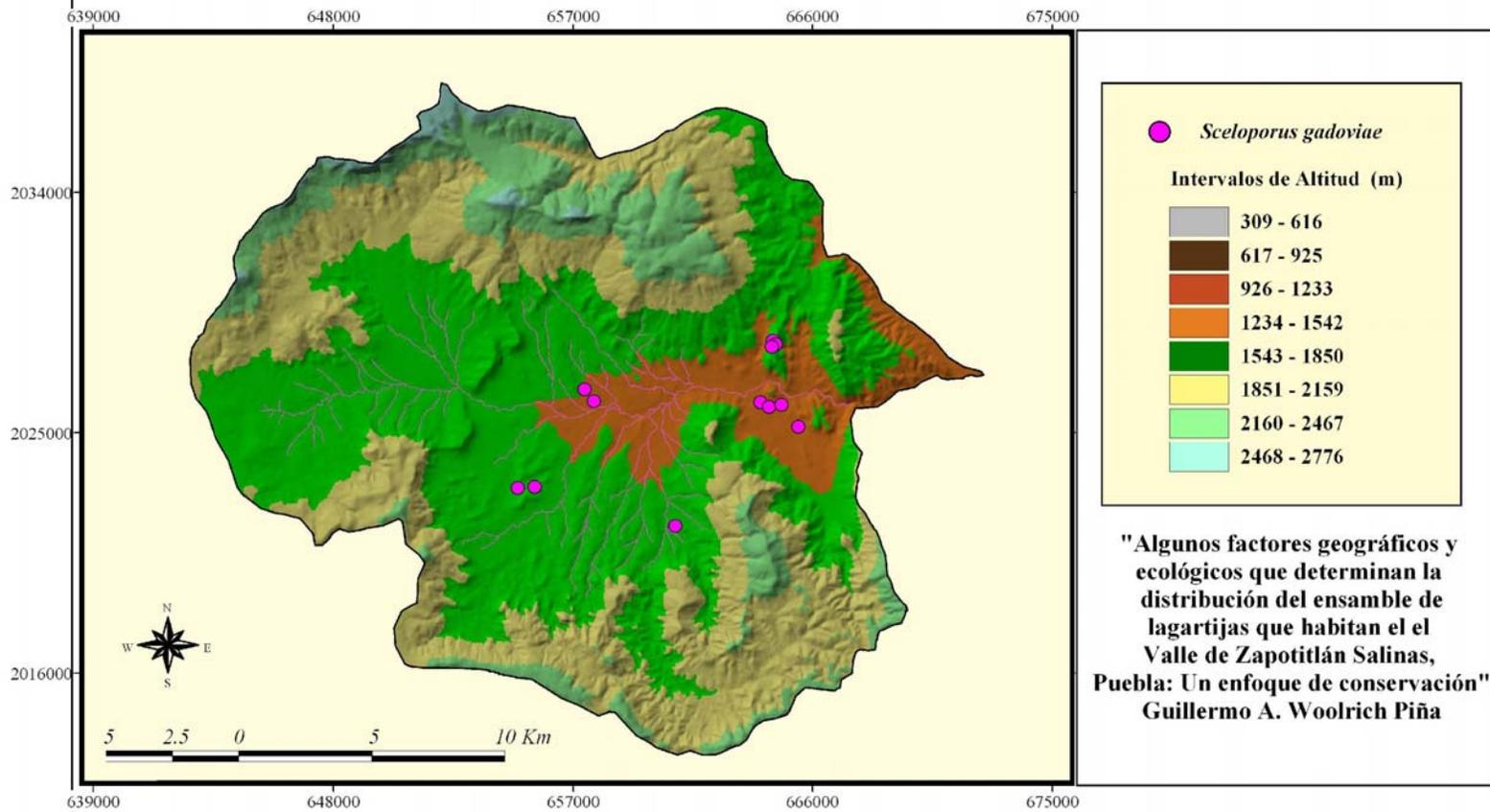
Distribución de *Phyllodactylus bordai*



Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Filosofía y Letras
Posgrado en Geografía



Distribución de *Sceloporus gadoviae*



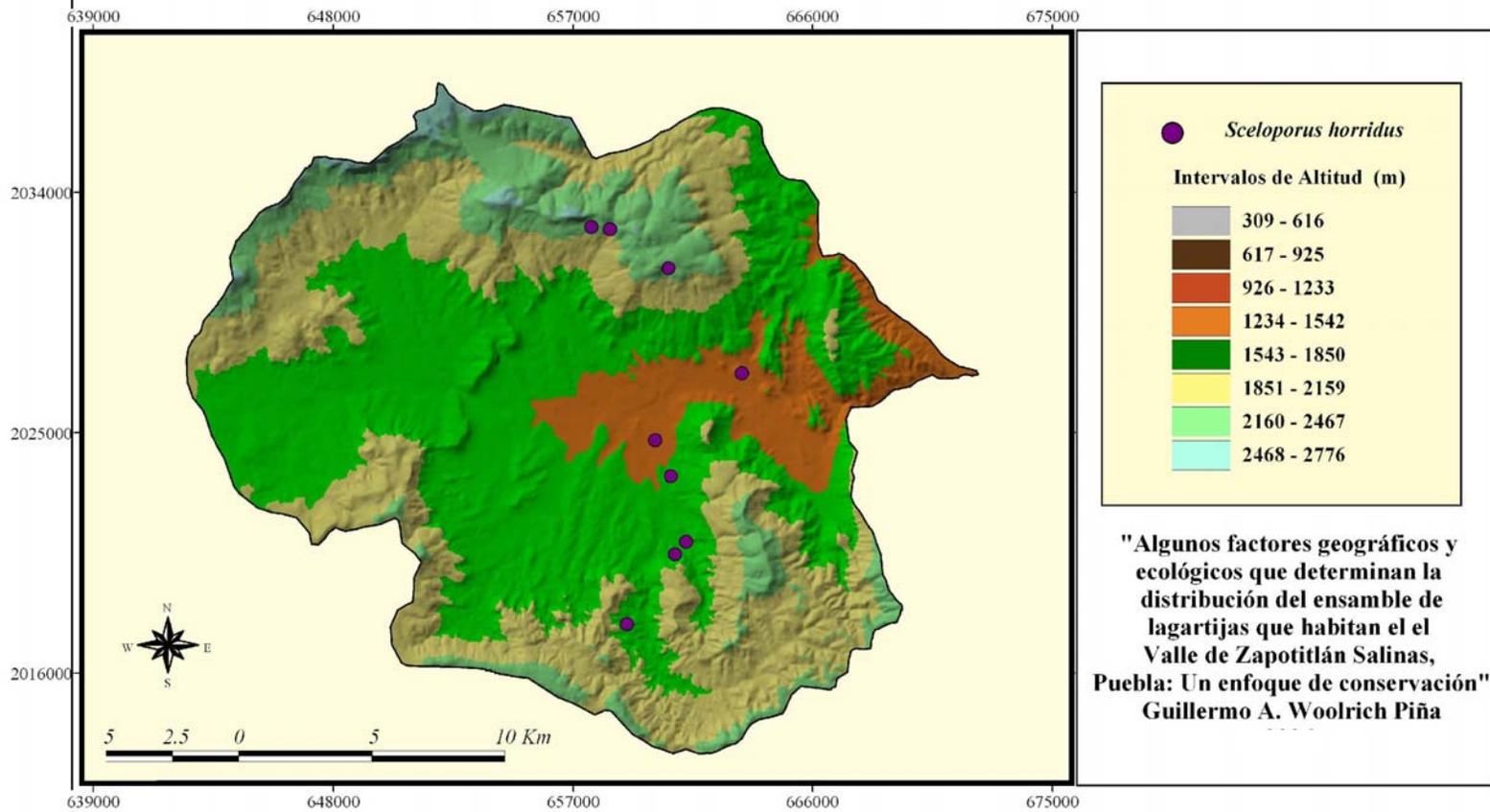
"Algunos factores geográficos y ecológicos que determinan la distribución del ensamble de lagartijas que habitan el el Valle de Zapotitlán Salinas, Puebla: Un enfoque de conservación"
Guillermo A. Woolrich Piña



Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Filosofía y Letras
Posgrado en Geografía

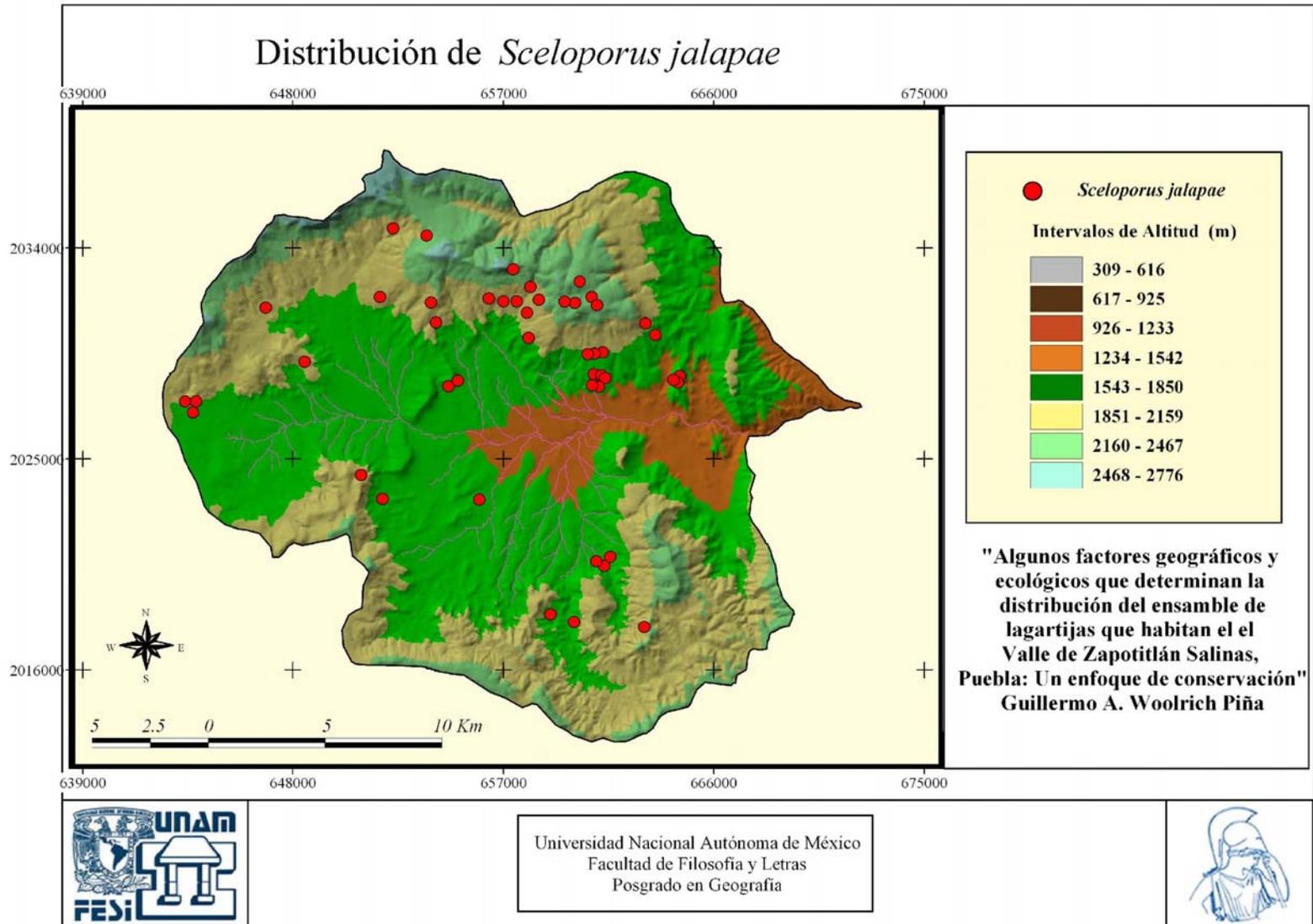


Distribución de *Sceloporus horridus*

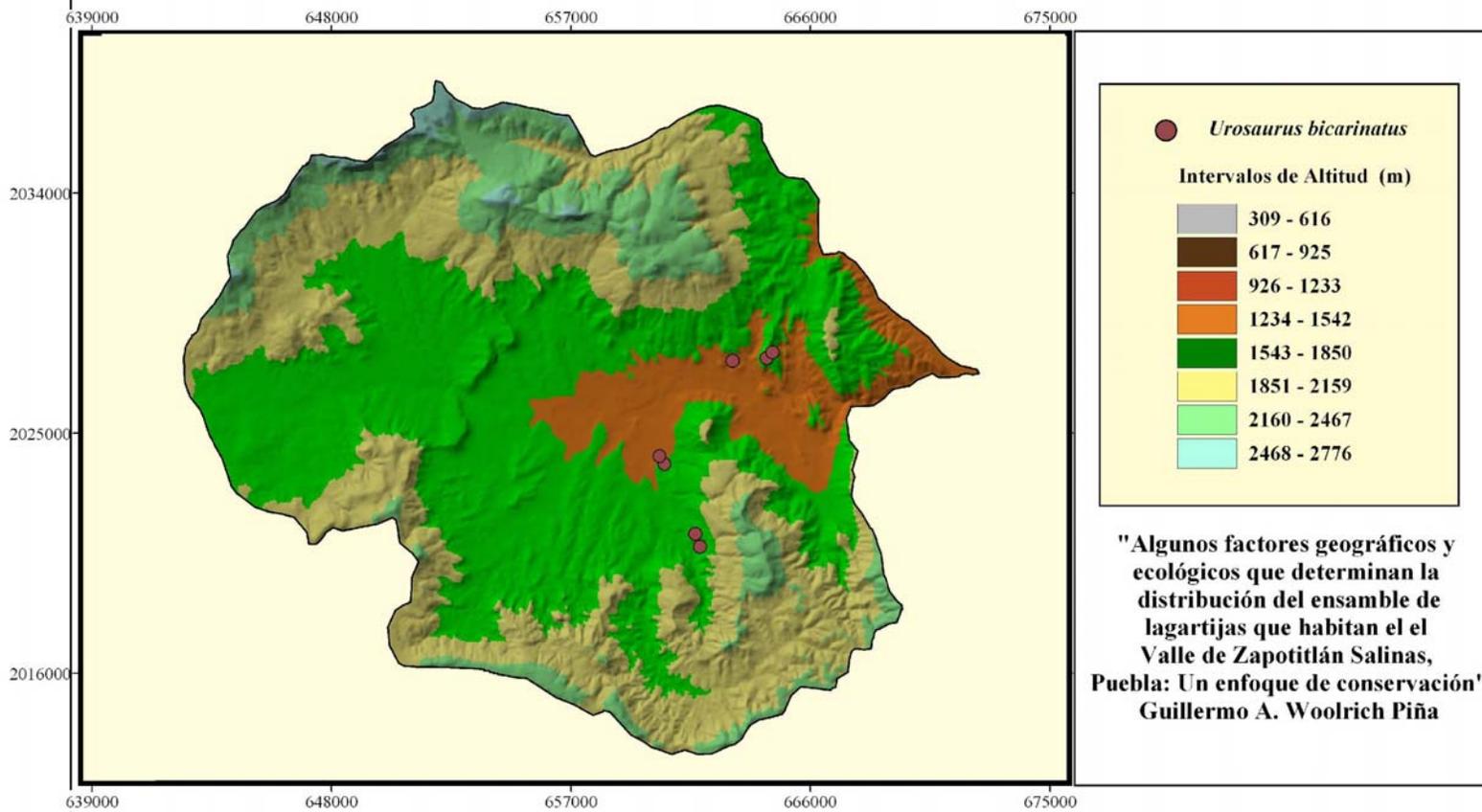


Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Filosofía y Letras
Posgrado en Geografía



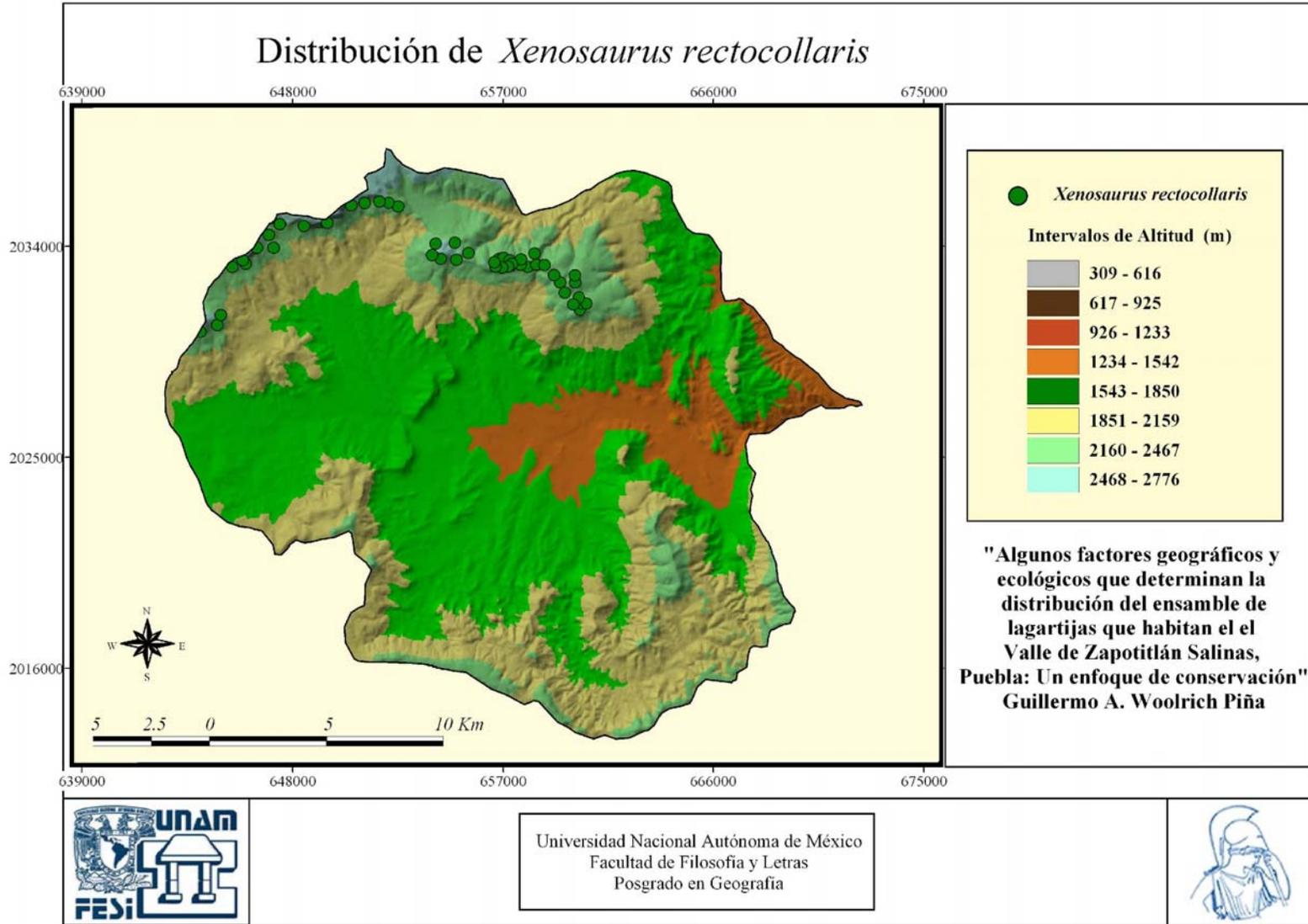


Distribución de *Urosaurus bicarinatus*



Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Filosofía y Letras
Posgrado en Geografía





ANEXO 3

