



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

**CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN PARA EL
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
UNIDAD OAXACA**

**DOCTORADO EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y APROVECHAMIENTO
DE RECURSOS NATURALES
(PATRONES Y PROCESOS DE LA BIODIVERSIDAD DEL NEOTRÓPICO)**

**“INFLUENCIA DEL EFECTO DE DOS TRATAMIENTOS
SILVICULTURALES SOBRE LA HERPETOFAUNA A TRAVÉS DE UN
GRADIENTE SUCESIONAL DE UN BOSQUE TEMPLADO DE OAXACA”**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS

PRESENTA:

M. C. CÉSAR TONATIUH ALDAPE LÓPEZ

DIRECTOR DE TESIS:

DR. JOSÉ ANTONIO SANTOS MORENO

SANTA CRUZ XOXOCOTLÁN, OAXACA, MÉXICO DICIEMBRE 2016



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de México, D.F. el día 02 del mes de diciembre del año 2016, el (la) que suscribe Aldape López César Tonatiuh alumno(a) del Programa de **DOCTORADO EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES**, con número de registro B120242, adscrito(a) al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, manifiesto(a) que es el (la) autor(a) intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección del Dr. José Antonio Santos Moreno y cede los derechos del trabajo titulado **“INFLUENCIA DEL EFECTO DE DOS TRATAMIENTOS SILVICULTURALES SOBRE LA HERPETOFAUNA A TRAVÉS DE UN GRADIENTE SUCESIONAL DE UN BOSQUE TEMPLADO DE OAXACA”** al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a las siguientes direcciones Calle Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, e-mail tonatiuh_aldape@hotmail.com. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.


César Tonatiuh Aldape López



AGRADECIMIENTOS.

Al programa de becas del CONACyT por otorgarme una beca de estudio, la cual fue fundamental para el desarrollo del programa de Doctorado

Al Instituto Politécnico Nacional por el financiamiento proporcionado mediante los proyectos SIP-20131154, SIP-20141162 y SIP-20151481 otorgados al Dr. A. Santos Moreno para la realización de este trabajo.

Al Dr. José Antonio Santos Moreno por su dirección y asesoría, pero sobre todo por brindarme su amistad durante el desarrollo de este estudio y mi formación académica.

A los miembros del comité tutorial y revisor: Dr. Rafael del Castillo, Dra. Demetria Mondragón, Dra. Edna González Bernal, Dr. John Williams, Dr. Matthias Röss y Dr. A. Santos Moreno por sus valiosas aportaciones y comentarios.

A la comunidad de San Pedro el Alto, Zimatlán por permitirme entrar a sus bosques; al Comisariado de Bienes Comunales en turno Pedro Donaciano Cortes, David Luis Zarate, Antonio Pérez, Sr. Manuel (Manolito) por su apoyo en logística durante mi estancia en campo; a la familia Pérez Zárate, Eduardo Ortiz Sánchez, Juan Pérez Amaya, Víctor Sánchez, Ángel Juárez Pacheco, Wilfrido Gaspar, Sr. Cesario Pérez, José David Luis Sánchez, Cornelio Zarate, Braulio Nicolás Zarate, Maximiliano Sánchez Martínez y a todos aquellos que me brindaron su amistad y consejos.

Al biólogo Cesar Benítez Díaz por su apoyo incondicional durante la fase de campo; al laboratorio de Ecología animal: Gabriela Pérez Irineo, Gabriela Galindo, Alejandro Hernández, Elizabeth Domínguez, Ana Victoria Hernández, Helena Uribe, Dulce Hernández, Keyla San, Itzel Gaytán, Nancy Silva, Yuleima García, Álida Bautista, Vidal Villalobos por compartir momentos gratos a su lado.

Finalmente pero no menos importante, quiero agradecer infinitamente a mi familia; a mi esposa Abigail e hijas Sara y Mara por tenerme tanta paciencia en las horas de estrés, por dejar de lado momentos agradables, por estar conmigo en las buenas y en las malas, ustedes son mi motivación para trabajar y seguir con el objetivo de alcanzar mis metas, a ustedes les dedico este trabajo.

CONTENIDO

RELACIÓN DE CUADROS	1
RELACION DE FIGURAS	2
RESUMEN.....	3
ABSTRACT	6
CAPITULO I	10
EL MANEJO FORESTAL Y SUS IMPLICACIONES EN LA DIVERSIDAD HERPETOFAUNISTICA.....	10
CAPITULO II.....	28
EFFECTO DEL MANEJO FORESTAL EN LA HERPETOFAUNA DE UN BOSQUE TEMPLADO DEL OCCIDENTE DE OAXACA, MÉXICO	28
CAPITULO III	41
DINAMICA POBLACIONAL DE DOS ESPECIES DE SAURIOS EN AREAS DE MANEJO FORESTAL	41
INTRODUCCIÓN	41
ANTECEDENTES.....	45
OBJETIVOS	49
HIPOTESIS.....	50
METODOS	50
<i>Área de estudio</i>	<i>50</i>
<i>Análisis de datos.....</i>	<i>53</i>
RESULTADOS.....	55
DISCUSIÓN	68
CONCLUSIONES	76
LITERATURA CITADA.....	77
CAPITULO IV	85
DISCUSIÓN GENERAL.....	85
ANEXOS	91

RELACIÓN DE CUADROS

Cuadro 1 Abundancia de anfibios y reptiles registrados bajo la aplicación del tratamiento árboles padre (AP), selección en grupo (SG) y Control.

Cuadro 2. Listado de especies de anfibios y reptiles registrados en áreas forestales de la comunidad de San pedro el Alto, Zimatlán, Oaxaca.

Cuadro 3. Valores de complementariedad entre tratamientos.

Cuadro 5. Ejemplo de historial de capturas y notación de las probabilidades de supervivencia (ϕ) y captura (p).

Cuadro 6. Descripción y notación de los modelos estimados y comparados para cada sitio de estudio.

Cuadro 7. Características físicas de la vegetación en cada sitio de estudio

Cuadro 8. Resumen del número total de individuos capturados y marcados por sexo y clase de edad en cada sitio de estudio.

Cuadro 9. Correlación momento de Pearson entre precipitación (mm), temperatura (°C), cantidad lumínica y numero de capturas en AP 1 año, Control y AP 10 años

Cuadro 10. Modelos ajustados mediante el modelo de CJS de las probabilidades de supervivencia (ϕ) y recaptura (p)

Cuadro 11. Estimaciones de la probabilidad de supervivencia (ϕ), captura (p) y tamaño poblacional (N) de *Sceloporus formosus* y *Mesaspis gadovii*.

Cuadro 12. Número de individuos de *S. formosus* y *M. gadovii* con señales de depredación

Cuadro 13. Proporción de sexos de *Sceloporus formosus* y *Mesaspis gadovii* por sitio de manera mensual y por temporada

Cuadro 14. Estructura de edades de *S. formosus* y *Mesaspis gadovii* mensual y por temporada.

RELACION DE FIGURAS

Figura 1. Localización del área de estudio

Figura 2. Riqueza total y por clase de herpetofauna registrada en cada sitio de estudio

Figura. 3. Diversidad verdadera total y por clase de herpetofauna registrada en cada sitio de estudio

Figura. 4. Curvas de rango-abundancia de especies de herpetofauna por sitio de muestreo.

Figura. 5. Similitud en la composición de ensamble de especies de herpetofauna para cada sitio de estudio

Figura 6. Dimorfismo sexual de *Sceloporus formosus*.

Figura 7. Individuo de las especie *Mesaspis gadovii*.

Figura 8. Distribución de *Sceloporus formosus* y *Mesaspis gadovii* en México

Figura 9. Localización de sitios de estudio en San pedro el Alto, Zimatlán, Oaxaca.

Figura 10. Número total de individuos capturados mensualmente de *Sceloporus formosus*.

Figura 11. Número de individuos capturados y recapturados mensualmente de *Sceloporus formosus* en AP 1 año y Control

Figura 12. Número total de individuos capturados mensualmente de *Mesaspis gadovii*.

Figura 13. Número de individuos capturados y recapturados mensualmente de *Mesaspis gadovii* en AP 10 años.

Figura 14. Estimaciones mensuales del tamaño poblacional de *Sceloporus formosus* y *Mesaspis gadovii*

Figura 15. Número total de hembras y machos por mes de *Sceloporus formosus* y *Mesaspis gadovii*

Figura 16. Estructura de edades mensuales de *Sceloporus formosus* y *Mesaspis gadovii*

RESUMEN

El aprovechamiento forestal es una de las principales causas de perturbación que modifican de manera constante a bosques y selvas a nivel mundial. Las constantes preguntas sobre la compatibilidad de las prácticas forestales y la conservación de la diversidad biológica son impulsadas en gran parte por la preocupación por saber si la calidad del hábitat para muchas especies puede ser degradada en los paisajes forestales de manejo intensivo. Sin embargo, a pesar de aumentar las investigaciones en este tema, sigue existiendo poco consenso acerca de los efectos de dichas perturbaciones sobre la biodiversidad. La comprensión de las consecuencias ecológicas de estas alteraciones de su hábitat es fundamental para proponer alternativas de conservación.

La presente tesis tiene como objetivo conocer el efecto de las intervenciones forestales sobre la diversidad de anfibios y reptiles bajo la aplicación de tratamientos silvícolas de diferente magnitud, así como identificar los cambios en la organización de especies a diferentes edades de regeneración del bosque. Para tal efecto se desarrollaron tres capítulos en el presente manuscrito.

En el primer capítulo se realiza una revisión de los aspectos que enmarcan el manejo forestal, así como sus implicaciones sobre la diversidad biológica, con particular interés en ensambles herpetofaunísticos. En el segundo capítulo se presentan los resultados de una investigación con duración de dos años en áreas forestales de la comunidad San Pedro el Alto, Zimatlán, Oaxaca. En dicho apartado se muestran los cambios de riqueza y abundancia, así como de diversidad de anfibios y reptiles asociados a áreas forestales bajo la aplicación de un tratamiento silvícola intensivo (Arboles padre; AP) y uno de baja intensidad (Selección en grupo; SG) con diferentes edades de regeneración (1, 5 y 10 años) bajo cada tratamiento. En el tercer capítulo se realiza una exploración del efecto del manejo forestal sobre la dinámica poblacional de las dos especies de saurios más abundantes y con requerimientos ecológicos contrastantes.

Se obtuvo un total de 21 especies de herpetofauna, de las cuales 6 pertenecen al grupo de los anfibios y el resto (15) son reptiles. Considerando los registros en conjunto de los tres sitios de cada tratamiento, se obtuvo un total de 15 especies (6 anfibios y 9 reptiles)

en los sitios bajo el tratamiento intensivo, mientras que 9 (4 anfibios y 5 reptiles) fueron registrados bajo el tratamiento de baja intensidad, sin embargo al comprar individualmente se observa que la riqueza es similar pero la composición varía entre tratamientos y edades de regeneración. La mayor abundancia de anfibios se registró en los sitios intervenidos con el tratamiento de menor intensidad y estos fueron incrementando su número conforme más maduro fue el bosque. Por su parte los reptiles fueron más abundantes en los sitios manejados con el tratamiento intensivo, sin embargo los sitios con el menor tiempo de regeneración de ambos tratamientos fueron los que mostraron la mayor abundancia.

Los valores de diversidad verdadera de anfibios no muestran gran variación entre edades de regeneración y tratamiento empleado, mientras que los reptiles presentan una pérdida de diversidad cercana al 33% en los sitios bajo el tratamiento intensivo y un 28% en los sitios con baja intensidad en comparación con áreas sin intervenciones forestales. Mediante un análisis de complementariedad se observa que existe un mayor contraste en composición de especies en los sitios intervenidos con el tratamiento intensivo conforme se avanza en los estados sucesionales, presentando hasta un 86% de diferencia.

Adicionalmente fueron capturados, marcados y liberados un total de 367 individuos de saurios, de los cuales 315 fueron *Sceloporus formosus* quienes estuvieron repartidos en solo dos sitios (AP 1 año y Control), mientras que el resto de individuos (52) fueron representantes de la especie *Mesaspis gadovii* los cuales en su mayoría estuvieron en AP 10 años. El porcentaje de individuos recapturados fue bajo en ambas especies, siendo menor en *S. formosus* (15%) que *M. gadovii* (20%). Las estimaciones en las probabilidades de supervivencia y captura obtenidas varían dependiendo de la especie y de las edades de regeneración, sin embargo la estimación del tamaño poblacional se vio fuertemente influenciados por la baja tasa de recaptura de ambas especies. El mayor número de capturas de *S. formosus* se presentó en la temporada seca, al contrario de *M. gadovii* de la cual se obtuvo un mayor porcentaje de capturas durante la temporada húmeda. En términos generales hubo una mayor proporción de hembras de ambas especies, sin embargo no difirieron significativamente de los machos entre edades de regeneración. Los adultos fueron la categoría de edad más representativa en cada sitio a lo largo del estudio y en menor proporción los jóvenes, registrándose solo en ciertos periodos del año. Las señales

de depredación como cicatrices y colas mutiladas fueron mayores en hembras de ambas especies aunque sin mostrar diferencias significativas respecto a los machos. El decremento paulatino hasta la desaparición de la población de *S. formosus* en sitios de bosque maduro pone en evidencia la importancia que juegan los claros naturales en la dinámica poblacional, ya que estos proveen sitios de alimentación y termorregulación para diversas especies de saurios heliotérmicos permitiendo que abunden en número.

ABSTRACT

A total of 21 species of herpetofauna were recorded in logging areas of which 6 was amphibians and 15 reptiles. Considering the overall records of the three different regeneration sites (1, 5 and 10 years) of each treatment (intensive and low intensity), a total of 15 species (6 amphibians and 9 reptiles) were obtained at sites under intensive treatment (AP), while 9 (4 amphibians and 5 reptiles) were recorded under low intensity treatment (SG), however when comparing the sites individually it is observed that the species richness is similar but the composition varies between treatments and successional stages. The greatest abundance of amphibians was recorded in SG sites, while reptiles were more abundant in AP.

The true diversity values of amphibians do not show great variation between treatment and successional stages, but reptiles present a loss of diversity close to 33% in sites under AP and 28% in SG in comparison with Control. A complementarity analysis showed that there is a greater contrast in species composition in AP sites as it progresses in the successional states, showing differences in 86%.

In addition, a total of 367 individuals of lizards were captured, marked and released, of which 315 belong to *Sceloporus formosus*, which were distributed in only two sites (AP 1 year and Control), while the remaining individuals (52) belong to *Mesaspis gadovii* which were present mostly in AP 10 years. The percentage of recaptured individuals was low in both species, being lower in *S. formosus* (15%) than *M. gadovii* (20%). Survival and capture probability estimates vary depending on species and forest regeneration stages, however population size estimation was strongly influenced by the low recapture rate of both species. The highest number of catches of *S. formosus* occurred in the dry season, unlike *M. gadovii*, which had higher recapture rates during the wet season. In general terms there was a higher proportion of females of both species, however this was not significantly different from males between treatments and regeneration stages. Adults were the most represented age category at each site throughout the study, followed by young lizards, caught only at certain times of the year. Signs of predation such as mutilated tails and scars were higher in females of both species, although this was not significantly differences from

males. The gradual decrease until the disappearance of the *S. formosus* population in mature forest sites suggests the importance of the natural clearings in the population dynamics, since they provide feeding and thermoregulation sites for different heliothermic lizards species, allowing them to reach high levels of abundance

INTRODUCCIÓN GENERAL

Evaluar la diversidad de especies en zonas de aprovechamiento forestal cada vez ha ido adquiriendo mayor importancia en los últimos años y en parte se debe a la imperante necesidad de conocer cuánto cambia la diversidad después de una intervención al bosque.

La mayoría de los estudios que involucran los efectos del aprovechamiento forestal sobre la diversidad biológica se han realizado principalmente en países de zonas tropicales, particularmente en aquellos que albergan una elevada diversidad biológica (megadiversos), por la constante preocupación de la pérdida acelerada de cobertura vegetal (Lozada y Arends, 1998, Fredericksen *et al.*, 1999).

México al ser el quinto país con mayor diversidad biológica mundial (entre 10 y 12%; Llorente-Bousquets y Ocegueda, 2008), además de contar con una elevada productividad forestal (6 millones de m³ en rollo al año; SEMARNAT, 2014) se esperaría que existiera un mayor conocimiento sobre los cambios en la biodiversidad producidos por las intervenciones a los bosques, sin embargo esto no es así. A pesar de las constantes presiones a las que están sometidos los bosques por las actividades de manejo, los estudios del impacto sobre estos ecosistemas siguen siendo escasos. La mayoría de las investigaciones han tenido su foco de interés en selvas y muy escasamente en bosques templados, a pesar de que la mayor producción forestal maderable se realiza en este tipo de vegetación (CONAFOR-PNUD, 2012).

Por si fuera poco, la intensidad, frecuencia y tiempo de aplicación de las intervenciones forestales son variables que tienen una influencia de gran magnitud sobre las comunidades vegetales y faunísticas, así como en su organización a diferentes edades de regeneración, ya que pueden incurrir directamente en el desplazamiento, establecimiento y/o permanencia de un gran número de especies. La naturaleza y velocidad de los cambios en las comunidades dependen en gran medida de las características propias de la perturbación, así como de la capacidad de adaptación de las especies a los cambios de hábitat (Urbina-Cardona y Londoño-Murcia, 2003).

El evaluar todos los componentes que conforman un hábitat para conocer su estado de conservación o de perturbación sería lo ideal, sin embargo desempeñar esta labor en la práctica es muy difícil, o casi imposible. No obstante existen algunos atributos que podrían indicarnos el estado del mismo. Desde hace varias décadas el uso de especies indicadoras ha sido empleado en diversas investigaciones (Patton, 1987; Vitt *et al.*, 1998; Canterbury *et al.*, 2000; Urbina-Cardona y Londoño-Murcia, 2003; Calderón-Mandujano *et al.*, 2008; Isasi-Catalá, 2011), ya que por las características y particularidades que cada especie posee, algunas de ellas pueden mostrar mayor sensibilidad a las modificaciones de hábitat y fungir como indicadores de alguna perturbación del ecosistema. Si bien, la mayoría de las especies muestran alguna respuesta ante estos cambios, las especies poiquilothermas (incapaces de regular su temperatura interna) podrían mostrar mayor sensibilidad a las perturbaciones debido a que son menos tolerantes a los cambios de clima locales, reflejándose en cambios de sus abundancias. Ejemplo de ello son los anfibios y los reptiles quienes al ser organismos que dependen en gran medida de las condiciones climáticas, podrían verse seriamente afectados como consecuencia de cambios de clima local por las intervenciones forestales.

A continuación se realiza una exploración de los aspectos que engloban al manejo de los bosques y cuáles son los efectos de dichos cambios sobre la fauna con especial atención en el grupo de los anfibios y reptiles.

CAPITULO I

EL MANEJO FORESTAL Y SUS IMPLICACIONES EN LA DIVERSIDAD HERPETOFAUNISTICA

La creciente literatura acerca de los impactos ecológicos generados por el manejo forestal coincide en que las prácticas forestales afectan de manera significativa el funcionamiento y estructura de las comunidades (Smith *et al.*, 1997; Lozada y Arends, 1998).

De manera frecuente el foco de atención recae en los efectos producidos por la extracción selectiva de árboles, debido a que genera una fuerte influencia en la estructura vertical (cambios en la estructura y composición de los diversos estratos vegetales), así como en la estructura horizontal (creada por los fragmentos de bosque que presentan diferentes edades de regeneración) provocando cambios de las variables climáticas locales anteriores al disturbio (Corvalán y Hernández, 2006).

La creación de claros genera impactos notables en el bosque y puede considerarse como una expresión de destrucción local, sin embargo puede ser asimilado por el entorno permitiendo que se detonen los procesos naturales de regeneración (sucesión ecológica). Durante este proceso la vegetación (principalmente el estrato herbáceo) muestra una respuesta inmediata debido al incremento de la cantidad de luz solar y aumento de la temperatura del suelo, permitiendo una germinación más acelerada, además del establecimiento y desarrollo de especies suprimidas hasta antes de la apertura del dosel, así como de aquellas que sean capaces de tolerar las nuevas condiciones climáticas, promoviendo de esta manera un crecimiento acelerado del sotobosque (Canham y Marks, 1985; Hobbs y Huenneke, 1992). Si bien, la remoción de un árbol pudiera parecer no tener un cambio significativo en las variables microclimáticas, la extracción de un conjunto de ellos podrá tener efectos más severos, siendo que en algunos casos el incremento en el ingreso de radiación solar aumenta la temperatura y evapora la humedad del suelo hasta en un 30% (Canham *et al.*, 1990), aunque esto dependiera en gran medida del tamaño del claro generado.

Posterior a una intervención al bosque por extracción selectiva, se inicia el proceso de regeneración, el cual puede partir de un medio de formación completamente nuevo (sucesión primaria) o de un estado avanzado de regeneración (sucesión secundaria) (Walker y Del Moral, 2003; Walker *et al.*, 2007). Los bosques que se encuentran bajo manejo forestal presentan un ejemplo de sucesión secundaria, por lo que el tiempo que le toma al bosque llegar a la madurez es menor (Hawley y Smith, 1972). Una vez que cesan las actividades de aprovechamiento, se da un reemplazo sistemático de los estadios primarios e intermedios llegando a la etapa sucesional más avanzada, la cual no necesariamente llega a ser igual al ecosistema original (Uhl y Kauffmam, 1990). Después de la creación de claros en el dosel por la remoción de árboles, las especies pioneras se establecen en los sitios recién intervenidos y el crecimiento de los estados juveniles de diversas especies vegetales que estaban presentes en el sitio se ven favorecidas por las nuevas condiciones, continuando de este modo el proceso de regeneración de la vegetación hacia etapas sucesionales más avanzadas (Didham y Lawton, 1999).

La importancia de este proceso de regeneración se puede apreciar por los cambios que se generan a medida que se desarrolla y madura el ecosistema, además de la formación de un mosaico integrado por fragmentos de bosque con vegetación densa y etapas de regeneración diferentes, así como una compleja heterogeneidad espacial constituida por individuos de diferentes tamaños y edades (Radosevich y Holt, 1984; Prach *et al.*, 2007).

Los efectos de las intervenciones forestales y las modificaciones ambientales generados durante el proceso de sucesión, no se restringen únicamente a la modificación de la estructura vegetal y cambios climáticos locales, sino que también repercute en la fauna (relaciones inter e intraespecíficas) así como aquellas relaciones que existen con su medio (Smith *et al.*, 1997) por lo que los sus efectos estarán en función de la intensidad y frecuencia de las intervenciones efectuadas al bosque.

En el campo de la silvicultura se creó que una buena gestión de los bosques se traduce en un beneficio al ecosistema y a la diversidad biológica que alberga, porque se piensa que la extracción de árboles imita los efectos de las perturbaciones naturales, como por ejemplo las causadas por el viento, incendios forestales o como los brotes de plagas y

enfermedades (Franklin *et al.* 2007). Lo anterior ha sido sustentado por una cantidad considerable de trabajos que demuestran que diversas especies de flora y fauna silvestres pueden verse beneficiadas a partir de las prácticas forestales (Thomas, 1979; Fonseca y Robinson, 1990; Davies, 1998; Coro, 1999; Lencinas, 2005; Gallo *et al.*, 2005; 1968; Emmons, 1982; Schupp, 1988; Musanga, 1989; Flores *et al.*, 2001; Johns 1997; Frumhoff, 1995; Harrington *et al.*, 2007; MacNeil *et al.*, 2013).

Los resultados de estudios sobre el efecto de las perturbaciones por actividades forestales sobre la diversidad de ecosistemas naturales son contradictorios e indican que la respuesta a las alteraciones ambientales depende del tipo de intensidad así como de las características intrínsecas de cada grupo taxonómico. Comúnmente se argumenta que las prácticas forestales tienden a reducir la riqueza y abundancia de diversas especies de vertebrados (Thiollay, 1992; Frumhoff, 1995). Por el contrario, algunas investigaciones sustentan que la riqueza faunística en zonas bajo aprovechamiento forestal se mantiene (Lawton, *et al.*, 1998; Lozada y Arends, 1998; Fredericksen *et al.*, 1999; Gallo *et al.*, 2005), e incluso puede aumentar si el nivel de perturbación es bajo (Johns, 1992), pero dichas especies presentan cambios en sus abundancias, porque la disponibilidad de alimento y de hábitat puede ser mayor en las áreas alteradas, aunque estos sitios lleguen a presentar hasta 24% menos de cobertura arbórea en comparación con las áreas no alteradas.

No obstante, la respuesta al impacto del disturbio depende en gran medida del grupo taxonómico que se desee evaluar, ya que algunas especies, como las poiquilothermas pueden presentar mayor sensibilidad a las presiones derivadas de las actividades humanas por los cambios de clima (Demaynadier y Hunter, 1998; Krishnamurthy, 2003, Currylow, *et al.*, 2012). Ejemplo de ello son los anfibios y reptiles, quienes al ser los únicos vertebrados terrestres incapaces de regular su temperatura corporal pueden verse seriamente perjudicados después de una intervención forestal, ya que la mayoría de las especies son sensibles a las perturbaciones y cambios de clima, además de presentar una movilidad limitada (Conant y Collins 1998; Renken *et al.*, 2004).

Tanto anfibios como reptiles son de gran importancia en los ecosistemas porque desempeñan papeles importantes como formar parte de las redes tróficas fungiendo como

depredadores y/o presas, son controladores de plagas e incluso son capaces de generar impactos indirectos sobre los procesos en los ecosistemas forestales como influir en las tasas de descomposición de la materia orgánica debido a la depredación de la fauna edáfica por parte de diversas especies de salamandras (Hairston, 1987; Wyman, 1998). Además, debido a su condición ectotérmica son más susceptibles a cambios en la temperatura, humedad, incidencia de luz y radiación solar, así como a la fuerza y dirección del viento mostrando poca tolerancia a perturbaciones del hábitat, por lo que han sido foco de interés y considerados grupos indicadores en la evaluación de impactos sobre diversas comunidades ecológicas (Urbina-Cardona y Londoño-Murcia, 2003; Calderón-Mandujano *et al.*, 2008; Vitt y Caldwell, 2008).

La mayoría de los estudios relacionados con la diversidad de herpetofauna en áreas con manejo forestal se han efectuado principalmente en zonas tropicales (Brown y Nelson, 1993; Goldingay *et al.*, 1996; Pearman, 1997; Lozada y Arends, 1998; Vitt *et al.*, 1998; Fredericksen *et al.*, 2000; Fredericksen y Fredericksen, 2001; Lima *et al.*, 2001). Dichos trabajos coinciden en que posterior a la intervención hay un aumento en la riqueza y abundancia de especies en etapas tempranas de regeneración (entre 1 y 3 años), particularmente de las generalistas, ya que éstas no se restringen a un solo tipo de alimento ni de hábitat, además de adecuarse rápidamente a las nuevas condiciones. Después de este periodo de tiempo la riqueza de especies puede mantenerse, pero la abundancia comienza a disminuir (Lunney *et al.*, 1991; Webb, 1991; Vonesh, 2001; Vallan, 2002; Krishnamurthy, 2003), e incluso en algunos casos hasta la desaparición local (Pechmann *et al.*, 1991). La explicación de lo anterior es que la mayoría de las especies locales se ven desplazadas por las especies invasoras, teniendo menor oportunidad de ocupar los limitados recursos y nichos disponibles, además de que las especies locales al parecer presentan mayor susceptibilidad a la depredación por la pérdida de la cobertura vegetal (Kutt, 1993; Demaynadier y Hunter, 1998).

Si bien, algunos trabajos documentan que la diversidad de anfibios y reptiles puede mantenerse sin cambiar de manera significativa o incluso aumentar, esto no puede considerarse como una tendencia general para todos los taxones. De acuerdo a las características ecológicas particulares de cada especie se pueden diferenciar grupos de

especies que pueden o no mostrar una mayor tolerancia a las perturbaciones de hábitat, dejando en claro que las prácticas forestales tienen el potencial de afectar la estructura de la comunidad herpetofaunística y la forma en que utilizan el hábitat disponible. (Krishnamurthy, 2003)

Algunos estudios (Pough *et al.*, 1987; Bury y Corn, 1988; Petranka *et al.*, 1994; Dupuis *et al.*, 1995; DeMaynadier y Hunter, 1995; Pearman 1997, Smith y Sutherland, 2014) han demostrado que ciertas especies de anfibios, particularmente salamandras y anuros de la familia Hylidae, tienden a ser más sensibles a los cambios de hábitat mostrando abundancias bajas en áreas recién intervenidas (incluso en algunas etapas de regeneración temprana) a diferencia de etapas sucesionales avanzadas, precisamente por el cambio de las condiciones climáticas originadas a partir de la modificación de la vegetación, ya que estos grupos tienden a estar relacionados con sitios con alta humedad relativa y una estructura vegetal más compleja similares a las de bosques maduros. Por el contrario, existen grupos de especies que muestran mayor tolerancia a dichos cambios. Trabajos como el de Pearman (1997) demuestran que ciertas especies de anfibios, principalmente las pertenecientes a la familia Eleuterodactylidae pueden mantenerse estables sin mostrar diferencias en riqueza y abundancias sin importar la edad de recuperación del bosque, ya que por características como el no pasar por una fase larvaria (desarrollo directo) además de ser más tolerantes a la desecación por la capacidad reabsorber el agua de sus vejigas, pueden mostrar mayor tolerancia a las perturbaciones del hábitat.

En lo que respecta a los reptiles, un considerable número de investigaciones coinciden en que diversas especies (particularmente saurios) muestran mayor afinidad por áreas desprovistas de cobertura de dosel (Bury y Pearl, 1999; Vitt *et al.*, 1998; Altman, 2001; Bury, 2004; Suazo, 2009), permitiendo un aumento en el número de especies con alta tolerancia a la radiación solar (heliotérmicas), a la vez que aumenta su abundancia en la mayoría de las ocasiones.

La vegetación es un componente determinante en los ensamblajes faunísticos, por lo que la modificación del mismo se verá reflejado en la composición de las comunidades.

Algunos estudios como los de Goldingay *et al.* (1996), Lima *et al.* (2001) Fredericksen y Frederiksen, (2002) demuestran que las especies heliotérmicas pueden ser muy abundantes en áreas recientemente intervenidas, porque las utilizan como sitios de alimentación y termorregulación, promoviendo una mayor inmigración desde áreas aledañas e incrementando su densidad poblacional, al grado de que en algunos casos las lagartijas de mayor tamaño puedan ejercer una gran presión sobre lagartijas de talla más pequeña por competencia por el alimento o depredación, provocando un efecto de cascada sobre diferentes especies de saurios (Vitt *et al.*, 1998).

Al igual que la vegetación, la presencia de residuos orgánicos es una variable importante para la creación de sitios de resguardo. La investigación realizada por Biek *et al.* (2002) documenta que la presencia de restos de madera y ramas resultado de las actividades forestales en sitios recién aprovechados, determina la permanencia de un elevado número de especies de salamandras. Los autores no encontraron diferencias en riqueza y abundancia entre sitios aprovechados y bosques maduros de las montañas de Oregon, USA, sin embargo explican que el aumento de la temperatura y descenso de la humedad en sitios donde se generaron claros en el bosque puede reducir la abundancia de individuos que no sufren metamorfosis.

Por su parte, la reducción de la acumulación de hojarasca en sitios con etapas de regeneración temprana puede reducir drásticamente las poblaciones de diversas especies de anfibios y reptiles, principalmente las de hábitos fosoriales. Algunas investigaciones (Visbal *et al.*, 1992; Pearman, 1997; Maldonado, 2007) demuestran que los cambios en el régimen de acumulación de hojarasca en el suelo generan una reducción en las poblaciones de anfibios, particularmente de salamandras, mientras que los microhábitat generados por rocas, raíces, troncos y otras estructuras juegan un papel fundamental porque proveen nichos que a menudo determinan la presencia de diversas especies de anfibios y reptiles en un área específica (Lima *et al.*, 2001).

Sucesión ecológica y ensambles herpetofaunísticos

Las características estructurales de la vegetación que dan lugar a los bosques maduros son fundamentales para las especies residentes. Sin embargo, después de una intervención al bosque, estos elementos pueden variar considerablemente para las diferentes especies que conforman una comunidad, dependiendo en gran medida de la edad de regeneración en la que se encuentren.

De acuerdo con Oliver y Larson (1990) se pueden reconocer de manera general cuatro etapas sucesionales después de una perturbación al bosque:

1) Iniciación. Durante esta etapa la vegetación sobreviviente después del disturbio, gana territorio ante la apertura o espacio recién creado ocupando el sitio por un periodo aproximado entre uno y tres años. Durante esta etapa es común que haya una alta diversidad de herbáceas además nuevos nichos disponibles que pueden ser ocupados por diversas especies de flora y fauna que puedan soportar las nuevas condiciones, por lo que se da reorganización en la estructura de la comunidad. Los saurios heliotérmicos son los primeros en ocupar estos sitios debido a las condiciones climáticas, por lo que la competencia por los recursos disponibles es poca y la tasa de supervivencia es mayor para las especies recién llegadas, siempre y cuando el sitio cuente con las condiciones físicas adecuadas y la comunidad biológica ofrezca los requerimientos ecológicos necesarios (Renken *et al.* 2004). Las especies recién incorporadas no enfrentan una competencia intensa por parte de las residentes, por lo que la mayoría de las especies sobrevive al proceso de ensamble y el número de especies aumenta significativamente en un lapso corto de tiempo (1-3 años). Por su parte, la sombra proyectada por las hierbas y arbustos es muy limitada por lo que se generan condiciones de temperatura extremas y niveles de humedad bajos, lo cual afecta la permanencia de diversas especies de anfibios principalmente.

2) Exclusión. Durante esta etapa la vegetación compite por los recursos (luz, agua y nutrientes) y se caracteriza por el desarrollo de las primeras especies leñosas, las cuales brindan un mayor porcentaje de sombra en comparación con la etapa anterior. En esta etapa, hay una reducción de la temperatura y un incrementando de la humedad relativa del sitio. El ingreso de luz suele ser muy bajo por lo que el desarrollo del sotobosque suele inhibirse conllevando a la eliminación casi en su totalidad de las especies colonizadoras.

Por lo general se presenta a partir de los 5 años después de la perturbación y continua aproximadamente hasta los 10 años posteriores al disturbio, por lo que la fauna (principalmente consumidores primarios) pueden verse afectados seriamente debido al decremento de recursos alimenticios (Johns, 1988). Respecto a la herpetofauna las especies heliotérmicas migran y hay una recolonización de anfibios por el aumento de la humedad, que en parte se ve incrementado por la acumulación de hojarasca en el suelo proveniente de la alta densidad de árboles jóvenes. Así mismo, la creación de nichos por la acumulación de hojarasca permite nuevamente el establecimiento de diferentes especies de salamandras, aunque este proceso puede llevarles hasta 30 años antes de volver a incrementar sus abundancias (MacNeil y Williams, 2014).

3) Recolonización del sotobosque. Esta etapa puede tener una duración entre 10 y 30 años y se pueden diferenciar dos estratos vegetales: sotobosque y dosel. Los árboles sobrevivientes que no utilizan completamente los espacios generados por los árboles extraídos, permiten que los individuos de crecimiento lento y con alta tolerancia a la sombra se establezcan y se desarrollen en el sotobosque. La cobertura de dosel se incrementa durante esta etapa y se refleja en el decremento de luz y radiación solar que llega hasta los estratos bajos (sotobosque), permitiendo mantener niveles altos de humedad y menor variación de la temperatura, además de que hay un incremento de la deposición de hojarasca en el suelo. El aumento de la heterogeneidad del bosque generan diversos nichos que pueden ser ocupados por diferentes especies de anfibios y reptiles de bosques maduros. Los anfibios son más abundantes durante esta etapa por las condiciones climáticas locales predominantes. La acumulación de hojarasca durante este periodo de regeneración permite el establecimiento de un mayor número de especies fosoriales (principalmente de salamandras) así como el aumento de sus abundancias (Abarca, 2012). Por su parte, las especies de reptiles con preferencia de hábitats similares a bosques maduros aumentan tanto en riqueza como en abundancia, aprovechando el poco ingreso de luz solar que llega a los estratos más bajos (ei. sotobosque) y que no necesariamente son especies heliotérmicas.

4) Crecimiento y maduración. Durante esta última etapa, gran parte de la cohorte inicial de árboles se pierde y se sustituye por una cohorte secundaria, resultando en un bosque maduro (mayor de 30 años) con individuos de diferentes edades y una estructura vertical compleja. Conforme se presentan etapas sucesionales más avanzadas, a las especies de anfibios y reptiles recién llegadas les resulta más difícil incorporarse al ecosistema, debido a que un gran número de especies ocupan la mayoría de los nichos ecológicos potenciales, por lo que solamente pueden sobrevivir en un ecosistema maduro si logran superar la competencia y desplazar a las especies que ya se encuentran establecidas (Marten, 2001). En esta etapa la comunidad biológica cambia muy poco, porque el número de especies es elevado y la mayoría son competidoras eficientes, lo que las conlleva a sobrevivir con recursos limitados en comparación con las especies de etapas tempranas. Durante esta etapa la heterogeneidad del bosque creada por los diferentes estratos vegetales, así como los claros generados por la caída de algún árbol, permite que el ingreso de luz sea aprovechado por diferentes especies de reptiles, incluso de algunas especies de anfibios como sitios de alimentación, ya que en estos pequeños espacios generados por la apertura del dosel, se detonan procesos de sucesión a menores escalas, permitiendo el establecimiento de herbáceas, las cuales atraen una gran diversidad de insectos, los cuales a su vez son fuente de alimento tanto para anfibios como reptiles. Además las condiciones climáticas son muy similares a las de un bosque maduro, por lo que no existirán variaciones significativas que comprometan la permanencia de la herpetofauna.

Se ha discutido que la temperatura y humedad son probablemente los parámetros que dan cabida a la asociación que existe entre la herpetofauna y la edad de regeneración del bosque. Los registros de un mayor número de especies, tanto de anfibios como reptiles en sitios con etapas de sucesión temprana sugieren que la mayoría de ellas no demandan las condiciones estructurales de bosques maduros, pero probablemente algunas de ellas requieran las condiciones de temperatura y la humedad que generalmente sólo existen en etapas sucesionales avanzadas. Algunas investigaciones como las de Welsh (1990) y Petranka *et al.*, (1994) documentan que existe una estrecha relación entre el aumento en abundancia y el número de especies de anfibios conforme más maduro es el bosque, explicando que la baja diversidad o incluso la ausencia de especies de anfibios en etapas tempranas de regeneración se debe a que las condiciones microclimáticas y de microhábitat

que requieren para permanecer existen solamente en bosques maduros, además de que a las poblaciones locales tanto de anfibios como de reptiles les toma cerca de 60 años recuperarse. Estas estimaciones concuerdan con la escasa información presentada por otros autores (Pough et al 1987; Bonin 1991, DeGraaf y Yamasaki, 1992), donde el periodo de recuperación de las poblaciones puede variar entre 30 y 60 años, además de poner de manifiesto que los residuos orgánicos tales como la acumulación de hojarasca y desechos de árboles por la tala, son un factor fundamental para la recuperación de los sitios perturbados.

Parte de la explicación de porqué la edad del bosque no es un fuerte predictor de la abundancia de anfibios y reptiles es porque la edad no es la que determina la distribución de las especies, sino más bien los microhábitats asociados que varían en relación con la edad del bosque durante la sucesión (Welsh 1990; Martín *et al.*, 1993). Por lo tanto, la etapa sucesional en la que se encuentre el bosque es solamente una medida indirecta de los elementos de microhábitats reales (por ejemplo desechos forestales, altura de la vegetación, dosel y condiciones de suelo) que determinan si un sitio es un hábitat adecuado para una especie determinada.

Se podría suponer que, si bien los sitios recién aprovechados pueden proveer los requerimientos necesarios para que coexista una gran cantidad de especies que explotarían los diferentes recursos de hábitat o alimentarios, no todas podrían satisfacer sus necesidades debido a que no encontrarían las condiciones para hacerlo. De acuerdo con Gascon *et al.* (1999) los hábitats perturbados actúan como un filtro que permite el paso selectivo de especies desde un hábitat original y no perturbado, actuando como una red por la cual pueden pasar o no algunas especies según el hábitat e intensidad de uso que presente. Un mosaico de hábitats modificados puede generar un impacto en la composición de especies dependiendo del grado de contraste estructural que presenten los sitios perturbados frente al hábitat original.

En síntesis, la respuesta de anfibios y reptiles ante los disturbios al hábitat generados por las actividades forestales puede expresarse de manera diferencial dependiendo del grupo taxonómico que se vea afectado, incluso actuando de manera

particular sobre cada especie ya sea facilitando o condicionando el desarrollo de su población. La velocidad de dichos cambios en la estructura de la comunidad estará en función de las características de la perturbación, es decir la duración e intensidad de las intervenciones. Los cambios en la diversidad de anfibios y reptiles dependerán en gran medida de ciertas características como el tamaño de población, proporción de sexos, estado reproductivo, así como su habilidad para adaptarse a las nuevas condiciones de hábitat, además de que los tiempos de regeneración juegan un papel fundamental para la recuperación de las comunidades.

LITERATURA CITADA

- Abarca, A. J. 2012. La herpetofauna de un bosque premontano: diversidad de anfibios y reptiles de El Rodeo. *BRENESIA* 77:251-270, 2012
- Aguirre, C., A. Aguirre, A., F. Muñoz, C. Gonzales y B. Arteaga. 1992. Estudio de algunos factores que afectan el establecimiento y desarrollo de la regeneración natural de *Pinus montezumae*. *Agrociencia (Serie Recursos Naturales Renovables)*. 2(1): 41-53.
- Altman, B., M. Hayes, S. Janes, and R. Forbes. 2001. Wild life of westside grassland and chaparral habitats. Page 261-291. En: D.H.Johnson and T.A. O'Neil, managing directors. *Wildlife-habitat relationships in Oregon and Washington*. Oregon State University Press, Corvalls.
- Bauerle, B., D.L. Spencer and W. Wheeler. 1975. The use of snakes as a pollution indicator species. *Copeia* 1975(2): 366-368.
- Biek, R., L.S. Mills and R.B. Bury. 2002. Terrestrial and stream amphibians across clearcut-forest interfaces in the Siskiyou Mountains, Oregon. *Northwest Science* 76: 129-140
- Brown, G. W. and J. L. Nelson. 1993. Influence of successional stage of *Eucalyptus regnans* (mountain ash) on habitat use by reptiles in the central highlands, Victoria. *Australian Journal of Ecology* 18:405-417.
- Bury, R.B. and P.S. Corn. 1998. Responses of aquatic and streamside amphibians to timber harvest: a review. Pages 165-181 In: K.J. Readeke (editor), *Riparian wildlife and*

- forestry interactions. University of Washington Institute Forest Resource Contribution No. 59. Seattle, Washington.
- Bury, R.B. and C.A. Pearl. 1999. Klamath Siskiyou herpetofauna: biogeographic patterns and conservation strategies. *Natural Area Journal* 19: 341-350.
- Bury, B.R. 2004. Wildfire, Fuel reduction and herpetofaunas across diverse landscape mosaics in northwestern forest. *Conservation Biology* 18: 968-975.
- Canham, C. y Marks, P. 1985. The response of woody plants to disturbance: patterns of establishment and growth. En: *The ecology of natural disturbance and patch dynamics* (Pickett, S. y White, P., Eds.). Academic Press. Orlando, USA. 472 p.
- Canham, C. D., J. S. Denslow, W. J. Platt, J. R. Runkle, T. A. Spies and P. S. White. 1990. Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 620- 631.
- Canterbury GE, T.E. Martin, D.R. Petit, L.J. Petit and D.F. Bradford. 2000. Bird Communities and Habitat as Ecological Indicators of Forest Condition in Regional Monitoring. *Cons. Biol.* 14: 544-558.
- CONAFOR-PNUD. 2012. Manual de mejores prácticas de manejo forestal para la conservación de la biodiversidad en ecosistemas templados de la región norte de México. 76 p.
- Conant, R. y Collins, J. T. 1998. *A Field Guide to Reptiles and Amphibians, Eastern and Central North America*, 3rd edition. Houghton Mifflin Company, Boston, MA, USA
- Coro, P. 1999. Impacto del aprovechamiento forestal en la comunidad de insectos voladores en un bosque seco, Lomerío, Santa-Cruz-Bolivia. Tesis de grado. Universidad de San Francisco Xavier, Sucre, Bolivia.
- Corvalán, P y J. Hernández. 2006. Estructura del Rodal. Apuntes de clases mecanografiados. Departamento de Manejo de Recursos Forestales. Universidad de Chile.
- Currylow, A.F., B.J. MacGowan and R.N. Williams. 2012. Short-term forest management effects on a long-lived ectotherm. *PLoS ONE*. 7(7):e40473
- Davies, J. 1998. Investigación del impacto potencial de la eliminación de bejucos sobre la diversidad de artrópodos del dosel en Oquiriquia, Bolivia. Documento Técnico 70, Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia.

- Demaynadier, P.G. and Hunter, M. L. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environmental Reviews* 3:230-261.
- Demaynadier, P.G. and M. L. Hunter. 1998. Effects of silvicultural edges on the distribution and abundance of amphibians in Maine. *Conservation Biology*, 12, 340–352.
- Didham, R. and J. Lawton. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31: 17-30.
- Duellman, W. E. and L. Trueb. 1994. *Biology of Amphibians*. Johns Hopkins University Press. ISBN 978-0-8018-4780-6.
- Flores, B., D.I. Rumiz, T.S. Fredericksen, y N.J. Fredericksen. (2001) Uso de claros de aprovechamiento por las aves de un bosque húmedo tropical Boliviano. Documento Técnico 100, Proyecto BOLFOR.
- Fonseca, G. A. and J. Robinson. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammals communities. *Biological Conservation* 53:265-284.
- Franklin J.F., R.J. Mitchell and B.J. Palik. 2007. Natural disturbance and stand development principles for Ecological Forestry. United States department of agriculture, 48pp.
- Fredericksen, N. J., T.S. Fredericksen, B. Flores and D. Rumiz. 1999. Wildlife use of different sized logging gaps in a Bolivian tropical dry forest. *Tropical Ecology* 40:167-75.
- Fredericksen T. S. 2000. Aprovechamiento forestal y conservación de los bosques tropicales en Bolivia. Chemonics International. BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia. 22pp.
- Fredericksen, N. J. y T. S. Fredericksen. 2000. Respuesta de la fauna terrestre al aprovechamiento forestal y los incendios en un bosque húmedo tropical en Bolivia. Chemonics International. BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia. 25pp.

- Fredericksen, N. J. y T. S. Fredericksen. 2001. Impactos del aprovechamiento forestal selectivo en poblaciones de anfibios de un bosque tropical húmedo de Bolivia. Chemonics International. BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia. 20pp.
- Frumhoff, P. (1995) Conserving wildlife in tropical forest managed for timber. *BioScience*, 45: 456-464.
- Gascon, C., T. Lovejoy, R. Bierregaard, J. Malcolm, P. Stouffer, H. Vasconcelos, W. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher and S. Borges. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*. 91: 223-229.
- Gallo E., M.V. Lencinas y P.G. Martínez. 2005. Modificación de la biodiversidad por el manejo forestal: Plantas, aves e insectos. Módulo Lengua. Subproyecto 4. Mamíferos, PIARFON BAP. 29pp.
- Gerez, F.P. y S.E. Purata. 2008. Guía Práctica Forestal de Silvicultura Comunitaria. SEMARNAT/CONAFOR/CCMSS. 73pp. México.
- Goldingay, R., G. Daly and F. Lemckert. 1996. Assessing the impacts of logging on reptiles and frogs in the montane forest of southern New SouthWales. *Wild. Res.* 23: 495-510.
- Harrington, T. B and G. E. Nicholas. 2007. Managing for wildlife habitat in Westside production forests. General Technical Report. PNW-GTR-695. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OREGON, 135 p.
- Hawley, R. C. y D. M. Smith. 1972. Silvicultura práctica. 1a. edición española. Ed.Omega, S.A. Barcelona. 544 p.
- Heyer, R., C. Goncalves, O. Peixoto and C. Nelson. 1990. Frogs of Boraceia *Arquivos de Zoologia*, 31(4):231-410.
- Heyer, R., D. Maureen, R. Mc. Diarmid, H. Lee-Ann and M. Foster. 1994. Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press. Washington and London. 364pp.
- Hobbs, R. J. y L. F. Huenneke. (1992) Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conserv. Biol.* 6: 324–337

- Johns, A. 1988. Effects of selective timber extraction on rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores. *Biotropica*, 20: 31-37.
- Johns, A. D. 1992. Vertebrate responses to selective logging: Implications for the design for logging system. *Biological Sciences*. 335:437-442.
- Keller, M., G.P. Asner, P. Crill, J.D. Dias, R.C. de Oliveira, H. Silva and R. Varner. 2005. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, nitric oxide, methane and carbon dioxide in logged and undisturbed forest in Tapajos National Forest, Brazil. *Earth Interact.* 9: 1–28,
- Krishnamurthy, S.V. 2003. Amphibian assemblages in undisturbed and disturbed areas of Kudremukh Park, central Western Ghats, India. *Environmental Conservation*, 30, 274–282.
- Kutt, A. 1993. Initial observations on the effect of thinning eucalypt regrowth on heliothermic skinks in lowland forest, East Gippsland Victoria. In: *Herpetology in Australia: a Diverse Discipline*. (Eds. D. Lunney and D. Ayers.) pp. 187-96. (Royal Zoological Society of New South Wales: Sydney.)
- Lencinas, M.V., G Martínez-Pastur, M. Medina and C. Busso. 2005. Richness and density of birds in timber *Nothofagus pumilio* forests and their unproductive associated environments. *Biodiversity and Conservation* 14 (10), 2299-2320
- Lima, A. L., Fernando I.O. Suárez, Niro Higuchi. 2001. The effects of selective logging on the lizards *Kentropyx calcarata*, *Ameiva ameiva* and *Mabuya nigropunctata*. *Amphibia-Reptilia* 22: 209-216
- Llorente-Bousquets, J., y S. Ocegueda. 2008. Estado del conocimiento de la biota, En: *Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, pp. 283-322.
- Lozada, J. y E. Arends. 1998. Impactos Ambientales del aprovechamiento forestal en Venezuela. *Interciencia* Vol. 23 N° 2
- Lunney, D., P. Eby and M. O'Connell. 1991. Effects of logging, fire and drought on three species of lizards in Mumbulla State Forest on the south coast of New South Wales. *Australian Journal of Ecology* 16, 33-46.

- MacNeil J, B. J. MacGowan, A. Currylow, and R. N. Williams. 2013. Forest Management for Reptiles and Amphibians: A Technical Guide for the Midwest.
- MacNeil. J.E. and R.N. Williams. 2014. Effects of Timber Harvests and Silvicultural Edges on Terrestrial Salamanders. PLoS ONE 9(12): e114683. doi:10.1371/journal.pone.0114683
- Maldonado, M., 2007. Monitoreo de anfibios y reptiles terrestres en áreas de aprovechamiento forestal en bosques de Bolivia. Proyecto BOLFOR. Instituto Boliviano de Investigación Forestal. Primera edición. Santa Cruz, Bolivia.
- Oliver C.D. and B.C. Larson. 1990. Forest stand dynamics McGraw-Hill, New York. 467p.
- Patton, D.R.1987. Is the use of “management indicator species” feasible? West. J. Appl. Forest. 2: 33-34.
- Pearman, P.B. 1997. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. Cons. Biol. 11: 1211–1225. doi:10.1046/j.1523-1739.1997.96202.x
- Pechmann, J. H.K, D. D. Scott, R. E. Semlitsch, J. P. Caldwell, L. J. Vitt and J. W. Gibbons 1991. Declining Amphibian populations: The problem of separating human impacts from natural fluctuations, Science 258: 892- 895.
- Prach, K., R. Marrs, P. Pysek, and R. V. Diggelen. 2007. Manipulation of Succession. In: Linking Restoration and Ecological Succession. Walker L. R., J. Walker y R. J. Hobbs (Eds). Springer Series on Environmental Management pp121-149.
- Radosevich, S. and J. Holt. 1984. Weed ecology. Implications for vegetation management. John Wiley and Sons. New York. USA. Pp. 15-20.
- Renken, R.B., W.K. Gram, D.K. Fantz, S.C. Richter and T.J. Miller. 2004. Effects of forest management on amphibians and reptiles in Missouri Ozark forests. Conserv. Biol. 18(1): 174–188.
- Secretaria de Medio Ambiente y Recurso Naturales (SEMARNAT). 2014. Anuario estadístico de la producción forestal 2013. Dirección general de gestión forestal y suelos. México DF. 236pp.
- Singh, J.S., A.S. Raghubanshi, Singh, S., A.K. Kashyyap and V.S. Reddy. 1997. Effect of soil nitrogen, carbon and moisture on methane uptake by dry tropical forest soils. Plant Soil 196, 115–121

- Smith, D.M., B.C. Larson, M.J. Kelty and P.M.S. Ashton. 1997. The practice of silviculture. Applied forest ecology. Ninth edition. John Wiley and Sons, Inc.U.S.A. 537 p.
- Smith, R.K. and W.J. Sutherland. 2014. Amphibian Conservation. Global evidence for the effects of interventions. Exeter: Pelagic Publishing. 254p
- Suazo, O.I. 2009. Efectos de la conversión del bosque tropical caducifolio a mosaicos agrícolas sobre ensamblajes herpetofaunísticos. Tesis Doctoral. Posgrado de Ciencias Biomédicas, Instituto de Ecología. UNAM. 123p.
- Thiollay, J. 1992. The influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Conservation Biology* 6: 47-63.
- Thomas, J.W. 1979. Wildlife habitats in managed forests: the Blue Mountains of Oregon and Washington, Washington, DC. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 512p.
- Uhl, C., and J. B. Kauffman. 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. *Ecology* 71:437-449.
- Urbina-Cardona, J.N. y M.C. Londoño-Murcia. 2003. Distribución de la comunidad de herpetofauna asociada a cuatro áreas con diferente grado de perturbación en la Isla Gorgona, Pacífico colombiano. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 27(102):105-113.
- Vallan, D. 2002. Effects of anthropogenic environmental changes on amphibian diversity in the rainforests of eastern Madagascar. *Journal of Tropical Ecology* 18: 725–742.
- Visbal, R., J. Manzanilla y A. Fernández-Badillo. 1992. Importancia de los vertebrados de Parque Nacional Henri Pittier. Consideraciones para su conservación. Sociedad Científica Amigos del Parque Nacional Henri Pittier, Instituto Nacional de Parques. Venezuela. 73p.
- Vitt, L. J., C. S. T 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(3):654-664
- Vitt, L. J. and Caldwell, J. P. 2008. *Herpetology: An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles*. Third Edition. San Diego: Academic Press, pp. 75. 0-12-782622-X.
- Vonesh, R. J. 2001. Patterns of richness and abundance in a tropical African leaf-litter herpetofauna. *Biotropica*, 33, 502–510.

- Walker, L. R. and R. del Moral. (2003) *Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Walker L. R., J. Walker and R. Del Moral. 2007. Forging a New Alliance Between Succession and Restoration. In: *Linking Restoration and Ecological Succession*. Walker L. R., J. Walker y R. J. Hobbs (Eds). Springer Series on Environmental Management. New York, USA .p1-18
- Webb, G. A. 1991. The effects of logging on populations of small ground-dwelling vertebrates in montane eucalypt forest in south-eastern New South Wales. M.Sc. Thesis, Australian National University, Canberra.
- Welsh, H.H., Jr. 1990. Relictual Amphibians and old-growth forest. *Conservation Biology*, 4: 309-319.
- Young, B. E., K. R. Lips, J. K. Reaser, R. Ibañez, A. W. Salas, J. R. Cedeño, L. A. Colonna, S. Ron, E. La Marca, J. R. Meyer, A. Muñoz, F. Bolaños, G. Chaves y D. Romo, 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. *Conservation Biology* 15(5): 1213-1223.

CAPITULO II

EFFECTO DEL MANEJO FORESTAL EN LA HERPETOFAUNA DE UN BOSQUE TEMPLADO DEL OCCIDENTE DE OAXACA, MÉXICO

REVISTA DE
Biología Tropical

Efecto del manejo forestal en la herpetofauna de un bosque templado del occidente de Oaxaca, México

César Tonatiuh Aldape-López* & Antonio Santos-Moreno

Laboratorio de Ecología Animal, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional, calle Hornos 1003, Colonia La Noche Buena, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, Código Postal 71230, México; yesca23fum@hotmail.com, asantasm90@hotmail.com

* Correspondencia

Recibido 21-X-2015. Corregido 17-III-2016. Aceptado 13-IV-2016.

Abstract: Effect of forest management on the herpetofauna of a temperate forest of western Oaxaca, Mexico. The development of silvicultural techniques has as main objective to maximize the production of timber, whereas at the same time minimize the impact generated during and after forest intervention in the local diversity. However, these activities change local climate, and this, in turn, alter the composition of natural communities. The effect of these changes may be greater in those taxonomic groups with high sensitivity to habitat disturbance, such as amphibians and reptiles, which are the unique terrestrial ectothermic vertebrates. The present study aims to know the differences in diversity of amphibians and reptiles in a temperate forest under two silvicultural treatments, one of low and the other of high intensity, as well as from one, five and ten years of regeneration since the last logging event, Sierra Sur of Oaxaca, Mexico. Records of 21 species of herpetofauna (six amphibians and 15 reptiles) were obtained. The total species richness was similar in both treatments; however, the composition varied between sites with different recovery times. Higher abundance of amphibian was presented on sites with the low-intensity treatment, while reptiles were more abundant at sites with intensive treatment. Compared to a mature forest without management, sites with intensive treatment have more rare species, although the values of true diversity of amphibians were similar between treatments with different intensities, while for reptiles sites under treatment showed less diversity than unmanaged site: 33 % for intensive treatment and 28 % at sites with low intensity with respect to one control site. Complementary Analysis showed a difference of 86 % between the compositions of species in sites with intensive treatment. The treatment intensity was associated with an increase in the number of species, but the way they respond to changes in habitat depends largely on the population characteristics of each species and its ability to adapt to new conditions. *Rev. Biol. Trop.* 64 (3): 931-943. Epub 2016 September 01.

Key words: abundance, diversity, herpetofauna, impact, logging, Oaxaca.

Las prácticas forestales modifican constantemente la estructura vegetal y el clima local, afectando de manera significativa el funcionamiento y la estructura de las comunidades (Smith, Larson, Kelty, & Ashton, 1997; Lozada & Arends, 1998), por tanto, evaluar la diversidad de especies en zonas de aprovechamiento forestal ha adquirido mayor importancia en los últimos años, ante la imperante necesidad de conocer cuánto cambia la diversidad después de una intervención al bosque.

Actualmente, se han desarrollado diversos tratamientos silvícolas con la finalidad de mitigar o reducir los impactos generados al bosque y a la biodiversidad que alberga (Aguirre, Aguirre, Muñoz, Gonzales, & Arteaga, 1992). No obstante, existen especies más sensibles a los cambios de clima local, como los anfibios y reptiles, que muestran particular sensibilidad a cambios de temperatura y humedad (Renken, Gram, Fantz, Richter, & Miller, 2004; Currylow, MacGowan, &



Williams, 2012). Algunos datos sugieren que la diversidad de reptiles puede aumentar en áreas con aprovechamiento forestal intensivo, debido al aumento de la temperatura, mientras que la diversidad de anfibios decrece por el descenso de la humedad, o incluso puede mantenerse sin cambiar de manera significativa si la intensidad de las intervenciones es baja (Pearman, 1997; Fredericksen, Ross, Hoffman, Ross, & Morrison, 2000); sin embargo esto no puede considerarse como una tendencia general para todos los taxones (Krishnamurthy, 2003). Las prácticas forestales tienen el potencial de afectar la forma en que anfibios y reptiles utilizan el hábitat disponible. La apertura del dosel por la tala selectiva genera sitios soleados, que por lo general son ocupados inmediatamente por lagartijas heliotérmicas que migran desde sitios contiguos, incrementando su densidad poblacional (Vitt, Avila-Pires, Caldwell, & Oliveira, 1998). Por otro lado, la intensidad de las intervenciones forestales puede ser un factor importante que limite el establecimiento y permanencia de un gran número de especies con requerimientos específicos de hábitat. De acuerdo con Gascon et al. (1999) los hábitats alterados actúan como un filtro que permite el paso selectivo de especies desde un hábitat original y no modificado, actuando como una red por la cual pueden pasar o no algunas especies, dependiendo de su grado de especialización a ciertos hábitats. Un mosaico de hábitats intervenidos podría generar un impacto en la composición de especies, dependiendo del grado de diferencia estructural que presenten los sitios alterados en comparación con un hábitat sin alterar.

Por otro lado, el tiempo que le toma al hábitat recuperarse podría influir en la estructura de las comunidades y verse reflejado en el aumento o decremento de las poblaciones presentes (Calderón-Mandujano, Galindo-Leal, & Cedeño-Vázquez, 2008); no obstante, la mayoría de los estudios se han centrado en los efectos inmediatos después de una alteración (Didham & Lawton, 1999; Cáceres-Andrade & Urbina-Cardona, 2009). El objetivo de este trabajo es evaluar los cambios de diversidad

de anfibios y reptiles, e identificar los gremios que están más relacionados con el tiempo de recuperación de bosques intervenidos bajo dos tratamientos silvícolas de diferente intensidad en la región Sierra Sur de Oaxaca, México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: La investigación se realizó en áreas forestales de San Pedro el Alto, Zimatlán, Oaxaca. La comunidad se localiza en los límites de las regiones Sierra Sur y Valles Centrales del estado de Oaxaca (16° 34' 58" y 16° 49' 58" N - 97° 00' 36" y 97° 13' 20" W; Fig. 1). El clima predominante es templado subhúmedo con lluvias en verano (C(w)). La temperatura media anual varía de 12 a 18 °C, con una precipitación anual de 200 a 1 800 mm. En la zona se reconocen cinco tipos de vegetación: selva baja caducifolia, bosque de encino, bosque de encino-pino, bosque de pino-encino y bosque de pino, siendo este último el tipo de vegetación donde se realiza el mayor aprovechamiento forestal (SmartWood, 2006).

Las actividades de manejo forestal se desarrollan desde 1949 bajo la aplicación de dos tratamientos silvícolas: un tratamiento intensivo denominado Árboles Padre (AP) y otro de baja intensidad denominado Selección en Grupo (SG; García, 2009). La diferencia entre ambos tratamientos radica en la intensidad de corta, ya que la aplicación del primero conlleva a la eliminación de la cobertura del dosel casi por completo, generando cambios estructurales de gran magnitud a nivel de paisaje, además de propiciar unidades de masa forestal (rodales) con características homogéneas en su composición de especies, edad, altura, densidad y estructura. En contraste, el tratamiento de Selección en Grupo genera un menor impacto en el paisaje, porque es mucho más bajo el número de árboles removidos, promoviendo una mayor heterogeneidad vegetal con rodales que presentan árboles de edades y tallas diferentes (Gerez & Purata, 2008).

Registro de herpetofauna: Se realizaron salidas mensuales con duración de cuatro días

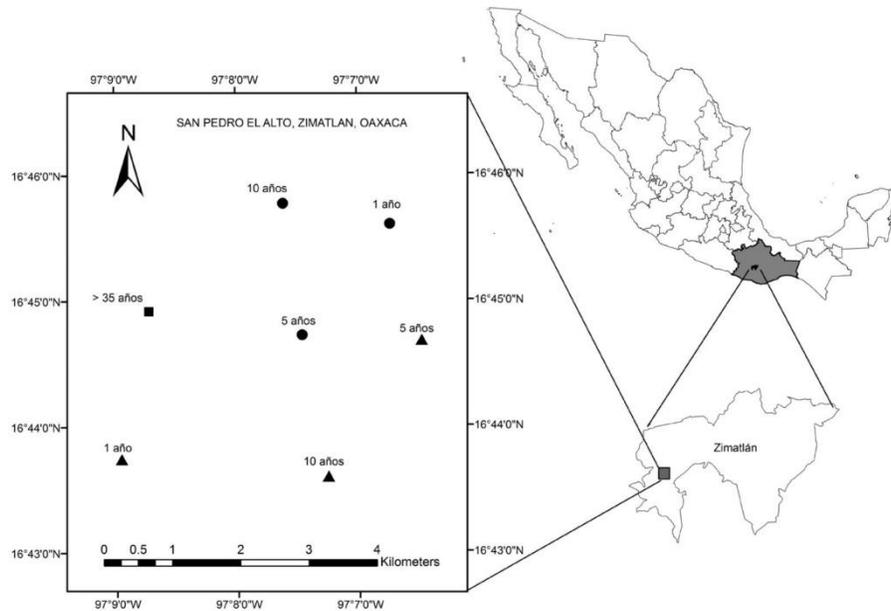


Fig. 1. Sitios de estudio en San Pedro el Alto, Zimatlán, Oaxaca. ▲ Tratamiento AP, ● tratamiento SG y ■ Sitio Control.
Fig. 1. Study sites location in San Pedro el Alto, Zimatlán community, Oaxaca, Mexico. ▲ AP treatment ● SG treatment and ■ Control.

entre agosto 2013 y julio 2015. En cada visita registramos diversas especies de anfibios y reptiles en áreas forestales de bosque de pino bajo los dos tratamientos silvícolas (AP y SG) a través de una cronosecuencia constituida por tres edades de regeneración o estados sucesionales (uno, cinco y diez años), dando un total de seis unidades de muestreo. Como elemento de comparación para cuantificar la magnitud de los cambios asociados al manejo forestal se estableció un sitio control, que no ha sido sujeto a aprovechamiento forestal desde hace más de 35 años. En cada sitio de estudio se establecieron dos parcelas de 100 m² (0.1 ha) cada una para la búsqueda de herpetofauna. En cada campaña de muestreo se realizaron búsquedas intensivas con un tiempo definido por sitio (ocho horas/hombre). Adicionalmente, fueron instaladas cuatro trampas de caída por sitio de muestreo, que permanecieron activas durante los cuatro días de muestreo (96 h/mes).

En cada encuentro se registró fecha, hora y localización geográfica. Todos los ejemplares fueron reconocidos hasta el nivel de especie por medio de claves dicotómicas (Campbell & Frost, 1993; Flores-Villela, Mendoza, & González, 1995; Frost et al., 2006). El arreglo taxonómico se realizó siguiendo lo propuesto por Flores-Villela y Canseco-Márquez (2004) y Mata-Silva, Johnson, Wilson y García-Padilla (2015). Cuando no se pudo verificar la identificación en campo, se recolectaron los ejemplares, fijaron con formol al 15 % y preservaron en alcohol al 70 %. Los ejemplares recolectados se depositaron en el laboratorio de ecología animal del CIIDIR Unidad Oaxaca.

Los análisis de datos consistieron en la estimación de la diversidad verdadera usando números efectivos de especies (medida de diversidad verdadera; Jost, 2006). Para tal efecto consideramos las medidas de diversidad verdadera de orden cero (⁰D), la cual equivale



a la riqueza específica (número de especies halladas en cada unidad de muestreo), y a la de orden 1 (¹D) en la cual todas las especies son consideradas en el valor de diversidad, ponderadas proporcionalmente según su abundancia en la comunidad (Jost, 2006, 2007; Moreno, Barragán, Pineda, & Pavón, 2011). El cálculo de la diversidad verdadera de orden 1 se obtuvo mediante el exponencial del índice de Shannon (Shannon, 1948; Jost, 2006). Se comparó el patrón de distribución de abundancias entre sitios con gráficas de rango-abundancia (Whittaker, 1965). Para determinar la complementariedad (grado de disimilitud de composición de especies entre pares de biotas) entre sitios utilizamos el índice propuesto por

Colwell y Coddington (1994), el cual sirve como medida de recambio de las especies entre las diferentes unidades de estudio. El valor del índice varía de 0 a 1, donde 1 es el valor que representa la mayor diferencia. Se realizó un dendrograma de similitud mediante el índice de Bray-Curtis para identificar qué sitios se parecen más en función de la abundancia y riqueza de especies mediante el uso del programa Bio-Diversity Profesional v 2 (MacAleece, Gage, Lambshead, & Patterson, 1997).

RESULTADOS

Con un esfuerzo de 134 400 m² (13.44 hectáreas) de área muestreada, 1 344 h/hombre y

CUADRO 1
Abundancia de anfibios y reptiles registrados bajo la aplicación del tratamiento intensivo (AP), de baja intensidad (SG) y control

TABLE 1
Abundance of amphibians and reptiles registered under the application of intensive treatment (AP), low intensity (SG) and control

Familia	Taxa	AP			SG			Control		NOM-059	Clave
		A 1 año	B 5 años	C 10 años	D 1 año	E 5 años	F 10 años	G > 35 años			
Bufonidae	<i>Incilius occidentalis</i>		1							*	a
Craugastoridae	<i>Craugastor mexicanus</i>	7	1	16	7	7	12	3		*	b
	<i>Craugastor pygmaeus</i>	2		6	3	3	15	31			c
Plethodontidae	<i>Pseudoeurycea conanti</i>			1						A**	d
	<i>Pseudoeurycea cochranae</i>	3		1	1	1		1		A**	e
	<i>Thorius minutissimus</i>			1		9	1	14		Pr**	f
Anguidae	<i>Abronia mixteca</i>		2					2		A*	g
	<i>Abronia oaxacae</i>		1							A**	h
	<i>Mesaspis gadovii</i>	1	4	35	15	11	9	19		Pr*	i
Dactyloidae	<i>Norops quercorum</i>							5		**	j
Phrynosomatidae	<i>Sceloporus aureolus</i>		1					1		*	k
	<i>Sceloporus formosus</i>	150	7		2		2	12		*	l
	<i>Sceloporus grammicus</i>	4	1		2	2				Pr	m
	<i>Sceloporus siniferus</i>							2		*	n
Scincidae	<i>Plestiodon breviostris</i>			1				1		*	o
Colubridae	<i>Conopsis megalodon</i>							1		*	p
	<i>Lampropeltis polyzona</i>							1		A*	q
Dipsadidae	<i>Rhadinea fulvivittis</i>	1		3	2			5		*	r
Leptotyphlopidae	<i>Epictia phenops</i>							1			s
Natricidae	<i>Thamnophis chrysocephalus</i>	2				1		1		A*	t
	<i>Thamnophis cyrtopsis</i>							2		A	u
	Σ	170	18	64	32	34	39	102			

NOM-059 = Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010.

* = endémica de México, ** = endémica de Oaxaca, A = amenazado, PR = protección especial.



64 512 h/trampa en 96 días efectivos de muestreo, se registró un total de 459 individuos (147 anfibios y 301 reptiles) pertenecientes a tres familias, cuatro géneros y seis especies de anfibios y ocho familias, 10 géneros y 15 especies de reptiles (Cuadro 1). Por su parte, durante el tránsito entre sitios de estudio, se registraron 12 especies más, dando un total de 33. Estos últimos registros no se consideraron para los análisis, sin embargo fueron incluidos en el listado de las especies de la región (Cuadro 2).

La riqueza total de especies por sitio varió de 5-17 especies. El sitio control presentó la mayor riqueza, mientras que el sitio intervenido con SG y 10 años de recuperación presentó la riqueza más baja. La riqueza de anfibios fue

de 2-5 especies entre sitios, mientras que en los reptiles fue de 2-13 especies (Fig. 2).

La diversidad verdadera (1D) de anfibios varió entre sitios de 2-3.19 especies efectivas. El valor más alto para los anfibios se obtuvo en el sitio intervenido con SG y cinco años de recuperación, mientras que el sitio AP con el mismo tiempo de recuperación, mostró un valor 1.6 veces menos diverso que el primero. Por su parte, los reptiles mostraron mayor diferencia en diversidad. El sitio control mostró la diversidad más alta de reptiles (7.17 especies efectivas), siendo 1.61 y 2.88 veces más diverso que los sitios AP cinco años de recuperación y SG un año de recuperación (Fig. 3).

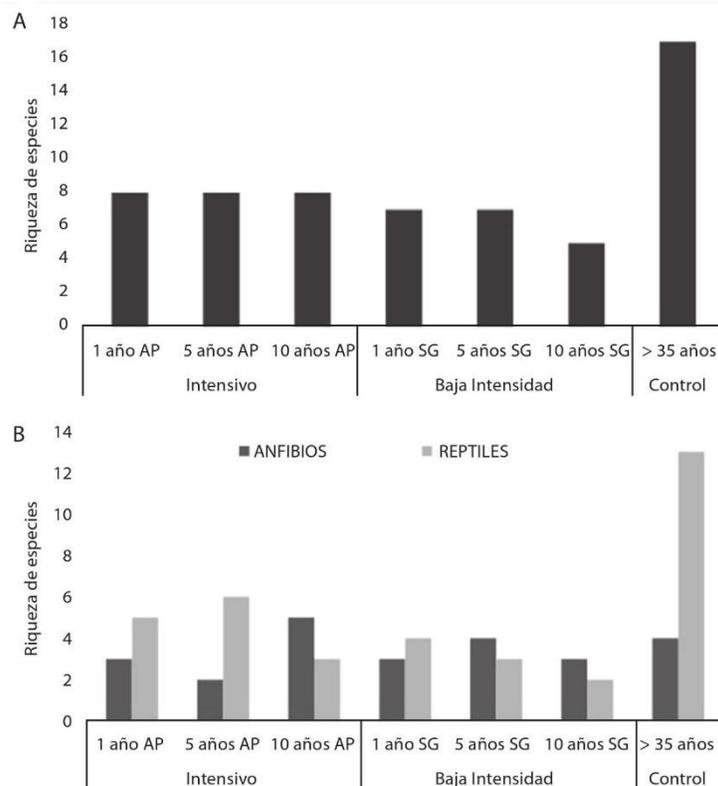


Fig. 2. Riqueza total (A) y por grupo (B) de herpetofauna registrada bajo cada sitio de muestreo.
Fig. 2. Total species richness (A) and group (B) of herpetofauna at each sampling site.



CUADRO 2
Anfibios y reptiles registrados en áreas forestales de la comunidad de San Pedro el Alto, Zimatlán, Oaxaca

TABLE 2
Amphibians and reptiles recorded in forested areas of the community of San Pedro el Alto, Zimatlán, Oaxaca

Clase AMPHIBIA	
Orden Anura	Familia Bufonidae <i>Incilius occidentalis</i> (Camerano, 1879)
	Familia Craugastoridae <i>Craugastor mexicanus</i> (Brocchi, 1877) <i>Craugastor pygmaeus</i> (Taylor, 1937)
Orden Caudata	Familia Plethodontidae <i>Pseudoeurycea boneti</i> * (Alvarez y Martín, 1967) <i>Pseudoeurycea conanti</i> (Bogert, 1967) <i>Pseudoeurycea cochranae</i> (Taylor, 1943) <i>Thorius minutissimus</i> (Taylor, 1949)
Clase REPTILIA	
Orden Squamata	
Suborden Lacertilios	Familia Anguidae <i>Abronia mixteca</i> (Bogert & Porter, 1967) <i>Abronia oaxacae</i> (Günther, 1885) <i>Mesaspis gadovii</i> (Boulenger, 1913)
	Familia Dactyloidae <i>Norops quercorum</i> (Fitch, 1978) <i>Norops nebuloides</i> * (Bocourt, 1873)
	Familia Phrynosomatidae <i>Sceloporus aureolus</i> (Smith, 1942) <i>Sceloporus formosus</i> (Wiegmann, 1834) <i>Sceloporus grammicus</i> (Wiegmann, 1828) <i>Sceloporus siniferus</i> (Cope, 1870) <i>Sceloporus spinosus</i> * (Wiegmann, 1828)
	Familia Scincidae <i>Plestiodon brevirostris</i> (Günther, 1860)
Suborden Serpentes	Familia Colubridae <i>Conopsis lineata</i> * (Kennicott, 1859) <i>Conopsis megalodon</i> (Taylor & Smith, 1942) <i>Lampropeltis polyzona</i> * (LaCépède, 1788) <i>Pituophis lineaticollis</i> * (Cope, 1861)
	Familia Dipsadidae <i>Conopsis vittatus</i> * (1860) <i>Geophis bicolor</i> * (Günther, 1868) <i>Leptodeira septentrionalis</i> * (Kennicott, 1859) <i>Rhadinaea fulvivittis</i> (Cope, 1875) <i>Tantalophis discolor</i> * (Günther, 1860)
	Familia Leptotyphlopidae <i>Epictia phenops</i> (Cope, 1875)
	Familia Natricidae <i>Thamnophis chrysocephalus</i> (Cope, 1885) <i>Thamnophis cyrtopsis</i> (Kennicott, 1860)
	Familia Viperidae <i>Crotalus intermedius</i> * (Troschel, 1865) <i>Crotalus molossus</i> * (Baird y Girard, 1853) <i>Ophryacus undulatus</i> * (Jan, 1859)

* = Especies registradas fuera de los sitios de estudio.

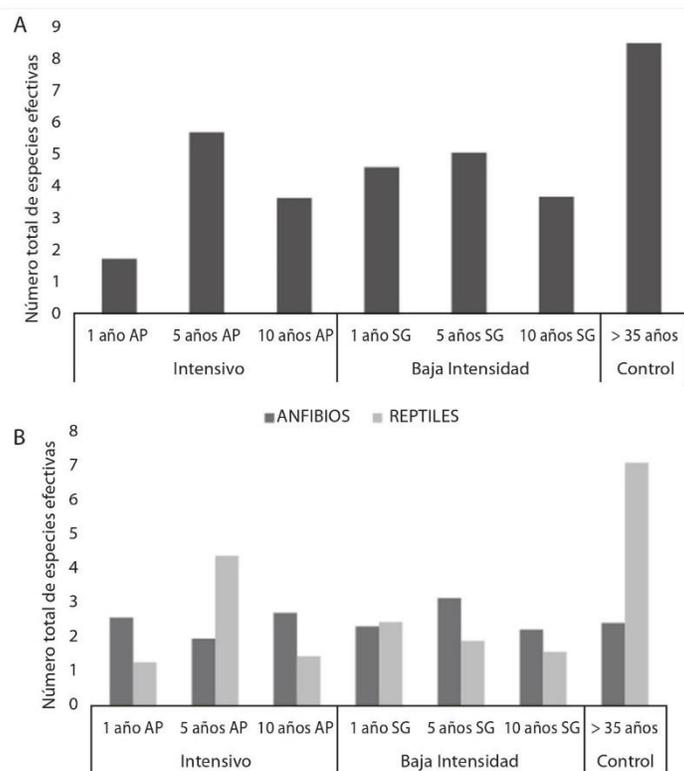


Fig. 3. Diversidad verdadera total (A) y por grupo (B) de herpetofauna registrada bajo cada tratamiento silvicultural.
Fig. 3. Total true diversity (A) and for group (B) of herpetofauna species registered under each silvicultural treatment.

Las curvas rango-abundancia revelaron que predominan las especies poco comunes o raras (Fig. 4). Entre las especies de anfibios dominantes destacaron: *Craugastor mexicanus*, *Craugastor pygmaeus* y *Thorius minitissimus*, mientras que en los reptiles: *Sceloporus formosus* y *Mesaspis gadovii* fueron las especies más abundantes.

El índice de complementariedad mostró que la estructura de las comunidades en la mayoría de los sitios intervenidos presentó valores que oscilaron entre 40-60 % de disimilitud. En los sitios manejados bajo AP con cinco y diez años de recuperación se halló la

mayor diferencia en composición de especies (Cuadro 3). El sitio control varió en un 60-75 % en composición respecto a los sitios intervenidos.

Mediante un dendograma de similitud se observaron cuatro grupos: uno conformado por tres sitios (AP con un año y SG con uno y diez años de recuperación), otro representado por dos sitios (AP y SG con diez años de recuperación cada uno) y dos grupos de un sitio cada uno (AP con 5 años de recuperación y sitio control). Esta agrupación parece responder más al tiempo de recuperación que a la intensidad de la intervención (Fig. 5).



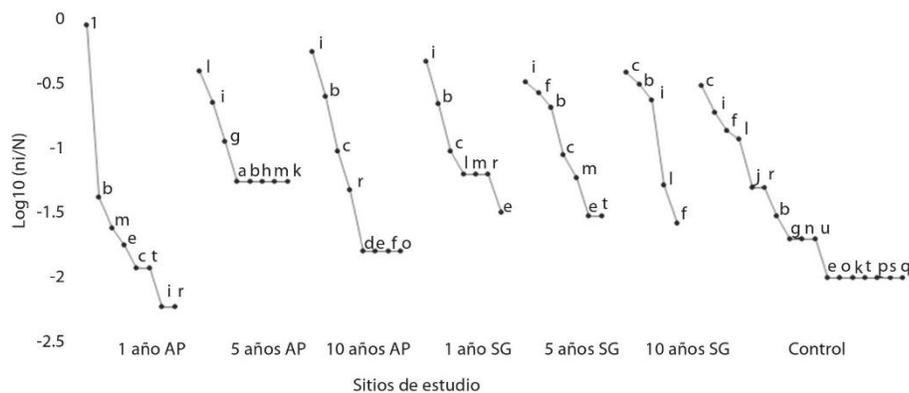


Fig. 4. Curvas de rango-abundancia de especies de herpetofauna por sitio de muestreo. Las especies (letras en minúsculas) están enlistadas en el cuadro 2, indicando el número de individuos de cada especie para cada sitio de muestreo.
Fig. 4. Rank-abundance curves of herpetofauna species by sampling site. Species (uppercase) are listed in table 2, indicating the number of individuals of each species for each sampling site.

CUADRO 3
Valores de complementariedad entre tratamientos

TABLE 3
Values of complementarity between treatments

		$C_{1,2}$
Intensivo (AP)	A-B	0.67
	A-C	0.55
	B-C	0.86
Baja Intensidad (SG)	D-E	0.44
	D-F	0.5
	E-F	0.5
Control	A-G	0.61
	B-G	0.75
	C-G	0.61
	D-G	0.67
	E-G	0.67
	F-G	0.71

DISCUSIÓN

El ensamble de herpetofauna de la localidad de San Pedro el Alto estuvo representado por 33 especies, de las cuales 21 fueron halladas en los sitios de estudio y el resto (12) son resultado de encuentros ocasionales en diferentes puntos de la zona. En este trabajo se agregan al listado dos especies que no habían

sido registradas con anterioridad en la región (*Abronia oaxacae* y *Tantalophis discolor*) con lo que se amplía su área de distribución en el estado de Oaxaca (Aldape-López & Santos-Moreno, 2016).

En conjunto, los sitios intervenidos con AP presentaron mayor riqueza de especies que los sitios bajo SG. Entre tratamientos nueve especies son compartidas, cuatro de anfibios (*C. mexicanus*, *C. pygmaeus*, *P. chochranae* y *T. minutissimus*) y cinco de reptiles (*M. gadovii*, *S. formosus*, *S. grammicus*, *R. fulvivittis* y *T. chrysocephalus*), mientras que tres (*I. occidentalis*, *P. conanti* y *A. oaxacae*) fueron exclusivas de sitios intervenidos con AP. El sitio control presentó la mayor riqueza de especies, de las cuales, seis reptiles (*N. quercorum*, *S. siniferus*, *C. megalodon*, *E. phenops*, *L. polizona* y *T. cyrtopsis*) fueron exclusivos del mismo.

En el caso de los anfibios, aunque presentaron valores de riqueza similares entre sitios bajo el tratamiento SG, se observó una tendencia al incremento en abundancia conforme aumentó la edad de recuperación, concordando con lo encontrado por Pearman (1997), quien documenta un incremento en las poblaciones de individuos de la familia Craugastoridae en bosques con estados sucesionales avanzados.

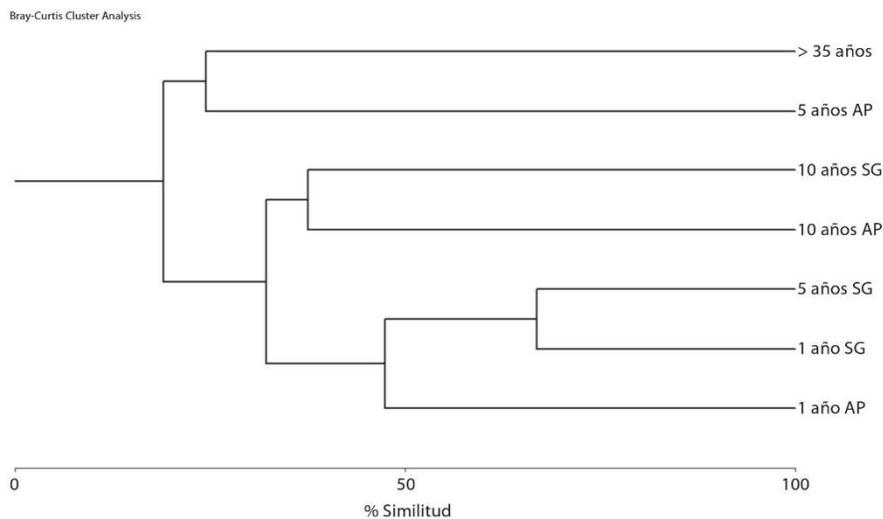


Fig. 5. Similitud en la composición de ensamble de especies de herpetofauna para cada sitio de estudio.
Fig. 5. Similarity in composition of species assemblage of herpetofauna for each study site.

En contraste, los sitios bajo AP mostraron un decremento en abundancia y riqueza en el sitio con cinco años de recuperación. Es probable que la causa de esta baja representatividad de anfibios se deba a un sotobosque muy poco desarrollado por la escasez de luz y la baja disponibilidad de insectos, que son sus presas (Suazo-Ortuño, Alvarado-Díaz, Raya-Lemus, & Martínez-Ramos, 2007). Además, la falta de restos de ramas y troncos derribados de forma natural no permite la creación de nichos que puedan ser ocupados por diversas especies de anfibios. Este caso concuerda con lo encontrado por Galindo-Leal, Cedeño-Vázquez, Calderón y Augustine (2003), quienes documentan que la pérdida de refugios potenciales derivado de las prácticas forestales, tiene un efecto negativo en diversas especies de anfibios. Entre los anfibios, *C. mexicanus* y *C. pygmaeus* estuvieron presentes en casi todos los sitios de muestreo, por lo que es probable que las condiciones de humedad, temperatura y disponibilidad de alimento ofrezcan los requerimientos necesarios para la permanencia de dichas especies.

Por su parte, los reptiles de la familia Phrynosomatidae fueron los más frecuentes

en las etapas tempranas de recuperación de ambos tratamientos silvícolas, mientras que los miembros de la familia Anguidae estuvieron presentes en etapas de recuperación avanzada. Entre tratamientos, los reptiles mostraron una tendencia hacia la reducción de especies conforme aumenta el tiempo de regeneración, con excepción del sitio intervenido con AP y cinco años de recuperación, donde hubo un incremento de especies; no obstante, el sitio control presentó la riqueza más alta de reptiles, duplicando en número al sitio intervenido con mayor número de especies de reptiles (AP con 5 años de recuperación).

Los sitios intervenidos con el tratamiento AP presentaron mayor abundancia de reptiles que los sitios bajo SG. El incremento en abundancia de reptiles en el sitio AP con un año de recuperación se ve influenciado en gran medida por la presencia del elevado número de individuos de *S. formosus*, que representaron cerca del 95 % de los individuos registrados. A pesar de que *S. formosus* es una especie heliotérmica arbórea (Ramírez-Bautista & Pavón, 2009), al forrajear y termorregular en la superficie del suelo, podría estar ejerciendo

una fuerte influencia competitiva sobre el resto de la comunidad en el sitio. Por su parte, *M. gadovii* fue otra especie de lacertilio abundante, además de ser la única especie de reptil presente en todos los sitios de estudio. A diferencia de *S. formosus*, *M. gadovii* presentó valores de abundancia similares en los sitios bajo SG, mientras que en los sitios bajo AP mostró una tendencia al incremento en número conforme aumentaba el tiempo de recuperación de los rodales y la acumulación de hojarasca fue mayor. De acuerdo con Canseco-Márquez, Campbell, Ponce-Campos, Muñoz-Alonso, & García-Aguayo (2007), estos sitios son preferidos por *M. gadovii* debido a que los utiliza para alimentarse y refugiarse.

Los valores de diversidad verdadera demostraron que para los anfibios se mantuvo la diversidad a pesar de las diferencias en la intensidad de los tratamientos, ya que la magnitud de la diferencia entre sitios fue relativamente baja, incluso si se compara con el sitio control. En cambio, para el caso de los reptiles las diferencias de diversidad entre sitios fueron más acentuadas, ya que al comparar el valor máximo de diversidad obtenido en el sitio control (7.17 especies efectivas) con los demás sitios se observó una disminución de la diversidad, que en promedio fue aproximadamente del 33 % en los sitios bajo el tratamiento intensivo y de un 28 % en los sitios con baja intensidad. Esto concuerda con los resultados obtenidos por Pough, Smith, Rhodes y Collazo, (1987); Petranka, Brannon, Hopey y Smith (1994); DeMaynadier y Hunter (1995, 1998), Vitt et al. (1998) y Vallan (2002) quienes documentan que la diversidad de reptiles puede ser baja en bosques recién intervenidos o en etapas de regeneración temprana en comparación con bosques maduros. Lo anterior podría indicar que los sitios recién aprovechados y en regeneración temprana proveen un menor número de microhábitats disponibles para especies de bosques maduros, por lo que los reptiles podrían verse obligados a desplazarse hacia áreas contiguas que presenten condiciones similares a las del sitio antes de ser intervenido.

En este trabajo, la similitud en composición total de especies de herpetofauna entre sitios fue relativamente baja. La mayoría de las especies de anfibios estuvieron presentes en casi todos los sitios (con excepción del sitio AP y cinco años de recuperación); sin embargo, la composición de especies de reptiles es más heterogénea entre tratamientos y etapas sucesionales, en particular de los sitios intervenidos con el tratamiento intensivo y con avanzado grado de recuperación. A pesar de que los bosques alterados son considerados ecosistemas con gran importancia faunística, debido a la diversidad y disponibilidad de hábitats disponibles (Vargas & Bolaños, 1999), es probable que la influencia de la homogeneidad estructural de la vegetación creada por rodales con árboles de la misma edad, en sitios intervenidos con AP, limiten la variabilidad de microhábitats disponibles para diferentes especies de herpetofauna, afectando principalmente a aquellas especies especialistas de hábitat (Urbina-Cardona & Londoño-Murcia, 2003). Además, esta diferencia se vio influenciada por el aumento de especies de reptiles en el sitio AP con cinco años de recuperación y el incremento de especies de anfibios en el sitio con diez años de recuperación e intervenido con el mismo tratamiento, mostrando una disimilitud del 86 % en la composición de especies.

A pesar de las intensas actividades forestales desempeñadas en bosques de la comunidad de San Pedro el Alto, la presencia de *P. conanti* en áreas de aprovechamiento forestal sugiere que existen las condiciones de hábitat necesarias para albergar especies que requieren de hábitat conservados. Dado que es una especie rara debido a su baja representatividad en listados y colecciones científicas (Parra-Olea, Wake, & Hanken, 2008), dicha especie puede considerarse indicadora de buena calidad del hábitat.

La manera en que anfibios y reptiles responden a los disturbios del hábitat depende en gran medida de sus características poblacionales, así como de su habilidad para adaptarse a las nuevas condiciones (Urbina-Cardona y Londoño-Murcia, 2003), además de que la

frecuencia e intensidad de dichas alteraciones pueden determinar la diversidad herpetofaunística en zonas de aprovechamiento forestal (Macip-Ríos & Muñoz-Alonso, 2008).

AGRADECIMIENTOS

A las autoridades de San Pedro el Alto, Zimatlán, por todo el apoyo incondicional para la elaboración de este trabajo. A César Benítez Díaz por su apoyo en el trabajo de campo. Al Instituto Politécnico Nacional de México por el financiamiento proporcionado al segundo autor para la realización de este trabajo (apoyos SIP-20131154, SIP-20141162 y SIP-20151481).

RESUMEN

El desarrollo de técnicas y tratamientos silvícolas tiene como objetivo principal el aumento de la productividad forestal, al mismo tiempo que minimiza el impacto sobre la diversidad. A pesar de ello, estas actividades modifican la estructura de la vegetación, así como el clima local, alterando la composición de las comunidades. El efecto de estos cambios puede ser mayor en aquellos grupos taxonómicos con alta sensibilidad a las alteraciones del hábitat, como es el caso de los anfibios y reptiles, que al ser los únicos vertebrados terrestres ectotermos, pueden verse seriamente afectados por las variaciones de clima local. El presente trabajo tiene como objetivo conocer las diferencias en diversidad de anfibios y reptiles en un bosque templado bajo dos tratamientos silvícolas (uno intensivo y otro de baja intensidad) y con diferentes tiempos de regeneración (uno, cinco y diez años) en la Sierra Sur del estado de Oaxaca, México. Se obtuvieron registros de 21 especies de herpetofauna (seis anfibios y 15 reptiles). La riqueza total de especies fue similar en ambos tratamientos; sin embargo, la composición varió entre sitios con diferentes tiempos de recuperación. La mayor abundancia de anfibios se presentó en los sitios con el tratamiento de baja intensidad, mientras que los reptiles fueron más abundantes en los sitios con el tratamiento intensivo. Se observó un mayor número de especies raras en los sitios intervenidos con el tratamiento intensivo, aunque los valores de diversidad verdadera de anfibios fueron similares entre tratamientos con intensidades diferentes, mientras que en los reptiles se observó una diversidad 33 % menor en los sitios bajo el tratamiento intensivo y un 28 % en los sitios con baja intensidad respecto al sitio control. Un Análisis de Complementariedad mostró una diferencia de hasta 86 % de disimilitud entre la composición de especies en sitios con el tratamiento intensivo. La intensidad del tratamiento estuvo asociada con un aumento en el número de especies, sin

embargo la manera en que responden ante las modificaciones de hábitat depende en gran medida de las características poblacionales de cada especie, así como su habilidad de adaptación a las nuevas condiciones del hábitat.

Palabras clave: abundancia, diversidad, herpetofauna, impacto, explotación forestal, Oaxaca.

REFERENCIAS

- Aguirre, C., Aguirre, A., Muñoz, F., Gonzales, C., & Arteaga, B. (1992) Estudio de algunos factores que afectan el establecimiento y desarrollo de la regeneración natural de *Pinus montezumae*. *Agrociencia (Serie Recursos Naturales Renovables)*, 2(1), 41-53.
- Aldape-López, C. & Santos-Moreno, A. 2016. Ampliación de la distribución geográfica de *Abronina oaxacae* (squamata: anguidae) y *Tantalophis discolor* (squamata: colubridae) en el estado de Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 32(1), 116-119.
- Cáceres-Andrade, S. P. & Urbina-Cardona, J. N. (2009). Ensamblajes de anuros de sistemas productivos y bosques en el piedemonte llanero, Departamento del Meta, Colombia. *Caldasia*, 31, 175-194.
- Calderón-Mandujano, R., Galindo-Leal, C., & Cedeño-Vázquez, R. (2008). Utilización de hábitat por reptiles en estados sucesionales de selvas tropicales de Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 24, 95-114.
- Campbell, J. A., & Frost, D. R. (1993). Anguid lizard of the genus *Abronina*: Revisionary notes, descriptions of four new species, a phylogenetic analysis and key. *Bulletin of American Museum of Natural History*, 216, 1-121.
- Canseco-Márquez, L., Campbell, J. A., Ponce-Campos, P., Muñoz-Alonso, A., & García-Aguayo, A. (2007). *Mesaspis gadovii*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-4. Retrieved from <http://www.iucnredlist.org/details/63713/0>
- Colwell, R. K., & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, 345, 101-118.
- Currylow, A. F., MacGowan, B. J., & Williams, R. N. (2012). Short-term forest management effects on a long-lived ectotherm. *PLoS ONE*, 7(7), e40473.
- Demaynadier, P. G., & Hunter, M. L. (1995). The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environmental Reviews*, 3, 230-261.
- Demaynadier, P. G., & Hunter, M. L. (1998). Effects of silvicultural edges on the distribution and abundance



- of amphibians in Maine. *Conservation Biology*, 12, 340-352.
- Didham, R., & Lawton, J. (1999). Edge structure determines the Magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica*, 31, 17-30.
- Flores-Villela, O., Mendoza, Q., & González, G. (1995). Recopilación de claves para la determinación de anfibios y reptiles de México. *Publicaciones Especiales del Museo de Zoología*, 10, 1-285.
- Flores-Villela, O. & Canseco-Márquez, L. (2004). Nuevas especies y cambios taxonómicos para la herpetofauna de México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 20, 1-31.
- Fredericksen, T. S., Ross, B. D., Hoffman, W., Ross, E., & Morrison, M. L. (2000). The impact of logging on wildlife: A study in northeastern Pennsylvania. *Journal of Forestry*, 98, 4-10.
- Frost, D. R., Grant, T., Faivovich, J. N., Bain, R. H., Haas, A., Haddad, C. F. B., ... Wheeler, W. C. (2006). The amphibian tree of life. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 297, 1-370.
- Galindo-Leal, C., Cedeño-Vazquez, J. R., Calderón, R., & Augustine, J. (2003). Arboreal frogs, tank bromeliads and disturbed seasonal tropical forest. *Contemporary Herpetology*, 1, 1-14.
- García, D. (2009). "Compartiendo Experiencias Forestales" *La Cooperación Científica-Técnica México-Finlandia en Materia Forestal (1989-1994) como factor de desarrollo de la Comunidad Indígena de San Pedro el Alto, Zimatlán de Álvarez, Oaxaca* (Tesis de Licenciatura). Universidad Autónoma de México, México.
- Gascon, C., Lovejoy, T., Bierregaard, R., Malcolm, J., Stouffer, P., Vasconcelos, H., ... Borges, S. (1999). Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91, 223-229.
- Gerez, F. P. & Purata, S. E. (2008). *Guía Práctica Forestal de Silvicultura Comunitaria*. SEMARNAT/CONAFOR/CCMSS. México. Recuperado de <http://www.unesd2012.org/content/documents/485BEED8d01.pdf>
- Krishnamurthy, S. V. (2003). Amphibian assemblages in undisturbed and disturbed areas of Kudremukh Park, central Western Ghats, India. *Environmental Conservation*, 30, 274-282.
- Jost, I. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113, 363-375.
- Jost, I. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88, 2427-2439.
- Lozada, J., & Arends, E. (1998). Impactos ambientales del aprovechamiento forestal en Venezuela. *InterCiencia*, 23(2), 74-83.
- Mata-Silva, V., Johnson, J. D., Wilson, L. D., & García-Padilla, E. (2015). The herpetofauna of Oaxaca, Mexico: composition, physiographic distribution, and conservation status. *Mesoamerican Herpetology*, 2, 6-62.
- Macip-Rios, R. & Muñoz-Alonso, A. (2008). Diversidad de lagartijas en cafetales y bosque primario en el Soconusco chiapaneco. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79, 185-195.
- MacAleece, N., Gage, J. D., Lamshead, J., & Patterson, G. L. J. (1997). *Biodiversity Professional*. United Kingdom: The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science.
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., & Pavón, N. P. (2011). Reanalizando la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82, 1249-1261.
- Parra-Olea, G., Wake, D., & Hanken, J. (2008). *Pseudoeurycea conanti*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-4. Retrieved from <http://www.iucnredlist.org/details/59375/0>
- Pearman, P. B. (1997). Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. *Conservation Biology*, 11, 1211-1225.
- Petranka, J. W., Brannon, M. P., Hopey, M. E., & Smith, C. K. (1994). Effects of timber harvesting on low elevation populations of southern Appalachian salamander. *Forest Ecology and Management*, 67, 135-147.
- Pough, F. H., Smith, E. M., Rhodes, D. H., & Collazo, A. (1987). The abundance of salamander in forest stands with different histories of disturbance. *Forest Ecology and Management*, 20, 1-9.
- Ramírez-Bautista, A., & Pavón, N. P. (2009). Sexual dimorphism and reproductive cycle in the arboreal spiny lizard *Sceloporus formosus* Wiegmann (Squamata: Phrynosomatidae) from central Oaxaca, México. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82, 553-563.
- Renken, R. B., Gram, W. K., Fantz D. K., Richter S. C., & Miller T. J. (2004). Effects of forest management on amphibians and reptiles in Missouri Ozark forests. *Conservation Biology*, 18, 174-188.
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27, 379-423.
- SmartWood (2006). *Resumen Público de Certificación de la Comunidad San Pedro El Alto*. New York, USA: SmartWood Program c/o Rainforest Alliance. Retrieved from http://www.rainforest-alliance.org/forestry/documents/san_pedro.pdf



- Smith, D. M., Larson, B. C., Kelty, M. J., & Ashton, P. (1997). *The practice of silviculture: applied forest ecology*. New York: John Wiley and Sons.
- Suazo-Ortuño, I., Alvarado-Díaz, J., Raya-Lemus, E., & Martiez-Ramos, M. (2007). Diet of the Mexican marbled toad (*Bufo marmoratus*) in conserved and disturbed tropical dry forest. *The Southwestern Naturalist*, 52(2), 305-309.
- Urbina-Cardona, J. N. & Londoño-Murcia, M. C. (2003). Distribución de la comunidad de herpetofauna asociada a cuatro áreas con diferente grado de perturbación en la Isla Gorgona, pacífico colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, 27(102), 105-113.
- Vallan, D. (2002). Effects of anthropogenic environmental changes on amphibian diversity in the rainforests of eastern Madagascar. *Journal of Tropical Ecology*, 18, 725-742.
- Vargas, F., & Bolaños, M. E. (1999). Presencia de reptiles en la región de Achicayá, Pacífico Colombiano, a través de un gradiente de deforestación. *Caldasia*, 21(2), 235-238.
- Vitt, L. J., Avila-Pires, C. S., Caldwell, J. P., & Oliveira, V. R. (1998). The impact of individual tree harvesting on thermal environments of lizards in Amazonian rain forest. *Conservation Biology*, 12(3), 654-664.
- Whittaker, R. H. (1965). Dominance and diversity in land plant communities. *Science*, 147, 250-260.



CAPITULO III

DINAMICA POBLACIONAL DE DOS ESPECIES DE SAURIOS EN AREAS DE MANEJO FORESTAL

INTRODUCCIÓN

Un aspecto importante a considerar para la conservación de cualquier especie es el conocimiento de su estructura poblacional, es decir la proporción de sexos, categorías de edades, así como el estatus reproductivo de los individuos de una población. A la par, la dinámica poblacional juega un papel fundamental en el estudio de la fauna silvestre, la cual se encarga de conocer los cambios que sufren los individuos que conforman una población y entenderlos a lo largo del tiempo, así como los factores que causan dichos cambios (Lemos-Espinal y Amaya-Elias, 1986). Por lo tanto, conocer la estructura y dinámica poblacional de las especies es base primordial para determinar el estado de conservación de las mismas.

Se sabe que las poblaciones fluctúan naturalmente de manera cíclica aumentando o decreciendo en número y éstas pueden verse afectadas por diversos factores como el número de crías que puede tener una hembra, el promedio de vida, la competencia y depredación, además de la influencia de variaciones climáticas y/o eventos estocásticos que afectan directamente a la poblaciones (Lemos *et al.*, 2005). Tales cambios son el resultado del uso y aprovechamiento de los recursos por parte de los individuos que conforman una población, ya que los requerimientos y habilidades para obtener recursos difieren entre sexos, edad y estados reproductivos (Gilliam y Fraser, 1988). Más aún, cuando un ecosistema es perturbado la disposición de recursos podría modificarse ejerciendo una fuerte influencia en la dinámica de una población.

Como se ha descrito, las intervenciones forestales representan una presión constante a los bosques, porque propician cambios en la estructura de la vegetación y condiciones climáticas, convirtiéndolos en un mosaico con fragmentos de bosque con diferentes edades de regeneración. Como se sabe, la vegetación juega un papel determinante en las comunidades y poblaciones faunísticas y su modificación puede propiciar oscilaciones en la

dinámica y estructura poblacional de diversas especies (Suazo-Ortuño *et al.*, 2007). Sin embargo la respuesta a estas oscilaciones depende de los atributos de cada especie, siendo que en algunos casos podrían verse beneficiadas incrementando su tamaño poblacional (Lantschner y Rusch, 2007), pero en el peor de los casos la consecuencia es la pérdida de todos los individuos de una población (extinción local) (Primack *et al.*, 2001).

Métodos de captura-recaptura

La estimación de la abundancia de los individuos de una población en un área y periodo de tiempo determinado es esencial para estudiar su dinámica poblacional, sin embargo resulta muy complicado realizar conteos completos (censo) de todos los individuos que componen una población (Cooch y Dhondt, 2004). Para tal efecto se han desarrollado diversas técnicas y métodos para la estimación de la abundancia con un margen de error aceptable. Si bien, existen diferentes maneras de estimar la abundancia como calcular el número de individuos por unidad de área (densidad absoluta) o calcular el número de individuos en una población en relación a otra (densidad relativa; González-Romero, 2014), existen otros métodos basados en modelos de probabilidad, cuya estructura obedece a los supuestos biológicos en que estos modelos se fundamentan (Alpizar-Jara, 2000).

El método de captura-recaptura es el método mayormente empleado para estimar el tamaño de poblaciones faunísticas y está basado en la captura, marcaje, liberación y recaptura de un número conocido de individuos. Existen variantes de esta técnica, las cuales van desde el marcaje y recapturas únicas, hasta la captura y recaptura múltiple (Sánchez-Cordero *et al.*, 1997; González-Romero, 2014). Estos modelos matemáticos se dividen en dos grupos de acuerdo con los supuestos que contienen (Begon, 1979):

- 1) Modelos matemáticos para poblaciones demográficamente cerradas, los cuales no consideran variación en ganancia y pérdida de individuos, es decir, asumen que durante las sesiones de trampeo no se presentan muertes, nacimientos ni migración de individuos. Estos modelos se enfocan en dar una estimación instantánea del tamaño de la población en tiempo y espacio determinado (White *et al.*, 1982).

2) Modelos matemáticos para poblaciones demográficamente abiertas, los cuales si consideran cambios en la población por nacimientos, muertes y migración. Estos modelos son más complejos pero realistas, ya que incorporan variaciones en la probabilidad de captura de individuos durante las sesiones de trampeo (Pollock *et al.*, 1989; Santos-Moreno *et al.*, 2007).

En términos generales, el método de captura-recaptura involucra la colecta de dos o más muestras de la población de interés. Durante una primera campaña de captura (S_1) todos los individuos capturados son marcados con algún dispositivo o método adecuado para identificarlos en campañas posteriores y son liberados en el mismo sitio, permitiendo que se mezclen con el resto de la población. Después de cierto periodo de tiempo, los individuos son capturados nuevamente. Durante este segundo periodo de captura (S_2) algunos individuos presentarán las marcas realizadas en el periodo anterior de captura, mientras que el resto serán capturas nuevas. A partir de la proporción de individuos marcados y no marcados se elabora un historial de capturas y se puede realizar una estimación de la población, siempre y cuando se cuente con un número suficiente de individuos marcados y recapturados (Smith y Smith, 2001).

Algunas de las ventajas que proporciona el método de captura-recaptura son las de estimar la abundancia absoluta de individuos de una población, además de ser útil para evaluar diferentes parámetros demográficos de especies que se encuentren en condiciones naturales como son la natalidad, mortalidad e incluso patrones de movimiento (Lande *et al.*, 2002). Sin embargo también tiene sus limitantes, siendo las de mayor peso el tiempo y esfuerzo de colecta, además de los supuestos que suelen ser muy estrictos (Badii *et al.*, 2012). Los parámetros a estimar pueden ser combinados en modelos poblaciones que simulan y evalúan la viabilidad y dinámica poblacional de una especie a lo largo del tiempo, así como las presiones a las que pueden estar sometidas (Akçakaya y Sjörn-Gulve, 2000).

La supervivencia es otro parámetro demográfico fundamental para describir los cambios en la población de una especie en particular (Cooch y Dhondt, 2004). Para tal efecto, el modelo Cormack-Jolly-Seber (CJS) es el modelo básico para estudios donde se

pretende estimar las probabilidades de supervivencia y captura en poblaciones con varios periodos de capturas de animales vivos (Cormack, 1964; Jolly, 1965; Seber, 1965).

El modelo CJS es de uso frecuente en los trabajos de ecología de campo, en los cuales los individuos de una población presentan una detectabilidad imperfecta (Munguía-Steyer, 2010). Dicho modelo permite disociar la probabilidad de supervivencia (ϕ) de la de captura (p) a partir del historial de capturas, el cual es construido a partir de las sesiones de captura-recaptura y consiste básicamente en una matriz constituida de ceros (0's; no captura del individuo en un periodo de tiempo determinado) y unos (1's; captura del individuo) (Lebreton et al., 1992, Amstrup 2005). El parámetro de recaptura (p) comienza a contabilizarse a partir de la segunda visita, ya que el modelo CJS trata con los individuos capturados que han sido marcados previamente. La probabilidad de supervivencia está condicionado al estado previo de la captura, mientras que la probabilidad de captura no lo es a no ser que existan efectos de comportamiento (Munguía-Steyer, 2010). Cuando se incrementan los periodos de captura es posible replantear la relación entre las probabilidades de supervivencia y recaptura (Cuadro 5).

Cuadro 5. Ejemplo de historial de capturas y notación de las probabilidades de supervivencia (ϕ) y captura (p) con tres periodos de captura.

Historias de encuentro	Probabilidades
111	$\phi_1 p_2 \phi_2 p_3$
110	$\phi_1 p_2 [\phi_2 (1-p_3) + (1-\phi_2)] = \phi_1 p_2 (1-\phi_2 p_3)$
101	$\phi_1 (1-p_2) \phi_2 p_3$
100	$(1-\phi_1) + \phi_1 (1-p_2)(1-\phi_2) + \phi_1 (1-p_2) \phi_2 (1-\phi_3) = 1 - \phi_1 p_2 - \phi_1 (1-p_2) \phi_2 p_3$
011	$\phi_2 p_3$

Los supuestos del modelo CJS son:

1. Cada animal marcado en el tiempo (i) tiene la misma probabilidad de ser recapturado (p_i).
2. Cada animal marcado en la población en el tiempo (i) tiene la misma probabilidad de sobrevivir al tiempo (i+1).
3. Las marcas no se caen o borran, son detectables.

4. El proceso de colecta de la información durante las visitas es instantáneo, relativo al intervalo de tiempo transcurrido entre el tiempo (i) y el tiempo (i+1).

Existen otros métodos para evaluar el tamaño poblacional, los cuales están basados en métodos numéricos. Los métodos de enumeración consisten en un conteo progresivo del número de individuos capturados y recapturados en las sesiones de trampeo. El método numérico mayormente empleado es el método del Número Mínimo Vivo (NMIV) propuesto por Krebs (1966). Este método ha sido ampliamente usado en estudios poblacionales de pequeños mamíferos (Nichols y Pollock, 1983) por ser más confiable que otros métodos de uso común, tales como el modelo de enumeración directa, el cual tiende a subestimar la densidad de la población (Smith 1968; Cameron 1977), además de que los cálculos son más sencillos en comparación con los métodos probabilísticos y sus estimaciones son proporcionales a las obtenidas por los mismos métodos (Slade y Blair 2000; Santos-Moreno, 2008).

ANTECEDENTES

En un intento por entender los efectos de las perturbaciones en los cambios poblacionales, se han realizado estudios demográficos con diferentes grupos de fauna en áreas y tiempos determinados. La mayoría de los estudios demográficos se han enfocado en aves (Mardsen, 1998, Zulema-Quinteros *et al.*, 2001) y mamíferos (Boyce, 1981), con especial interés en el grupo de los roedores (Fleming, 1975; Eisenberg, 1981; Martínez-Gallardo, 1995; Nupp y Swihart 1996; García-Estrada *et al.*, 2002). En relación a la herpetofauna la mayoría de los estudios demográficos han sido dirigidos a anfibios debido a la crisis mundial actual sobre la pérdida de especies y poblaciones que ha ocurrido en las últimas décadas (Lips *et al.*, 2004, 2005; Muñoz-Alonso, 2010) y en menor proporción en reptiles (Gadsden-Esparza, 2008; Rose *et al.*, 2013, Greenberg *et al.*, 2016).

Entre los reptiles, los saurios han sido utilizados con mayor frecuencia para desarrollar trabajos sobre su dinámica poblacional, con algunos estudios del género *Sceloporus* (Dunham, 1981; Parker, 1994; Lemos-Espinal *et al.*, 1998; Ortega-Rubio *et al.*, 2000; Hokit y Branch, 2003; Gadsden y Estrada-Rodríguez, 2008; Rodríguez-Romero *et al.*, 2011; Torres-Barragán, 2015) con la finalidad de evaluar el tamaño poblacional, la

supervivencia, proporción de sexos, la estructura de edades e incluso la tasa de crecimiento (Dunham, 1981).

Una de las interrogantes más importantes en estudios de poblaciones con saurios es conocer los factores que regulan los tamaños poblacionales. Los efectos de la fragmentación y pérdida del hábitat a menudo son citados como las principales causas del declive de las poblaciones de lacertilios y estos han sido evidenciados mediante estudios demográficos (en particular de lagartijas del género *Sceloporus*), en donde señalan que algunas poblaciones se ven afectadas manera negativa por el decremento del tamaño del parche de vegetación (Shine y Charnov, 1992). Autores como Shaffer (1981) y Gilpin y Soualé (1986) afirman que el tamaño del fragmento afecta directamente las poblaciones de saurios, al grado de determinar su supervivencia, debido al riesgo de extinción latente a causa de procesos estocásticos. Poblaciones de tamaño pequeño presentan tasas de extinción mayor en comparación con poblaciones grandes, debido a las fluctuaciones en los procesos ambientales y demográficos.

Algunos datos sugieren que existe una asociación positiva entre la abundancia, supervivencia y reclutamiento con el tamaño del fragmento de vegetación para los individuos de lagartijas de ambos sexos (Hokit y Branch, 2003). En ambientes fragmentados, el resultado de la transición entre hábitats adyacentes (efecto de borde) favorece la invasión de especies generalistas propias de la matriz (Murcia, 1995; Santos y Tellería, 2006) y perjudica la permanencia de las especies que habitan en los fragmentos (Haila, 2002). En general, los diferentes agentes de perturbación actúan de manera sinérgica y sus efectos combinados pueden ser bastante perjudiciales (Martorell y Peters, 2005).

Por otro lado, las modificaciones del hábitat propician cambios de clima locales que determinan las fluctuaciones de la población. Investigaciones como la de Vitt *et al.*, (1998) indican que existe una relación positiva en el aumento de la temperatura y radiación solar con el incremento de especies heliotérmicas, ya que en sitios de dosel abierto encuentran las condiciones de hábitat ideales para prosperar. Sin embargo también se da el caso de especies no heliotérmicas que pueden verse seriamente afectadas por la apertura de

dosel promoviendo su desplazamiento a áreas con mayor cobertura de vegetación (Goldingay *et al.*, 1996).

Considerando el alto número de saurios observados en los sitios con intervenciones recientes bajo cada tratamiento presentado en el capítulo anterior, se optó por realizar un estudio sobre la dinámica poblacional de las dos especies más abundantes presentes en áreas de manejo forestal de San Pedro el Alto. Las especies elegidas para el estudio fueron *Sceloporus formosus* y *Mesaspis gadovii* por ser las más abundantes, además de presentar características ecológicas contrastantes.

A pesar de contar con información sobre las tendencias poblacionales de diferentes especies de lacertilios ante las perturbaciones de hábitat, los estudios realizados con el género *Sceloporus* son limitados, mientras que no existe información al respecto de especies pertenecientes al género *Mesaspis*. Para el caso en cuestión, la información sobre la dinámica poblacional de ambas especies es nula por lo que en este estudio es de gran interés conocer los cambios demográficos por el manejo forestal.

Descripción de las especies de estudio.

Sceloporus formosus (Weigmann, 1834) es un saurio de talla media que en promedio presenta una longitud hocico-cloaca (LHC) máxima de 88mm y se caracteriza por tener un par de manchas negras en los hombros, 34 escamas dorsales en promedio, 46 ventrales y 39 filas de escamas alrededor del cuerpo; 16 poros femorales; en la cabeza presenta el área internasal cubierta por escamas relativamente grandes generalmente dispuestas en uno, dos o tres pares, las supraoculares son pequeñas (Smith, 1939). La coloración en machos es iridiscente en tonalidades verdes y azul olivo en la superficie dorsal, con la prominente mancha negra en cada uno de los hombros, en la región ventral presenta una banda azul cobalto a cada uno de los lados bordeada por una banda negra. Las hembras presentan en la región dorsal una coloración parda con las manchas de los hombros más angostas que en los machos. La región ventral es immaculada, salvo algunas

excepciones en las que algunos organismos presentan una coloración azul bastante tenue (Figura 6).



Figura 6. Dimorfismo sexual de *Sceloporus formosus*. Ejemplares macho (izquierda) y hembra (derecha).

La distribución de *S. formosus* se restringe al territorio nacional, abarcando principalmente las zonas montañosas de la región sur de México. Se encuentra en los estados de Guerrero, Oaxaca, Puebla, y Veracruz a altitudes que van de los 1500 hasta los 3000 metros en bosques templados de pino, pino-encino y bosque mesófilo de montaña (Smith y Taylor, 1996). Esta especie presenta amplia tolerancia a la luz y radiación solar (heliotérmica) por lo que es común encontrarla en áreas abiertas (Ramírez-Bautista y Pavón, 2009).

Mesaspis gadovii es el único miembro de mayor talla de su género. El patrón de coloración consiste de pardo a pardo-rojizo en la parte dorsal, presentando barras verticales en los flancos, que en ocasiones llega a tener tonalidades amarillentas. Las barras de los costados en ocasiones se extienden en el dorso en forma de bandas cruzadas en. La parte superior de la cabeza es similar al dorso, pero los labios son muy coloridos con líneas blancas o amarillas bordeadas por líneas negras. El vientre está fuertemente manchado en machos y en menos proporción e hembras. La cola es similar al patrón de coloración del dorso. Las extremidades son moteadas (Figura 7) (Good, 1988).



Figura 7. Individuo de *Mesaspis gadovii*.

Mesaspis gadovii presenta una distribución limitada, restringida a las montañas de la Sierra Madre del Sur, en los estado de Oaxaca y Guerrero (Figura 8) en bosques de pino y pino-encino (Canseco-Márquez *et al.*, 2007). Esta especie tiene preferencia por áreas con una densa capa de hojarasca por lo que es común encontrarla en fragmentos de bosque con etapas avanzadas de regeneración (García-Rosales y Martínez-Coronel, 2016).



Figura 8. Distribución de *Sceloporus formosus* (sombreado) y *Mesaspis gadovii* (puntos) en México.

OBJETIVOS

Objetivo general

- Evaluar los cambios poblacionales de *Sceloporus formosus* y *Mesaspis gadovii* en sitios bajo la influencia de tratamientos silvícolas de diferente intensidad en la comunidad de San Pedro el Alto, Zimatlán, Oaxaca.

Objetivos particulares

- Estimar el tamaño poblacional, la probabilidad de captura y supervivencia de dos especies de saurios a diferentes edades de regeneración en bosques intervenidos bajo el tratamiento arbole padre (intensivo) y selección en grupo (baja intensidad).
- Conocer la proporción de sexos de cada especie bajo cada tratamiento en cada estado sucesional
- Conocer la estructura de edades de cada especie en cada estado sucesional

HIPOTESIS

Debido a que las especies de estudio difieren en características biológicas y ecologías, se espera encontrar diferencias en probabilidades de supervivencia, captura y tamaño poblacional entre tratamientos y etapas sucesionales. *S. formosus* al ser una especie heliotérmica con preferencia por áreas abiertas, mostrará mayores probabilidades de captura, supervivencia y tamaño de la población en los sitios recién aprovechados y mientras se avance en las etapas sucesionales su representatividad será menor, caso contrario a *Mesaspis gadovii*, de la cual al no ser una especie heliotérmica y con preferencia con sitios que presenten gran acumulación de hojarasca se espera un incremento en tamaño poblacional y probabilidades de captura y supervivencia conforme más maduro sea el bosque.

METODOS

Área de estudio

La investigación se realizó en los mismos sitios de estudios utilizados en el apartado anterior, a excepción del sitio control, el cual tuvo que ser cambiado por problemas agrarios (Figura 9).

El sitio AP 1 año se localiza en las coordenadas UTM zona 14 $x=696455$; $y=1850497$. Presenta condiciones de dosel abierto con escasos árboles (17 por hectárea) que fungen como árboles padres (de ahí el nombre del tratamiento) o semilleros. El estrato predominante es el herbáceo y arbustivo. El sitio AP 5 años, ($x=701185$; $y=1852413$) está dominado por árboles de pino que miden entre 4 y 5 m de altura. La cobertura del dosel es cerrada y hay un escaso ingreso de luz solar por lo que la vegetación del sotobosque está suprimida y es escasa, además de presentar gran acumulación de hojarasca. El sitio AP 10 años (701176 ; $y=1853187$) está conformado por árboles de 10 y 15 metros de altura, el dosel es cerrado, sin embargo la entrada de luz llega hasta el suelo, permitiendo el restablecimiento de la vegetación herbácea. El sitio SG 1 año ($x=700805$; $y=1853007$) está conformado por árboles que miden entre 10 y 15 metros que permite. Presenta claros en el dosel lo que permite la entrada de luz hasta el suelo favoreciendo el desarrollo del sotobosque. El sitio SG 5 años ($x=700849$, $y=1853270$) está conformado en su mayoría por árboles que alcanzan hasta los 15 metros. Hay presencia de claros en el dosel, sin embargo el desarrollo de los árboles jóvenes ocupa los sitios disponibles por lo que hay una mayor proyección de sombra en el suelo y un menor desarrollo del sotobosque. El sitio SG 10 años ($x=697733$; $y=1850062$) se caracteriza por presentar un dosel cerrado, pero por las características verticales que presenta permite el ingreso de luz hasta el suelo, favoreciendo el desarrollo del sotobosque. El sitio control ($x=701245$; $y=1853372$) se caracteriza por presentar una estructura vegetal compleja con diversos estratos vegetales y representantes de pino (y en menor proporción encinos) con tallas de 15 a 20 metros. El dosel es cerrado, pero la presencia de claros por la caída natural de árboles y ramas permite el ingreso de luz favoreciendo el desarrollo de sotobosque por manchones.

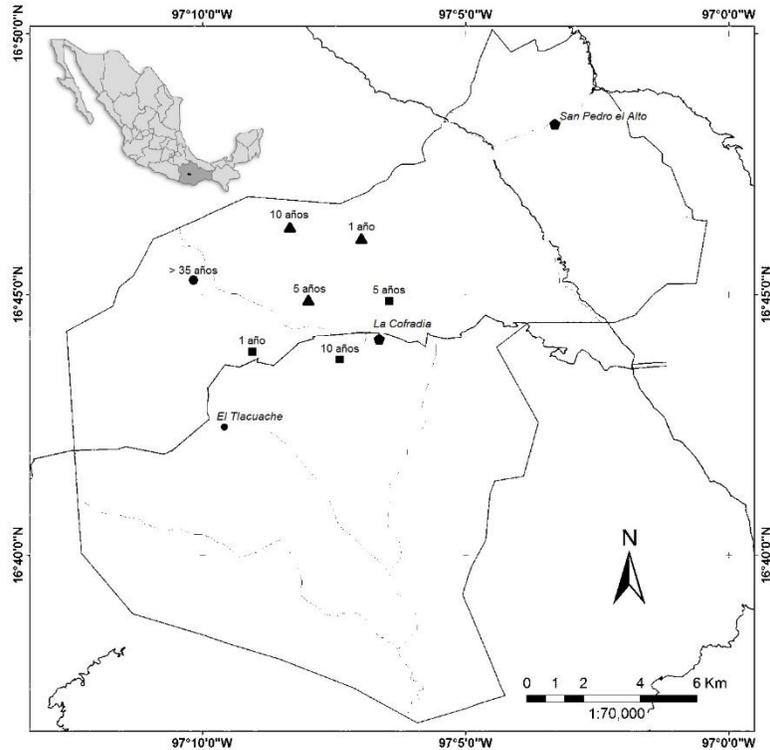


Figura 9. Localización de sitios de estudio en San Pedro el Alto, Zimatlán, Oaxaca. ■ Tratamiento AP, ▲ Tratamiento SG y ● Sitio Control

Toma de datos demográficos

El estudio se realizó de enero de 2014 a diciembre de 2015 abarcando salidas mensuales con duración de cuatro días. Cada rodal fue recorrido casi en su totalidad abarcando una hectárea (ha) para la búsqueda y captura de individuos. Adicionalmente fueron utilizadas las mismas trampas de caída (*pitfall traps*) que sirvieron para el registro de diversas especies de herpetofauna descritas en el apartado anterior. Las trampas estuvieron activas las 24 horas de cada campaña de muestreo (4 días) dando un total de 96 horas/mes.

Los ejemplares capturados en cada periodo fueron marcados mediante la ectomización de falanges en combinaciones específicas de 1-2 dedos por extremidad siguiendo un código predefinido (Huey *et al.*, 1990) para identificarlos en capturas subsecuentes. Se optó por este método porque las marcas no se pierden con el tiempo, además de proporcionar ciertas ventajas como minimizar el tiempo de manipulación de los

animales, así como el de no tener un efecto negativo significativo en la capacidad locomotriz y la supervivencia de los lacertilios (Borges-Landaez y Shine, 2003; Hudson, 1996).

En cada encuentro de captura se registró fecha, hora de captura, localización, condiciones climáticas y se tomaron medidas de la longitud hocico-cloaca (HCL), longitud de cola (LC), línea de ruptura de la cola (LR) solo en caso de que la presentara, sexo y clase de edad en función de la longitud HCL. Posteriormente fueron marcados y liberados inmediatamente en el mismo lugar de captura.

Cobertura vegetal

En cada sitio de estudio se establecieron 10 parcelas circulares de 5.7 m de radio (0.1 has) sobre un transecto lineal separadas 10 m entre parcelas, con la finalidad de realizar una descripción de la estructura vegetal (Elzinga *et al.*, 2001). En cada parcela se contabilizó el número de árboles y se midió el porcentaje de cobertura del dosel mediante fotografías hemisféricas (Promis *et al.*, 2012). Respecto a la vegetación arbustiva se tomaron datos de densidad y cobertura. Se obtuvieron imágenes de la vegetación herbácea desde una perspectiva vertical (1.3 m de altura) y se midió el espesor de hojarasca en cada estado sucesional. Las imágenes de la cobertura de dosel así como de la vegetación herbácea fueron analizadas mediante el programa ColCab 2.

Análisis de datos

Estructura de la vegetación

Con los datos obtenidos de cada sitio de estudio, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) con la finalidad de conocer la diferencia de las medias de cada factor de variación entre sitios mediante la prueba de comparación múltiple de Tukey-Kramer. Los análisis se realizaron con el paquete estadístico NCSS versión 11.

Probabilidades de captura y supervivencia (Cormack–Jolly–Seber)

Con la información recabada se construyeron historiales de captura de los individuos capturados y marcados en cada sitio de estudio. Los historiales fueron

analizados y modelados con el software Mark 8.0 (White y Burnham, 1999), recapturas vivas con el fin de estimar las probabilidades de supervivencia (ϕ) y captura (p) mediante el modelo de Cormack–Jolly–Seber (Lebreton *et al*, 1992).

Para la estimación de las probabilidades de captura y supervivencia se generaron modelos considerando el tiempo como factor de cambio. En el Cuadro 6 se describen los modelos generados. Los modelos seleccionados fueron aquellos que se ajustaron mejor a la distribución de las frecuencias observadas de las capturas y recapturas con la menor cantidad de parámetros. La selección se basó en el valor más pequeño del Criterio de Información de Akaike (*Akaike's Information Criterion*, AIC; Burnham y Anderson, 2004) el cual está definido como la probabilidad de obtener los datos observados si el modelo es correcto, (Corrected AIC; AICc). Este método determina qué modelo tiene la probabilidad más alta de ser correcto y la magnitud de esta probabilidad.

Cuadro 6. Descripción y notación de los modelos estimados y comparados para cada sitio de estudio.

Modelo	Descripción
(ϕ, p)	Probabilidades de supervivencia y captura constantes
$(\phi_t - p)$	Supervivencia variable entre temporadas-captura constante
$(\phi_t - p_t)$	Supervivencia y captura variables entre temporadas
$(\phi - p_t)$	Supervivencia constante y captura variable entre temporadas

Tamaño poblacional

La obtención del tamaño poblacional se calculó con el método de Lindenmayer *et al* (1998) mediante la fórmula $N=n/p$, donde N es el tamaño poblacional estimado, n es el número de individuos capturados en la ocasión i y p es la probabilidad de captura estimada en la ocasión i .

Estructura de la población.

La proporción de sexos se determinó mediante la captura de hembras con respecto al número de machos (H:M) por periodo de captura y para el total de la población. Para conocer si existieron diferencias significativas se realizó una prueba de χ^2 ($p \leq 0.05$).

Para cada población se establecieron tres categorías de edades: adulto mayor a 47mm, juvenil entre 46-35mm, y cría cuando era menor a 34mm para *S. formosus* (Ramírez-Bautista y Pavón, 2009) y Adulto mayor de 71mm, Juvenil 35-70mm y cría 28-34 para *M. gadovii* (Ramírez-Pinilla *et al.*, 2009).

RESULTADOS

Caracterización de los sitios de estudio.

Los sitios bajo AP mostraron diferencias significativas en los valores de las variables medidas en cada estado sucesional (anexo). El sitio con la mayor densidad de árboles fue el sitio AP 5 años, mientras que el sitio AP 1 año presentó el menor número de árboles. Caso contrario, la mayor densidad de arbustos estuvo presente en el sitio AP 1 año, mientras que el sitio AP 10 años tuvo la menor densidad de arbustos. Por su parte, los sitios bajo SG presentaron menor variación en las variables de hábitat en comparación con los sitios bajo AP. El control fue el sitio con la estructura vertical más compleja (Cuadro 7).

Cuadro 7. Características físicas de la vegetación en cada sitio de estudio. AP= árboles padre (tratamiento intensivo), SG= Selección en grupo (tratamiento baja intensidad).

Variables	AP			SG			CONTROL
	1 año	5 años	10 años	1 año	5 años	10 años	>35 años
Densidad de árboles (ind/ha)	28	1680	680	440	520	500	645.5
Densidad de arbustos (ind/ha)	1420	40	20	260	160	140	205.5
Cobertura dosel (%)	1.09	80.88	73.89	68.5	78.37	76.91	73.7
Cobertura arbustiva (m ²)	1755.69	20.98	11.22	310.65	254.26	333.83	411.28
Cobertura herbácea (%)	94.42	17.5	49.8	56.06	50.98	52.16	52.64
Hojarasca (cm)	S/H	5.6	7	6.4	6.6	7	6.65

Capturas-recapturas

Se capturó, marcó y liberó un total de 367 ejemplares, de los cuales 315 corresponden a *S. formosus* y 52 a *M. gadovii*. (Cuadro 8). A continuación se describen las

probabilidades de supervivencia, captura, proporción de sexos y estructura de edades por especie.

Cuadro 8. Resumen del número de individuos capturados (n), recapturados (R), proporción de sexos y categorías de edades de *S. formosus* y *M. gadovii* en cada sitio de estudio. H= hembras, M=machos, C=cría, J=juvenil, A=adulto

SITIO	<i>S. formosus</i>								<i>M. gadovii</i>							
	n	R	H	M	Prop.	C	J	A	n	R	H	M	Prop.	C	J	A
1 año AP	156	23	90	66	1.36:1	31	41	84	2	-	-	2	0:2	-	-	2
5 años AP	2	-	1	1	1:1	-	2	-	2	-	2	-	2:0	-	-	2
10 años AP	-	-	-	-	-	-	-	-	34	8	20	14	1.42:1	4	3	27
1 año SG	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	2	4	1:1.5	-	1	5
5 años SG	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	0:1	-	-	1
10 años SG	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	2	1	2:1	-	-	3
Control	157	25	93	64	1.45:1	38	34	85	4	-	3	1	3:1	-	-	4
TOTAL	315	48	184	131	1.4:1	69	77	169	52	8	29	23	1.26:1	4	4	44

En total fueron capturados, marcados y liberados 315 individuos de *S. formosus* en tres sitios: dos en AP 5 años, 156 en AP 1 año y 157 en el sitio Control. Del total, se recapturaron 48 individuos (14.8%) los cuales estuvieron repartidos en dos sitios (AP 1 año y Control; Cuadro 8). Considerando los datos en conjunto el mayor número de individuos capturados se obtuvo en el mes marzo de 2014, mientras que los meses con el menor número de capturas fueron junio, agosto y septiembre de 2015. En el sitio AP 1 año se observaron incrementos en las capturas en los meses de febrero y marzo de 2014 y febrero de 2015 (Figura 10).

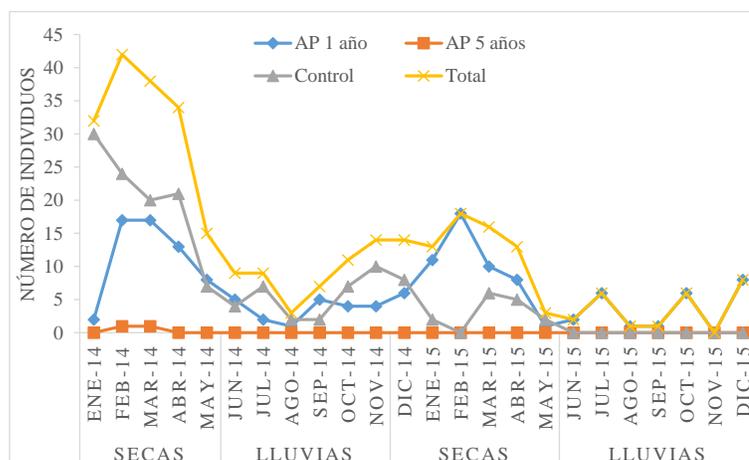


Figura 10. Número de individuos capturados de *Sceloporus formosus* de manera mensual.

Al analizar los datos por sitio se aprecia que de los 156 individuos capturados y marcados en AP 1 año, 23 (14.7%) fueron recapturados una vez, 20 (12.8%) dos veces y 3 individuos (1.9%) fueron recapturados dos veces. El mayor número de capturas se obtuvo en febrero y marzo de 2014 y febrero de 2015, mientras que el mayor número de recapturas fue en marzo de 2014 y noviembre de 2015.

En el sitio control se obtuvo la mayor cantidad de capturas en el 2014, siendo enero donde se obtuvo el mayor número (Figura 10). De los 157 individuos marcados, 25 (15.9%) se recapturaron una vez, 15 (9.5%) dos veces, 7 (4.5%) tres veces, y solo un ejemplar fue capturado en 6 ocasiones. El mayor número de recapturas se obtuvo en mayo y julio de 2014 (Figura 11).

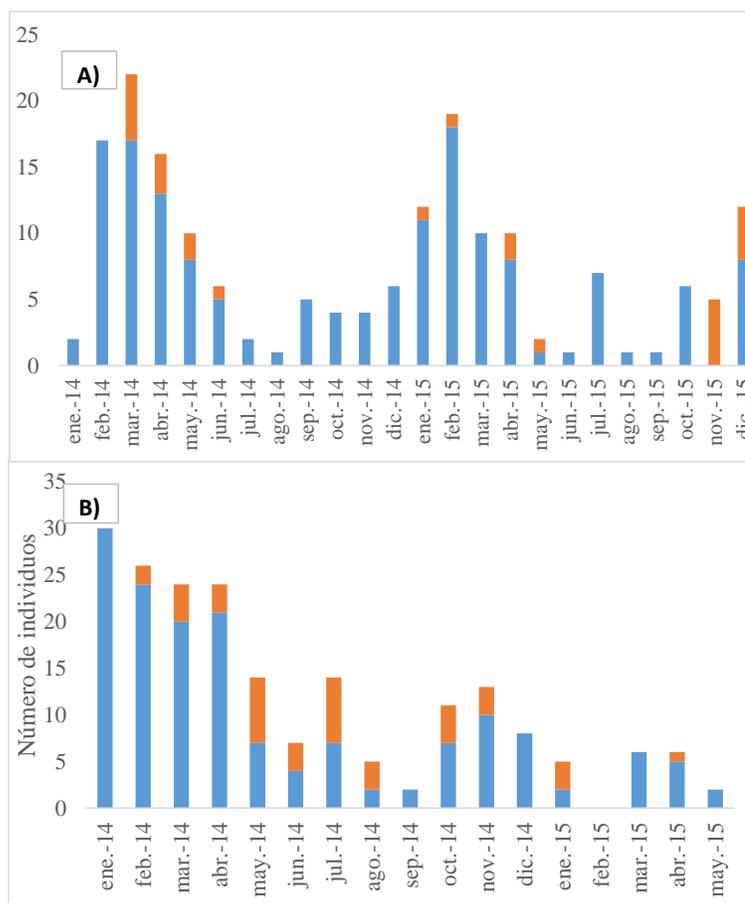


Figura 11. Número de individuos capturados (azul) y recapturados (rojo) por mes de *S. formosus* en AP 1 año (A) y Control (B).

Respecto a *M. gadovii* se capturaron en total de 52 individuos los cuales estuvieron repartidos en todos los sitios de estudio, sin embargo sus abundancias fueron muy bajas (1 a 6 individuos por sitio) a excepción del sitio AP 10 años donde se obtuvo el mayor número de capturas (34) además de ser el único donde se obtuvieron recapturas (Cuadro 8). Considerando las capturas en conjunto de *M. gadovii*, la mayor cantidad se obtuvo en abril de 2014 y mayo de 2015, mientras que en el periodo invernal (de diciembre a febrero) de ambos años no se obtuvieron capturas (Figura 12).

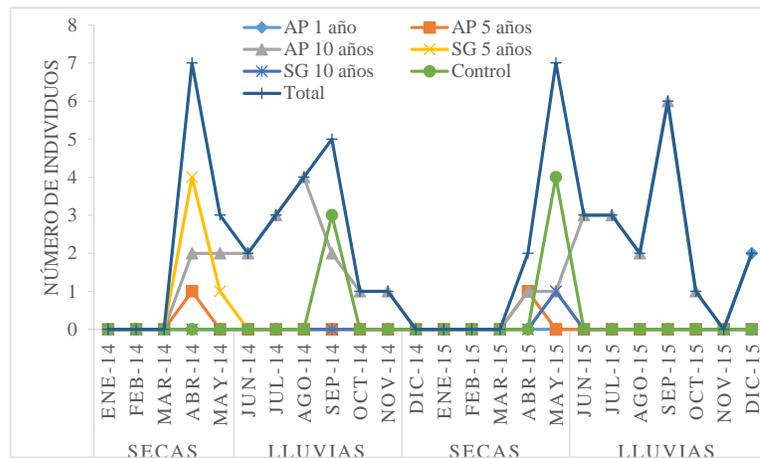


Figura 12. Número de individuos de *Mesaspis gadovii* capturados mensualmente a lo largo del estudio

En el sitio AP 10 años se obtuvo un total de 34 ejemplares de los cuales 8 (23.5%) fueron recapturados una sola vez. La mayor cantidad de capturas se obtuvo en septiembre de 2015, y las recapturas se obtuvieron únicamente en la segunda mitad del estudio (Figura 13).

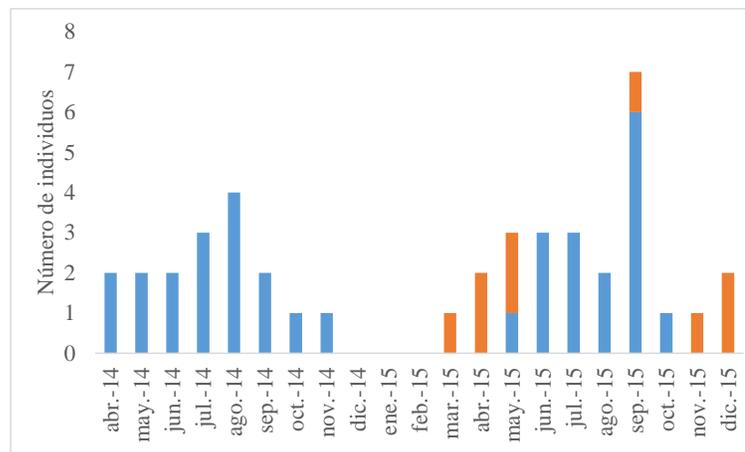


Figura 13. Número de individuos capturados (azul) y recapturados (rojo) por mes de *M. gadovii* en el sitio AP 10 años

Ninguno de los individuos que pudieron ser receptados de ambas especies mostraron afectaciones en la locomoción o desgaste físico por el tipo de marcaje, por lo que es muy probable que no perjudicara la supervivencia de los individuos.

Los bajos porcentajes de captura sugieren que pudieron verse seriamente afectadas por las condiciones ambientales, por lo que se realizó una correlación de Pearson para conocer la relación entre la precipitación, temperatura y cantidad lumínica con el número de las capturas de los individuos de cada especie. Los resultados muestran que las capturas en cada uno de los sitios se vieron fuertemente afectadas por la precipitación más que la temperatura y la cantidad de luz solar (Cuadro 9).

Cuadro 9. Correlación momento de Pearson entre precipitación (mm), temperatura (°C), cantidad lumínica y número de capturas en AP 1 año, Control y AP 10 años. Primera línea valor de correlación, segunda línea valor de significancia.

	<i>S. formosus</i>		<i>M. gadovii</i>
	AP 1 año	Control	AP 10 años
Precipitación(mm)	-0.559458	-0.389725	0.931494
	0.004477	0.059761	0.000102
Temperatura (°C)	0.142526	-0.061909	0.062426
	0.506459	0.773826	0.771985
Cantidad lumínica	-0.328499	0.124473	0.268308
	0.117054	0.562253	0.204918

Modelo Cormack–Jolly–Seber (CJS)

Debido a que el tamaño de muestra de individuos de las clases crías y juveniles de ambas especies fue pequeño, se consideraron a todos en una sola categoría, además de asumir que todos eran residentes. Para el caso de la especie *S. formosus*, solo fueron generados los modelos probabilísticos en los sitios AP 1 año y Control ya que fueron los

únicos sitios donde se obtuvieron datos de captura y recapturas, mientras que para *M. gadovii* solo fue posible generar los modelos del sitio AP 10 años.

El modelo que presento el mejor ajuste a los datos obtenidos de *S formosus* en el sitio AP 1 año fue donde las probabilidades de supervivencia y captura varían entre temporadas ($\phi_t - p_t$) con un valor calculado de AICc de 258.22 y 5 parámetros, mientras que en el sitio Control el mejor modelo fue donde la probabilidad de supervivencia varía mientras la tasa de captura es constante ($\phi_t - p$) obteniendo un valor de AICc 340.7 y 5 parámetros.

El valor de Delta AICc en cada uno de los modelos seleccionados es de cero (0) y se considera que se tiene un gran soporte, ya que las diferencias entre el AICc del modelo respectivo y el más parsimonioso con valores menores a dos (2) son considerados aceptables por tener soporte comparable con el mejor modelo (Zúñiga-Vega *et al.*, 2008). El peso normalizado AICc de cada modelo seleccionado fue de 0.85 y 0.43 en AP 1 año y Control respectivamente (Cuadro 10). Los mejores modelos son apoyados en un 567% y 143% más que el segundo modelo candidato en cada sitio.

En relación a *M gadovii*, el modelo que se ajustó mejor a los datos de frecuencia fue el que presento probabilidades de supervivencia y captura constantes ($\phi - p$) mostrando un valor de AICc de 73 y dos parámetros. El peso normalizado AICc del modelo seleccionado fue de 0.78 el cual es apoyado en 411% más que el segundo mejor modelo.

En el cuadro 10 se muestran los modelos generados y en gris los modelos que se ajustaron mejor a la distribución de las frecuencias observadas de las capturas y recapturas en cada sitio, mientras que en el cuadro 11 se muestran los valores de las estimaciones de los parámetros de cada modelo seleccionado.

De acuerdo al método de estimación poblacional de Lindenmayer ($N=n/p$) se obtuvieron tamaños poblacionales de *S formosus* en AP 1 año de 794 ind/ha en secas 2014; 3.78E18 ind/ha en lluvias 2014; 5963 ind/ha en secas de 2015 y 1527 ind/ha en lluvias de 2015, mientras que en el Control el tamaño poblacional estimado fue de 1415 ind/ha

(Cuadro 10). Para el caso de *M gadovii* en AP 10 años se estimó un tamaño poblacional de 1654 ind/ha (Cuadro 11)

Cuadro 10. Modelos ajustados mediante el modelo de CJS de las probabilidades de supervivencia (ϕ) y recaptura (p).

SITIO (Especie)	Modelo	AICc	Delta AICc	Peso AICc	Verosimilitud	No. de Parámetros	Devianza
AP 1 año (<i>S. formosus</i>)	$\phi_t - p_t$	258.22	0	0.85	1	5	115.02
	$\phi_t - p_t$	261.67	3.45	0.15	0.18	8	111.95
	$\phi_t - p_t$	280.28	22.06	0	0	2	143.38
	$\phi_t - p_t$	282.3	24.08	0	0	5	139.11
Control (<i>S. formosus</i>)	$\phi_t - p_t$	340.27	0	0.43	1	5	146.98
	$\phi_t - p_t$	340.98	0.71	0.3	0.7	5	147.69
	$\phi_t - p_t$	341.66	1.39	0.21	0.5	2	154.62
	$\phi_t - p_t$	344.4	4.13	0.05	0.13	7	146.84
AP 10 años (<i>M. gadovii</i>)	$\phi_t - p_t$	73	0	0.78	1	2	44.76
	$\phi_t - p_t$	75.78	2.78	0.19	0.25	5	40.06
	$\phi_t - p_t$	80.38	7.38	0.02	0.03	5	44.65
	$\phi_t - p_t$	84.63	11.63	0	0	8	39.92

Cuadro 11. Estimaciones de la probabilidad de supervivencia (ϕ), captura (p) y tamaño poblacional (N) de *Sceloporus formosus* y *Mesaspis gadovii* obtenidos a partir de los modelos ajustados. E.E=Error estándar.

Sitio (Modelo)	Parámetro	Valor estimado (E.E)	Intervalos de confianza (95%)	
			Inferior	Superior
AP 1 año ($\phi - p_t$)	ϕ	0.976 (0.04)	0.590	0.999
	p_1	0.072 (0.022)	0.039	0.128
	p_2	5.5E-17 (5.5E-10)	-1.09E-09	1.09E-09
	p_3	0.009 (0.005)	0.003	0.026
	p_4	0.016 (0.009)	0.005	0.047
	n_1	57		
	n_2	21		
	n_3	54		
	n_4	24		
	N_1	794		
	N_2	3.78E+17		
	N_3	5963		
	N_4	1527		
	Control	ϕ_1	0.723 (0.069)	0.569

$(\phi_i - p)$	ϕ_2	0.761 (0.07)	0.599	0.872
	ϕ_3	0.469 (0.125)	0.249	0.702
	ϕ_4	3.51E-12 (4.8E-6)	-9.47E-06	9.47E-06
	p	0.111 (0.026)	0.070	0.172
	n	157		
	N	1415		
AP 10 años	ϕ	1 (0.0000)	1	1
	p	0.020 (0.007)	0.010	0.041
	n	33		
	N	1654		

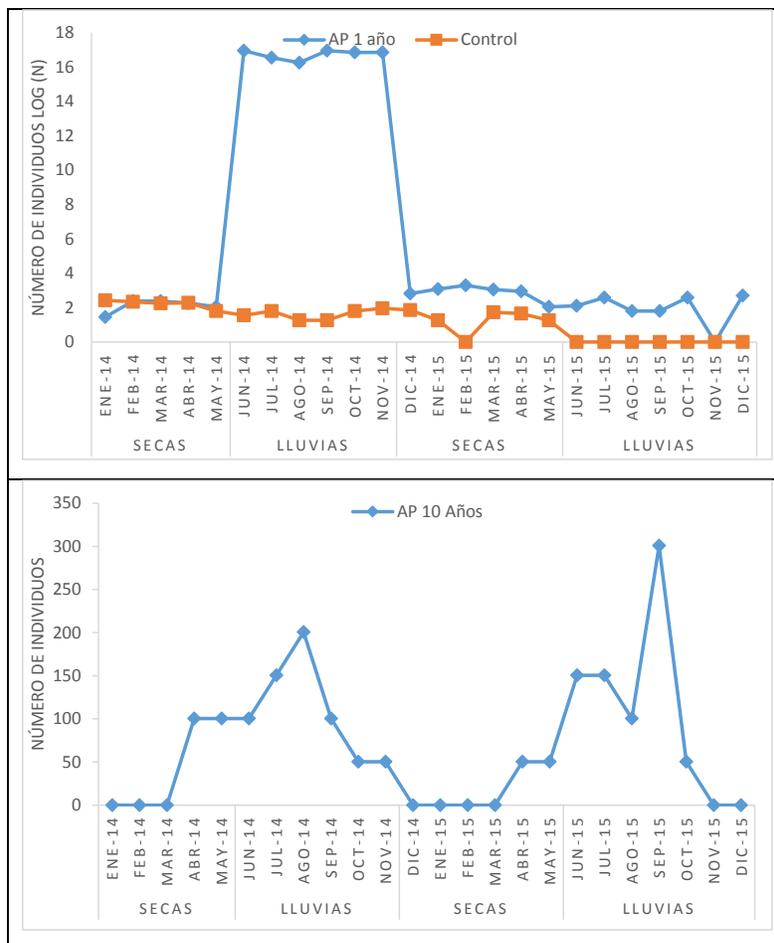


Figura 14. Estimaciones mensuales del tamaño poblacional de *Sceloporus formosus* (arriba) y *Mesaspis gadovii* (abajo) por CJS.

Las diferencias en las probabilidades en captura y supervivencia de ambas especies entre sitios podría ser efecto de las presiones depredadoras a las que se encuentran sometidas, por lo que se realizó una comparación entre sexos de la misma especie para

conocer el grado de afectación. Si bien este atributo puede ser difícil de medir en condiciones naturales, la presencia de las colas mutiladas y/o líneas de ruptura en la cola de los saurios pueden ser un indicativo de las presiones depredadoras a las que están sometidos.

Considerando en su totalidad los datos de ambas especies se puede decir que *M. gadovii* sufre de una presión depredadora alta, ya que el 46% de los individuos marcados muestran señales de depredación (líneas de ruptura; LR), a diferencia de *S. formosus* las cuales el 31% del total de ejemplares capturados presentan líneas de ruptura (Cuadro 12).

Cuadro 12. Número de individuos de *Sceloporus formosus* y *Mesaspis gadovii* que mostraron señales de depredación por sexo y categoría de edad en cada sitio de estudio. n= número de individuos capturados, LR= línea de ruptura, H= hembras, M= machos, C= crías, J= Juveniles, A= Adultos.

SITIO	<i>S. formosus</i>							<i>M. gadovii</i>						
	n	LR	H	M	C	J	A	n	LR	H	M	C	J	A
1 año AP	156	49	27	22	6	14	29	2	-	-	-	-	-	-
5 años AP	2	1	1	0	0	1	0	3	3	3	0	0	3	0
10 años AP	-	-	-	-	-	-	-	34	16	8	8	0	2	14
1 año SG	-	-	-	-	-	-	-	6	5	2	3	0	1	4
5 años SG	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
10 años SG	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-
Control	157	48	31	17	7	10	31	4	-	-	-	-	-	-
TOTAL	315	98	59	39	13	25	60	52	24	13	11	0	6	18
%		31	19	12	4.1	7.9	19		46	25	21	0	12	35

Las diferencias en las frecuencias de colas mutiladas entre sexos de ambas especies no fueron significativas (*S. formosus*, $\chi^2=1.577611$, g.l.=2, $p=0.454387$; *M. gadovii*, $\chi^2=3.054545$, g.l.=2, $p=0.217127$) sin embargo las hembras fueron las que presentaron el mayor porcentaje de colas mutiladas.

Proporción de sexos

Se capturaron en total 184 hembras y 131 machos de *S. formosus* que corresponde a una proporción de 1.4:1 la cual no difiere significativamente de la relación 1:1 ($\chi^2= 1.097$; g.l.=3; $p=0.77772$) (Cuadro 8).

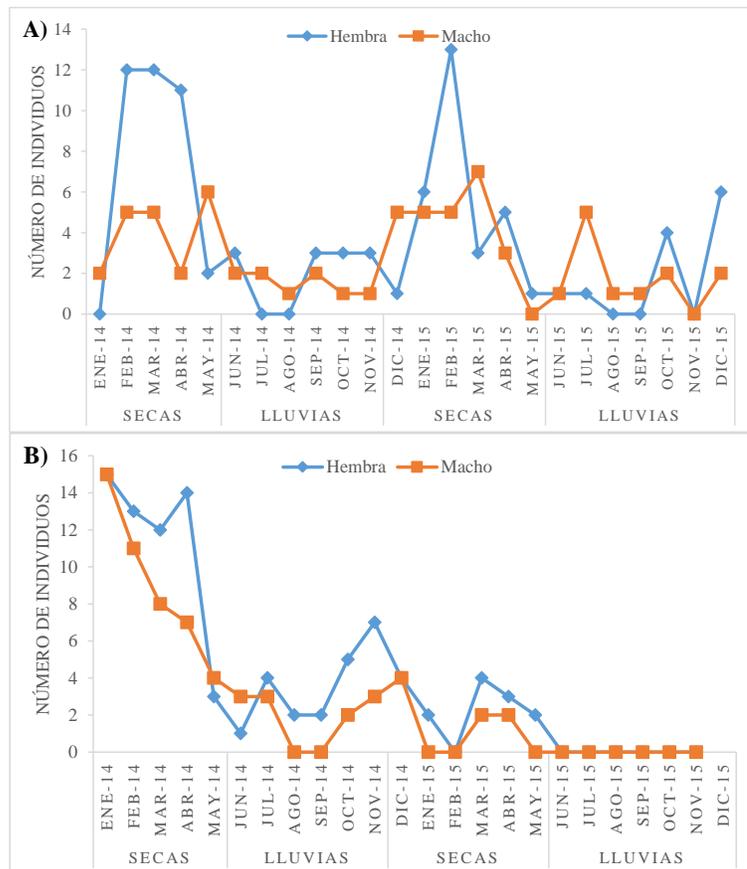
En el sitio AP 1 año se capturó un total de 90 hembras (57.7%) y 66 machos (42.3%) resultando en una proporción de sexos de 1.36:1 la cual no difiere significativamente de la proporción 1:1 ($X^2=2.153$, g.l.=3, $p=0.54112$). El mayor número de individuos de ambos sexos se presentó en las temporadas de secas con un aumento en la proporción de hembras en febrero de los dos periodos anuales, siendo en promedio de 2.5 hembras por cada macho (Figura 15). Por su parte, en el sitio control se obtuvo un total de 93 hembras (59.2%) y 64 machos (40.8%) mostrando una proporción de 1.45:1 sin mostrar diferencia estadística ($X^2=1.356$, g.l.=2, $p=0.507$)(Cuadro13).

En lo que corresponde a la especie *M. gadovii* se capturó un total de 29 hembras y 23 machos representando una proporción 1.26:1 sin mostrar significancia en su proporción de sexos ($X^2= 0.848$; g.l.=3; $p=0.8379$) (Cuadro 8). El sitio AP 10 años mostro un total de 20 hembras (58.8%) y 14 machos (41.2%). La proporción de sexos fue de 1.42:1 (hembras por cada macho) sin mostrar significancia ($X^2=3.664$, g.l.=3, $p=0.3001$).

Cuadro 13. Proporción de sexos de *Sceloporus formosus* y *Mesaspis gadovii* por sitio de manera mensual y por temporada. H= hembra, M= Macho, Prop. = proporción, n=Número de individuos capturados.

Temporada	Mes	AP 1 año (<i>S. formosus</i>)				Control (<i>S. formosus</i>)				AP 10 años (<i>M. gadovii</i>)			
		H	M	Prop.	n	H	M	Prop.	n	H	M	Prop.	N
Secas	ene-14	0	2	0:2		15	15	1:1		0	0	-	
	feb-14	12	5	2.4:1		13	11	1.18:1		0	0	-	
	mar-14	12	5	2.4:1		12	8	1.5:1		0	0	-	
	abr-14	11	2	5.5:1		14	7	2:1		1	1	1:1	
	may-14	2	6	1:3		3	4	1:1.3		1	1	1:1	
	Subtotal	37	20	1.85:1	57	57	45	1.26:1	102	2	2	1:1	4
Lluvias	jun-14	3	2	1.5:1		1	3	1:3		0	2	0:2	
	jul-14	0	2	0:2		4	3	1.3:1		1	2	1:2	
	ago-14	0	1	0:1		2	0	2:0		1	3	1:3	
	sep-14	3	2	1.5:1		2	0	2:0		2	0	2:0	
	oct-14	3	1	3:1		5	2	2.5:1		1	0	1:0	
	nov-14	3	1	3:1		7	3	2.3:1		1	0	1:0	
Subtotal	12	9	1.3:1	21	21	11	1.9:1	32	6	7	1:1.2	13	
Secas	dic-14	1	5	1:5		4	4	1:1		0	0	-	
	ene-15	6	5	1.2:5		2	0	2:0		0	0	-	
	feb-15	13	5	2.6:1		0	0	-		0	0	-	
	mar-15	3	7	1:2.3		4	2	2:1		0	0	-	
	abr-15	5	3	1.6:1		3	2	1.5:1		1	0	1:0	
	may-15	1	0	1:0		2	0	2:0		1	0	1:0	
Subtotal	29	25	1.16:1	54	15	8	1.8:1	23	2	0	2:0	2	

Lluvias	jun-15	1	1	1:1	0	0	-	1	2	1:2			
	jul-15	1	5	1:5	0	0	-	2	1	2:1			
	ago-15	0	1	0:1	0	0	-	2	0	2:0			
	sep-15	0	1	0:1	0	0	-	4	2	2:1			
	oct-15	4	2	2:1	0	0	-	1	0	1:0			
	nov-15	0	0	-	0	0	-	0	0	-			
Subtotal		6	10	1:1.6	16	0	0	0	10	5	2:1	15	
Secas	dic-15	6	2	3:1	8	0	0	-	0	0	-	0	
TOTAL		90	66	1.36:1	156	93	64	1.45:1	157	20	14	1.42:1	34
%		57.7	42.3			59.2	40.8			58.8	41.2		



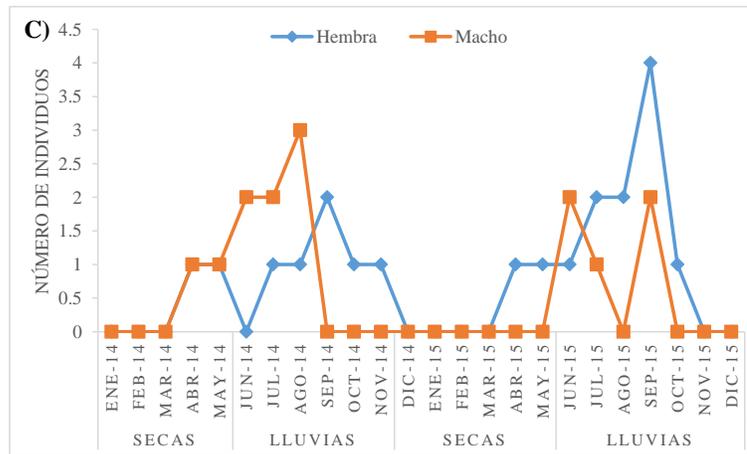


Figura 15. Número total de hembras y machos por mes de *Sceloporus formosus* en AP 1 año (A), Control (B) y *Mesaspis gadovii* en AP 10 años (C).

Estructura de edades

En total se capturaron ejemplares de *S. formosus* pertenecientes a tres categorías de edades, de las cuales los adultos representaron la mayor proporción con 169 individuos (53.6%), seguida por los juveniles con 77 (24.4%) y 69 crías (21.9%) (Cuadro 8).

Tanto en los sitios AP 1 año como en el Control, los adultos abundaron en número, mientras que las crías mostraron los valores más bajos en AP 1 año y los juveniles fueron más escasos en el Control.

En el sitio AP 1 año se encontraron diferencias estadísticas entre las tres categorías de edades de *S. formosus* ($\chi^2=32.578934$, g.l.=6, $p=0.000013$), mientras que en control solo las crías y juveniles no mostraron diferencias ($\chi^2=24304$, g.l.=2, $p=0.00557$). En ambos sitios las crías mostraron aumentos en la temporada de transición de invierno a primavera (febrero-marzo). Los adultos se encontraron con mayor frecuencia a lo largo del estudio (Figura 16).

Respecto a *M. gadovii*, al considerar los datos en conjunto los adultos fueron los más abundantes con 44 individuos (84.6%), y en mucho menor proporción los juveniles y crías con 4 individuos cada categoría (7.7% cada uno). Solo los juveniles y adultos mostraron diferencias significativas ($\chi^2=9.6$, g.l.=3, $p=0.0223$). El sitio AP 10 años fue el único donde se registraron las 3 categorías de edades (Cuadro 8). La primera mitad del estudio (2014)

estuvo determinada por individuos adultos siendo agosto el periodo con el mayor número de capturas. Durante la segunda mitad del estudio los juveniles y las crías fueron más abundantes en los meses de julio y septiembre de 2015 respectivamente, sin embargo, los adultos fueron más abundantes a lo largo del año (Figura 16).

Cuadro 14. Estructura de edades de *Sceloporus formosus* y *Mesaspis gadovii* de manera mensual y por temporada. C=cría, J=juvenil, A=adulto, n= número de individuos capturados

Temporada	Mes	AP 1 año (<i>S. formosus</i>)				Control (<i>S. formosus</i>)				AP 10 años (<i>M. gadovii</i>)			
		C	J	A	n	C	J	A	n	C	J	A	n
Secas	ene-14	1	0	1		19	0	11		0	0	0	
	feb-14	8	4	5		11	9	4		0	0	0	
	mar-14	0	10	7		1	10	9		0	0	0	
	abr-14	0	8	5		1	11	9		0	0	2	
	may-14	0	2	6		0	0	7		0	0	2	
	Subtotal	9	24	24	57	32	30	40	102	0	0	4	4
Lluvias	jun-14	0	4	1		0	0	4		0	0	2	
	jul-14	0	0	2		0	0	7		0	0	3	
	ago-14	0	0	1		0	0	2		0	0	4	
	sep-14	0	0	5		0	0	2		0	0	2	
	oct-14	0	0	4		0	0	7		0	0	1	
	nov-14	0	1	3		0	0	10		0	1	0	
	Subtotal	0	5	16	21	0	0	32	32	0	1	12	13
Secas	dic-14	0	1	5		0	1	7		0	0	0	
	ene-15	3	1	7		1	1	0		0	0	0	
	feb-15	11	0	7		0	0	0		0	0	0	
	mar-15	5	1	4		5	1	0		0	0	0	
	abr-15	2	3	3		0	1	4		0	0	1	
	may-15	0	1	0		0	0	2		0	0	1	
	Subtotal	21	7	26	54	6	4	13	23	0	0	2	2
Lluvias	jun-15	0	1	1		0	0	0		0	0	3	
	jul-15	1	3	2		0	0	0		0	2	1	
	ago-15	0	0	1		0	0	0		0	0	2	
	sep-15	0	1	0		0	0	0		3	0	3	
	oct-15	0	0	6		0	0	0		1	0	0	
	nov-15	0	0	0		0	0	0		0	0	0	
	Subtotal	1	5	10	16	0	0	0	0	4	2	9	15
Secas	dic-15	0	0	8	8	0	0	0	0	0	0	0	
TOTAL		31	41	84	156	38	34	85	157	4	3	27	34
%		19.87	26.28	53.85		24.2	21.66	54.14		11.8	8.8	79.4	

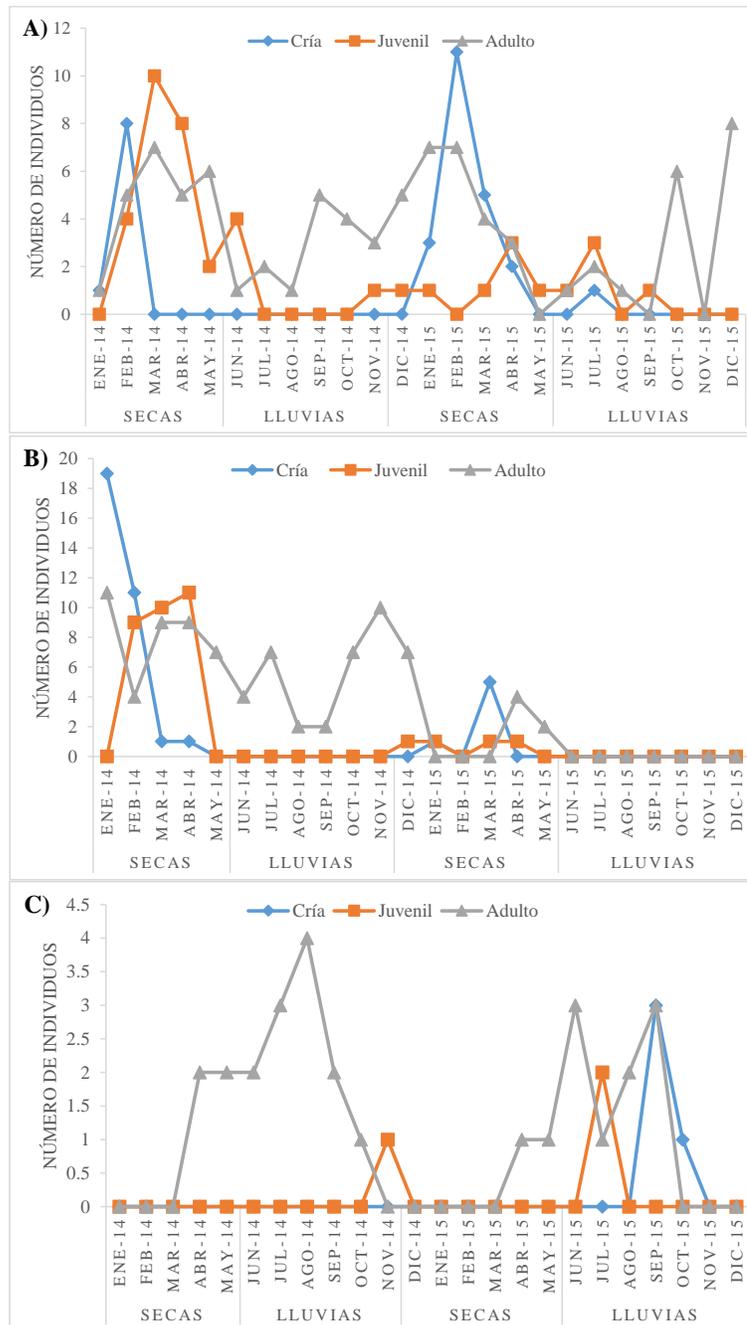


Figura 16. Estructura de edades mensuales de *Sceloporus formosus* en AP 1 año (A), Control (B) y *Mesaspis gadovii* en AP 10 años (C).

DISCUSIÓN

Estructura de la vegetación.

Las diferencias en la estructura de la vegetación entre los sitios bajo la aplicación de AP son contrastantes conforme aumenta el tiempo de regeneración, a diferencia de los sitios bajo SG en donde es menor la variación.

En términos generales, la diferencia de cobertura vegetal es evidente a nivel de paisaje y se sustenta al comparar la densidad arbórea en cada sitio de estudio, particularmente en los sitios bajo la aplicación de AP, mientras que en los sitios bajo SG las diferencias en densidad son menos marcadas. Ciertamente la cobertura del dosel está relacionada con la cantidad árboles presentes, por lo que la ausencia de dosel en etapas tempranas favorece el establecimiento y desarrollo del estrato arbustivo y herbáceo del sitio AP 1 año, mientras que sitios con un alto porcentaje de cobertura de dosel inhibe el desarrollo y crecimiento del sotobosque, principalmente del estrato herbáceo como en el sitio AP 5 años (Cuadro 7).

Así mismo, la ausencia de dosel en el sitio AP 1 año permitió un aumento de cantidad lumínica siendo de 2.6 veces mayor que el sitio con mayor cobertura de dosel (AP 5 años). En conjunto, las variables antes mencionadas permitieron un mayor desarrollo de la vegetación arbustiva y herbácea en AP 1 año.

Captura recaptura

Para este trabajo el empleo de trampas de caída tuvo resultados satisfactorios en los sitios donde la abundancia de individuos fue alta, siendo particularmente eficaz para la captura de *S formosus*, así como de diferentes especies de vertebrados terrestres de talla pequeña (anfibios, serpientes, roedores y musarañas). Sin embargo no ocurrió de la misma manera con *M. gadovii*. Esta especie difícilmente pudo ser capturada por medio de las trampas a pesar de ser vista en repetidas ocasiones forrajeando cerca de los botes pero sin entrar en ellos. Debido a sus hábitos fosoriales, además de su preferencia por sitios con grandes acumulaciones de ramas y hojarasca, la captura por medio de las trampas de caída no fue efectiva, por lo que su captura de forma manual se dificultó en gran medida reflejándose en la baja proporción de capturas.

La presencia de *S. formosus* en AP 1 año fue un hecho que se esperaba debido a que el sitio cuenta con las características propias de las áreas preferidas por esta especie. Está documentado que *S. formosus* presenta alta tolerancia a grandes cantidades de radiación solar, además de mostrar elevados números poblacionales en sitios con características estructurales similares a las encontradas en AP 1 año (García, 2013). Sin embargo esto no sucedió en el sitio SG 1 año a pesar de presentar la misma edad de regeneración. Su presencia en este sitio solo pudo ser detectada en algunas ocasiones en las ramas o troncos de los árboles a alturas mayores a los 4 metros, pero nunca a nivel de suelo por lo que no pudo ser capturada. En los estadios siguientes de ambos tratamientos fue nula su presencia en el suelo, registrando esporádicamente de manera visual ejemplares en las ramas de los árboles, a excepción del sitio AP 5 años donde solo fueron capturados dos individuos justo en la periferia del rodal. Un caso excepcional fue el del sitio control en el cual se obtuvo un número de capturas muy similar que el sitio AP 1 año y que a pesar de contar con una estructura vegetal heterogénea fue muy abundante en el área. Aunque pareciera contradictorio este hecho, existen trabajos que presentan la misma tendencia. Ejemplo de ello es el estudio de Greenberg (2001) quien encontró que los saurios presentaron abundancias similares a los sitios intervenidos recientemente, sugiriendo que los claros presentes en estadios avanzados de regeneración permiten el asentamiento de una población grande de lagartijas.

Es importante señalar que a pesar de contar con un porcentaje elevado de cobertura de dosel en el sitio control (74%), los individuos estuvieron congregados en grandes cantidades en los pequeños claros generados por la caída de árboles o ramas que permitían la entrada de luz hasta el suelo. Sin embargo, en los resultados de los conteos directos se aprecian claramente un descenso paulatino de la población hasta el grado de no contar con capturas los últimos 6 periodos de muestreo (Figura 10). La explicación de lo anterior puede ser que los pequeños claros producidos por la caída de ramas y árboles viejos generaron las condiciones para que la población de *S. formosus* pudiera aumentar al grado de presentar valores similares al del sitio AP 1 año, pero a su vez, dichos claros permitieron el desarrollo de la vegetación suprimida proyectando cada vez más sombra y que a lo largo de un ciclo anual, el decremento de radiación solar hasta los niveles más bajos (sotobosque) pudo promover la migración de los individuos de la población a sitios adyacentes. En este

contexto, lo anterior pone de manifiesto el papel tan fundamental que juega la dinámica de claros sobre la herpetofauna.

Autores como Vitt (1998) y Fredericksen *et al.* (1999) mencionan que la presencia de claros en los bosques constituyen una de las principales determinantes en la densidad y estructura de una población de saurios. La creación de claros de forma natural (como los creados en el sitio control) tienden a ser de menor tamaño en comparación con realizados mediante tratamientos extractivos, por lo que la regeneración de los mismos suele tomarles menor tiempo. Además, las especies heliotérmicas, como el caso de *S. formosus*, aprovechan al máximo los espacios abiertos mostrando aumentos en la población, porque se argumenta que el crecimiento del sotobosque atrae una rica fauna de artrópodos las cuales brindan mayor abundancia de alimento para la herpetofauna presente en el área (Shemske y Brokay, 1981). Por si fuera poco, la presencia de troncos caídos y ramas desprendidas de forma natural generan sitios que proveen resguardo, pero que a su vez proporcionan sitios donde pueden asolearse.

Por otro lado, la mayoría de especies del genero *Sceloporus* presentan un poder de desplazamiento bajo (Lemos-Espinal y Amaya-Elias, 1986) presentando áreas de actividad que van de 70 a 150m² (Guitierrez y Ortega, 1985). En esta investigación se pudieron detectar tres individuos machos fuera de donde se habían registrado inicialmente (uno a 500m de AP 1 año y dos a 0.8 y 1.2 km del sitio control). Esta evidencia podría apoyar el motivo del decremento del tamaño poblacional en el sitio control, además de poner de manifiesto que *S. formosus* puede ser un saurio que se desplaza más que la mayoría de las especies de su género, a pesar de ser considerada una especie altamente territorial (Torres, 2006).

Probabilidades de captura y supervivencia

El número de capturas fue bajo y más aún las recapturas, al grado de no ser posible analizar los datos de cada sitio. Los valores de las estimaciones de las probabilidades de captura (p) para ambas especies resultaron muy pequeños; en el sitio AP 1 año sufrieron

fluctuaciones temporales que van de $5.55E-17$ hasta 0.07 con un promedio de 0.024, mientras que en el Control se observó una probabilidad mayor (0.111) aunque sigue siendo baja (cuadro 11). La mayoría de los individuos recapturados solo fueron capturados una sola ocasión (15.3%) y una fracción menor (12.5%) pudo ser capturado 2 o más ocasiones. Estos resultados sugieren que existe una gran cantidad de individuos transitorios que constantemente se mueven dentro y fuera de los sitios de estudio, lo que induce a la obtención de probabilidades de captura bajas (Lebreton *et al.*, 1992). En el caso de *S. formosus* en el sitio AP 1 año el modelo seleccionado mostro variación en las probabilidades de captura entre temporadas, estimando el valor más bajo durante la temporada de lluvias de 2014 (junio a noviembre). Lo anterior es consecuencia de haber obtenido una sola recaptura durante toda la temporada húmeda. Como se mostró, la precipitación fue una variable que tuvo una gran influencia en la captura de los individuos de ambas especies, sin embargo a diferencia de *S. formosus*, fue precisamente durante esta temporada cuando se obtuvo un mayor porcentaje de capturas de *M. gadovii* aunque los valores de las probabilidades de captura fueron bajos.

En el caso de *M. gadovii*, se observó que en los sitios con el menor tiempo de regeneración donde las condiciones climáticas locales eran extremas, su presencia fue muy escasa, mientras que el único sitio donde abundo en número (AP 10 años) se observó un incremento de la población durante la temporada de lluvias mostrando los máximos tamaños poblaciones entre los meses de agosto y septiembre (Figura 14), coincidiendo con la época de apareamiento (Ramírez-Pinilla, 2009). Desafortunadamente poco es lo que se conoce sobre la ecología poblacional de *M. gadovii*. Estudios realizados con poblaciones de especies que presentan similitudes ecológicas a *M. gadovii* documentan que la densidad puede permanecer constante, incrementándose en la temporada de lluvias precisamente durante la época reproductiva (Turner, 1977).

Por su parte, los valores de las tasas de supervivencia estimados son elevados, indicando que la mayoría de los individuos sobreviven. Este hecho es poco probable, ya que en ambas especies, solo una pequeña proporción de individuos fueron recapturados, mientras que el resto solo fue capturado una sola ocasión, por lo que no existe la manera de asegurar que esos individuos sobrevivieron en periodos subsecuentes. Si bien los resultados

podieran mostrar un sesgo, es evidente la tendencia en el aumento de la supervivencia de *S. formosus* del estado previo a la intervención (Control) al año inmediato después de la intervención al bosque (AP 1 año), sugiriendo que en el área recién intervenida la supervivencia no se ve limitada por la disponibilidad de recursos presentes.

Por otro lado, ambas especies mostraron señales de depredación (autotomía caudal) siendo mayor en *M. gadovii*. Un punto interesante es la relación que existe entre la presencia de señales de depredación (líneas de ruptura y colas mutiladas) y su alta probabilidad de supervivencia estimada. Parte de la explicación podría ser que especies de ánguidos como el caso de *M. gadovii*, presentan un comportamiento agonístico, y que la lucha intensa entre individuos de una misma población, ya sea por recursos alimenticios o por hembras (en el caso de machos), sostienen luchas intensas que por lo regular terminan en el desprendimiento de la cola. En este contexto, al encontrarse en una situación de depredación, muy probablemente su comportamiento o respuesta ante dicha situación debe ser similar, por lo que las probabilidades de supervivencia aumentarían en comparación con otras especies que no muestren este tipo de comportamiento.

En la mayoría de las ocasiones que fueron capturados especímenes de esta especie, se observó el despliegue de un comportamiento agresivo al sentirse amenazados, intentando morder para defenderse y cuya última alternativa para escapar fue el desprendimiento de la cola. Por el contrario, *S. formosus*, aunque oponía resistencia ante la misma situación, esta no intentaba morder y muy pocas ocasiones desprendieron la cola. Lo anterior puede ser una explicación en las diferencias de supervivencia entre especies, además lo cual se ve reflejado en las diferencias de su tamaño poblacional.

En el caso particular del sitio Control, el decremento de la supervivencia de *S. formosus* entre temporadas pudo ser efecto de la presión depredadora. Autores como Wilson (1992) y Martín y López (1996) sostienen que la depredación es la manera más común de mortalidad en los reptiles y que en algunos casos puede producir efectos de gran magnitud sobre el tamaño y estructura de una población. Cabe señalar que las hembras de ambas especies mostraron mayor porcentaje de colas mutiladas (señales de depredación), lo que podría ser la causa directa de cambios en la población, ya que las hembras son las

responsables directas de la producción de nuevos individuos, por lo que al existir una mayor presión depredadora en hembras se traduce en una menor producción de descendencia.

Se ha documentado que la mortalidad de un número considerable de saurios suele ser mayor durante la estación reproductora (Ferguson *et al.*, 1980; Shine, 1980; Tinkle y Dunham, 1983), en particular las hembras grávidas porque son físicamente más pesadas y reducen en un 20-30% su velocidad al correr, además de que la mayoría se exponen al sol con mayor frecuencia para un mejor desarrollo de los embriones siendo más vulnerables a la depredación.

La mayoría de las especies de *Sceloporus* presentan un ciclo de vida corto (entre 13 y 22 meses) siendo de 15 meses la expectativa de vida (Lemos-Espinal y Amaya-Elias, 1986, Lemos-Espinal, 1998, Ortega-Rubio *et al.*, 1999; Rodríguez-Romero *et al.*, 2011) permitiendo reproducirse 1 o dos veces en su vida. En este contexto, las presiones depredadoras a las que están sometidas las hembras de ambas especies, aunado al corto ciclo de vida, son factores que podrían tener un poderoso efecto sobre la regulación de las poblaciones limitando el crecimiento de la población.

Estructura Poblacional.

En cada sitio de estudio se obtuvo un mayor número de adultos de ambas especies respecto a las crías y juveniles. Las poblaciones están conformadas básicamente por adultos, siendo que los individuos jóvenes se distribuyen de manera estacional, debido a que como es de esperarse, su representatividad al transcurso del tiempo va siendo cada vez menor conforme los individuos van creciendo. Así mismo, la baja representatividad de individuos jóvenes durante los periodos posteriores a los nacimientos puede deberse a una baja probabilidad de supervivencia ya que estos son más susceptibles a los cambios ambientales y a la depredación.

Durante la temporada seca se registraron las tres categorías de edades de *S. formosus*, mientras que en lluvias estuvo representada principalmente por adultos. La mayor proporción de crías tanto en AP 1 año y Control se registró en los meses de enero a

marzo, juveniles de febrero a junio, mientras que los adultos mostraron oscilaciones a lo largo del estudio presentando los mayores incrementos de agosto a noviembre. De acuerdo con Torres (2006) la época de reproducción de *S. formosus* se lleva a cabo en octubre y noviembre y precisamente fue durante estos meses donde se obtuvo el mayor reclutamiento de adultos, mientras que los nacimientos ocurrieron entre febrero y marzo, precisamente cuando la temperatura empieza a incrementarse y hay mayor disponibilidad de alimento.

Un gran número de saurios vivíparos de zonas montañosas templadas presentan actividad reproductiva otoñal (Ramírez-Bautista *et al.*, 1996, 1998, 2009; Ramírez-Pinilla *et al.*, 2009), en los cuales el cortejo y el apareamiento ocurren durante septiembre y diciembre (otoño), el desarrollo embrionario durante diciembre y febrero (invierno) y el nacimiento a partir de marzo (primavera). Los resultados obtenidos coinciden con este patrón de reproducción. En el caso de *M. gadovii* la mayor densidad se presentó durante las temporadas de lluvias, estando en mayor proporción los adultos (particularmente de hembras) seguido por las crías y por último los juveniles (al menos en 2015). A diferencia de *S. formosus*, la información al respecto en historias de vida así como de las características reproductivas de *M. gadovii* es escasa. Ramírez-Pinilla *et al.* (2009) encontraron que las hembras se encuentran preñadas durante el otoño (septiembre a diciembre) sugiriendo que el nacimiento se produce a principio de primavera.

En este estudio, pudieron registrarse algunos juveniles durante la temporada de lluvias (julio), sugiriendo que los nacimientos ocurren justamente durante la primavera como lo reporta Ramírez-Pinilla *et al.* (2009), sin embargo, la mayor proporción de crías se registraron durante agosto y octubre, por lo que es probable que el periodo de nacimiento se extienda hasta finales de verano y principio de otoño.

Por su parte, la mayor proporción de adultos se observaron entre abril y mayo, siendo en su mayoría hembras, posiblemente porque al encontrarse en las etapas finales de la gestación requieren buscar más alimento para el desarrollo de las crías. Sin embargo, después de este periodo hay un descenso en el número de adultos para incrementarse nuevamente durante julio y septiembre, periodo donde probablemente se realizan los apareamientos, razón que puede explicar el reclutamiento de un mayor número de

individuos de la clase adulta durante ese periodo. Únicamente durante la temporada de lluvias fue posible registrar individuos jóvenes, lo que podría sugerir que esta especie aprovecha las condiciones de humedad y alimento para incrementar las probabilidades de sobrevivencia de las crías como ocurre en otras especies de la familia ánguidae (Guillette y Casas-Andreu, 1987).

CONCLUSIONES

Los efectos del manejo forestal realizado en la comunidad de San Pedro el Alto Zimatlán, tienen un poderoso efecto regulatorio sobre las poblaciones de *Sceloporus formosus* y *Mesaspis gadovii* al grado de modificar su estructura y dinámica poblacional.

El tratamiento Árboles Padre genera un incremento en la densidad de especies heliotérmicas como el caso de *Sceloporus formosus* al año inmediato de la intervención al bosque, sin embargo este fenómeno no ocurre bajo la aplicación del tratamiento Selección de Grupos. Por su parte *Mesaspis gadovii* a pesar de estar presente en todos los sitios de estudio, solo fue abundante en el sitio AP 10 años sugiriendo que el manejo forestal pudiera ejercer un efecto de mayor intensidad y que después de un periodo superior a los 10 años las poblaciones de *M. gadovii* podrían recuperarse tras una intervención al bosque.

Las probabilidades de captura son influenciadas por factores ambientales y de hábitat. En este estudio, las condiciones de precipitación fueron las causantes de una tasa baja de captura, además de que en el caso de *M. gadovii*, debido a sus preferencias ecológicas, su captura se dificultó en gran medida.

El tratamiento silvícola Árboles Padre (tratamiento intensivo) afectó de manera positiva la supervivencia de *S. formosus* al año siguiente de la intervención al bosque, permitiendo que abundaran en número. Las bajas estimaciones de las probabilidades de captura sugieren que en las poblaciones existe una alta proporción de individuos transitorios.

En el caso del sitio control, la presencia de claros naturales favoreció el incremento de individuos de *S. formosus*. Sin embargo este incremento tuvo una corta duración estando

relacionado con la apertura de dosel de manera temporal, reflejando una disminución en la supervivencia entre temporadas y evidenciado la importancia de la presencia de claros en el bosque sobre las especies heliotérmicas.

Aunque existió una mayor proporción de hembras, la proporción de sexos no mostro diferencias significativas entre sitios. La categoría de edad más abundante fue la de los adultos, mientras que las categorías jóvenes de *S. formosus* estuvieron presentes en la temporada seca, mientras que los de *M. gadovii* en la temporada húmeda.

La presencia de un mayor número de señales de depredación en adultos sugiere que estos presentan mayor probabilidad de escapar a un intento de depredación en comparación con individuos jóvenes los cuales podrían presentar la mayor tasa de mortalidad por depredación.

La presencia de un mayor porcentaje de colas mutiladas en hembras adultas podría poner de manifiesto que este grupo sufre mayor presión depredadora que puede influir directamente en el incremento de la población.

LITERATURA CITADA

- Akçakaya, H.R. and Sjörn-Gulve, P. 2000. Population viability analysis in conservation planning: an overview. *Ecol. Bull*,48: 9-21
- Amstrup, S.C., T.L. McDonald, and B.F.J. Manly. 2005. Handbook of capture-recapture analysis. Princeton University Press.
- Badii, M.H., A. Guillen, J. Landeros, E. Cerna, Y. Ochoa & J. Valenzuela. 2012. Muestreo por Métodos de Captura-Recaptura. *International Journal of Good Conscience*. 7(1) 97-131.
- Bailey, N.T.Jr. 1952. Improvements in the interpretation of recapture data. *Journal Ecology* 21:120-127
- Borgues-Landáez, P.A. and R. Shuine. 2003. Influence of Toe-Clipping on Running Speed in *Eulamprus quoyii*, an Australian Scincid Lizard *Journal of Herpetology*, 37(3): 592-595.
- Boyce, M. S. 1981. Beaver life-history response to exploitation. *Jour App Ecol*. 18:749-753.

- Burnham, K. P. and Anderson, D. R. 2004. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in Model Selection. *Sociological Methods and Research* 33: 261–304, doi:10.1177/0049124104268644.
- Calderón-Mandujano, R.R., C. Galindo-Leal y J.R. Cedeño-Vázquez. 2008. Utilización de hábitat por reptiles en estados sucesionales de selvas tropicales de Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 24(1): 95-114.
- Caughley, G. 1980. Analysis of vertebrate populations. The Blackburn Press. U.S.A. 234Ppp.
- Chapman, D.G. 1954. The estimation of biological populations. *Annals of Mathematical Statistics* 25:1-15.
- Cooch, E. G. y A.A. Dhondt. 2004. Population dynamics. *Animal Biodiversity and Conservation*, 27.1: 469–470.
- Comarck, R.M., 1964. Estimation of survival from the sighting of marked animals. *Biometrika*, 51: 429–438.
- Dunham, A.E. 1981. Populations in a fluctuating environment: The comparative population ecology of the iguanid lizards *Sceloporus merriami* and *Urosaurus ornatus*. Miscellaneous Publications. 60 pp.
- Eisenberg, J. F. 1981. The Mammalian Radiations. An Analysis of Trends in Evolution, adaptation and Behaviour. Univ. Chicago Press. 610 pp.
- Elzinga, C.L., Salzer, D.W., Willoughby, J.W. & Gibbs, J.P. 2001. Monitoring plant and animal populations. Blackwell Science Inc, Malden, MA. 496pp.
- Fleming, T. H. 1975. The Role of Small Mammals in Tropical Ecosystems. In *Small Mammals; Their Productivity and Population Dynamics*. (F. B. Golley y K. Petrusewics. Eds.). Cambridge University Press. 351 pp.
- Gadsden, E. H. 2006. Demografía e historia de vida en saurios. *Ciencia Ergo Sum*, 13(2):183-191.
- Gadsden, H. y J.L. Estrada-Rodríguez. 2008. Demography of the yarrow's spiny lizard, *Sceloporus jarrovii*, from the central chihuahuan desert. *Western North American Naturalist* 68: 46-57.
- García-Estrada, C., M. L. Romero-Almaraz y C. Sánchez-Hernández. 2002. Comparison of rodent communities in sites with different degrees of disturbance in deciduous forest

- of southeastern Morelos, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* (nueva serie) 85:153-168.
- García, M. R. 2013. Aspectos ecológicos y dimorfismo sexual de la lagartija vivípara *Sceloporus formosus* (Squamata:Phrynosomatidae) en la parte centro este del estado de Puebla. Tesis de Licenciatura. UNAM
- García-Rosales A. y M. Martínez-Coronel. 2016. Frecuencia de la pérdida de la cola en un ensamble de lagartijas de Oaxaca México. *Acta Zoológica Mexicana*. N.S. 32: 174-181.
- Gilpin, J.P. and M.E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In M.E. Soulé (ed.). *Conservation Biology: Science of Scarcity and Diversity*, pp.19-34. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA.
- González-Romero, A. 2014. Cinco métodos sencillos para estimar el Tamaño de las poblaciones de fauna silvestre. EN: Gallina T Y López G. Eds. *Manuel de técnicas para el estudio de fauna. Fauna Silvestre de México: Uso, Manejo y Legislación. Conceptos generales. Capítulo 7.*
- Greenberg, C.H., 2001. Response of reptile and amphibian communities to canopy gaps created by wind disturbance in the southern Appalachians. *Forest Ecology Management* 148, 135–144
- Greenberg C.H., C.E. Moorman, A.L. Raybuck, C. Sundol, T.L. Keyser, J. Bush, D.M. Simon and G.S. Warburton. 2016. Reptile and amphibian response to oak regeneration treatments in productive southern Appalachian hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 377: 139-149.
- Guillette, L. J., Jr., and G. Casas-Andreu. 1987. The reproductive biology of the high elevation Mexican lizard *Barisia imbricata*. *Herpetologica* 43:29–38.
- Haila, Y. (2002). A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12(2): 321-334.
- Hokit, D.G. y L.C. Branch. 2003. Habitat patch size affects demographics of the Florida scrub lizard (*Sceloporus woodi*). *Journal of Herpetology* 37(2):257-265.
- Hudson, S. 1996. Natural toe loss in southeastern Australian skinks: implications for marking lizards by toeclipping. *Journal of Herpetology* 30: 106-110.
- Huey, R.B., A.E. Dunham, K.L. Overall and R.A. Newman. 1990. Variation in locomotor performance in demographically known locations of the lizard *Sceloporus merriami*. *Physiological Zoology* 63: 845–872.

- Jolly, G.M., 1965. Explicit estimates from capture–recapture data with both death and immigration–stochastic model. *Biometrika*, 52: 225–247.
- Krebs, Ch. J. 1966. Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. *Ecological Monographs* 36:239-73.
- Lande, R., Engen, S., Sæther, B.-E., Filli, F., Matthysen, E. & Weimerskirch, H. 2002. Estimating density dependence from population time series using demographic theory and life-history data. *American Naturalist*, 159:321–337.
- Lantschner, M.V. y V. Rusch. 2007. Impacto de diferentes disturbios antrópicos sobre las comunidades de aves de bosques y matorrales de *Nothofagus antártica* en el NO Patagónico. *Ecología Austral* 17:99-112.
- Lebreton, J.D., K.P. Burnham, J. Clobert and D.R. Anderson. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: A unified approach with case–studies. *Ecological Monographs*, 62 (1): 67–118.
- Lemos-Espinal, J.A. y J. Amaya-Elias. 1986. Aspectos generales sobre la ecología poblacional de la lagartija *Sceloporus grammicus microlepidotus* (Lacertilia: Iguanidae), en la vertiente oriental del volcán Iztaccihuatl, Puebla. *Rev. Ciencia Forestal* 59(11):127-151
- Lemos-Espinal, J.A., R.E. Ballinger y G.R. Smith. 1998. Comparative demography of the high-altitude lizard, *Sceloporus grammicus* (Phrynosomatidae), on the Iztaccihuatl volcano, Puebla, Mexico. *Great Basin Naturalist* 58(4): 375-379.
- Lemos, J. A., R. I. Rojas y J. J. Zuñiga. 2005. Técnicas para el estudio de poblaciones de fauna silvestre. UNAM. CONABIO.
- Lincoln, F.C. 1930. Calculating waterfowl abundance on the basis of banding returns. *U.S.D.A. Circ.* 118: 1-4.
- Lips, K. R., J. R. Mendelson III, A. Muñoz Alonso, L. Canseco-Marquez, and D. G. Mulcahy. 2004. Direct evidence of declines in amphibian populations in montane southern Mexico. *Biological Conservation* 119: 555–564.
- Lips, K. R., Burrowes, P. A., Mendelson, J. R. and Parra-Olea, G. 2005. Amphibian Declines in Latin America: Widespread Population Declines, Extinctions, and Impacts I. *Biotropica*, 37: 163–165.
- Mardsen, S. J. 1998. Changes in bird abundance following selective logging on Seram, Indonesia. *Conservation Biology* 12:605-611.
- Martens, D. 1995. Population structure and abundance of grass snakes. *Natrix natrix*, in central Germany. *Journal of herpetology*. 29: 454-456

- Martín, J. and P. López. 1996. Avian predation on a large lizard (*Lacerta lepida*) found at low population densities in Mediterranean habitats: an analysis of bird diets. *Copeia* 3:722-726.
- Martínez-Gallardo, R. 1995. Remoción postdispersión de semillas y frutos por mamíferos en diferentes grados de perturbación antropogénica de la selva alta perennifolia de la región de Los Tuxtlas, Veracruz. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, UNAM. 116 p.
- May, R. M. y D. I. Rubisntein. 1984. Reproductive strategies. In *Reproduction in Mammals. Boook 4 Reproductive Fitness*. (C. R. Austin y R. V. Short, Eds.). Cambrindge University Press. 1- 23pp.
- Munguía-Steyer, R. E. 2010. Supervivencia con destino desconocido, Métodos de captura-recaptura, UNAM. México.
- Muñoz-Alonso. 2010. Riqueza, diversidad y estatus de los anfibios amenazados en el sureste de México; una evaluación para determinar las posibles causas de la declinación de sus poblaciones. El Colegio de la Frontera Sur. Chiapas, México. 55pp.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 5862.
- Nichols, J.D. y K.H. Pollock. 1983. Estimation methodology in contemporary small mammals capture-recapture studies. *Journal of Mammalogy*, 64: 253-260
- Nupp, T. E. y R. K. Swihart. 1996. Effect of forest patch area in population attributes of white-footed mice *Peromyscus leucopus* in fragmented landscapes. *Canadian Journal of Zoology* 74:467-472.
- Oliver C.D. and B.C. Larson. 1990. *Forest stand dynamics* McGraw-Hill, New York. 467p.
- Ortega-Rubio, R. Barbault A. and G. Halffter. 1999. Population dynamics of *Sceloporus grammicus* (Sauria: Phrynosomatidae) at Durango México. *The Southwestern Naturalist* 44:64-72.
- Ortega-Rubio, A., G. Halffter y R. Barbault. 2000. Bunch grass lizard, *Sceloporus scalaris*, population dynamics at La Michilia biosphere reserve, Mexico. *Herpetological Journal* (10):33-39.
- Parker, W.S. (1976). Population estimates, age structure and denning hábitats of whipsnakes. *Masticophis taeniatus*, in a northern Utah Atriplex-Sarcobautus community. *Herpetologica* 32: 53-57.

- Parker, W.S. 1994. Demography of the fence lizard, *Sceloporus undulatus*, in Northern Mississippi. *Copeia* (1): 136-152.
- Pollock K.H., J.D. Nichols, C. Brownie y J.E. Hines. 1989. Statistical Inference for Capture-Recapture experiments. *Wildlife Monographs*. 107:1-97pp
- Primack, R., R. Rozzi, P. Feinsinger, R. Dirzo y F. Massardo. 2001. Fundamentos de Conservación Biológica. Perspectivas latinoamericanas. Fondo de Cultura Económica, México.
- Promis, A., Caldentey, J., and Cruz, G. (2012). Evaluating the usefulness of hemispherical photographs as a means to estimate photosynthetic photon flux density during a growing season in the understory of *Nothofagus pumilio* forests. *Plant Biosystems*, 146, 237–243. doi: 10.1080/11263504.2011.650727
- Ramírez-Bautista, A., L. J. Guillette, G. Gutierrez-Mayen and Z. Uribe-Peña. 1996. Reproductive biology of the lizard *Eumeces copei* (Lacertilia; Scincidae) from the Eje Neovolcanico, Mexico. *Southwestern Naturalist* 41:103–110.
- Ramírez-Bautista, A., J. Barba-Torres, and L. J. Vitt. 1998. Reproductive cycle and brood size of *Eumeces lynxe* from Pinal de Amoles, Quere´taro, Mexico. *Journal of Herpetology* 32:18–24.
- Ramírez-Bautista, A. and N. P. Pavón. 2009. Sexual dimorphism and reproductive cycle in the arboreal spiny lizard *Sceloporus formosus* Wiegmann (Squamata: Phrynosomatidae) from central Oaxaca, Mexico. *Revista Chilena de Historia Natural* 82: 553-563.
- Ramírez-Pinilla M. P., M. L. Calderón-Espinosa, O. Flores-Villela, A. Muñoz-Alonso, and F. R. Méndez de la Cruz. 2009. Reproductive Activity of Three Sympatric Viviparous Lizards at Omiltemi, Guerrero, Sierra Madre del Sur, Mexico. *Journal of Herpetology*, 43(3):409-420.
- Rodríguez-Romero, F., G.R. Smith, F. Méndez-Sánchez, O. Hernández-Gallegos, P. Sánchez-Nava y F.R. Méndez de la Cruz. 2011. Demography of a semelparous, high-elevation population of *Sceloporus bicanthalis* (Lacertilia: Phrynosomatidae) from the Nevado de Toluca Volcano, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 56(1):71-77.
- Rose, J.P., O.J. Miano, and B.D. Todd. 2013. Trapping efficiency, demography, and density of an introduced population of Northern Watersnakes, *Nerodia sipedon*, in California. *Journal of Herpetology* 43 (3): 421-427.
- Santos, T. y J. L. Tellería. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 15(2): 3-12.

- Santos-Moreno, J.A. 2008. Ecología de comunidades y poblaciones de pequeños mamíferos terrestres en tres estados sucesionales de bosque mesófilo de montaña en la sierra norte de Oaxaca, México. Tesis doctoral. Universidad Autónoma Metropolitana. Mexico D.F.
- Santos-Moreno, A., M. A. Briones-Salas y R. López-Wilchis. 2007. Diferencias en algunos parámetros demográficos de *Oryzomys chapmani* (Rodentia: Muridae) asociadas a tres estados sucesionales de bosque mesófilo de montaña en Oaxaca, México. Acta Zoológica Mexicana (nueva serie), 23(1): 123-137.
- Schemske, D.W. and N. Brokaw. 1981. Treefalls and the distribution of understory birds in a tropical forest. Ecology 62: 938-945.
- Seber, G.A.F. 1965. A note on the multiple recapture census. *Biometrika*, 52: 249–259.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. Bioscience 31:131-134.
- Shine, R. and E.L. Charnov. 1992. Patterns of survival, growth, and maturation in snakes and lizards. Universidad de Chicago, The American Naturalist 139: 1257 – 1269.
- Slade, N. and S. M. Blair. 2000. An empirical test of using counts of individuals captured as indices of population size. Journal of Mammalogy 81:1035-1045.
- Smith, H. M. 1939. The Mexican and Central American lizards of genus *Sceloporus*. Field Museum of Natural History. Vol. 26. Tomo 1. 237p.
- Smith, H. M. and E. H. Taylor. 1996. Herpetology of México: annotated checklist and keys to the amphibians and reptiles. E. Lundberg, Ashton. MD.
- Suazo-Ortuño, I., J. Alvarado-Díaz and M. Martínez-Ramos. 2007. Effects of conversion of dry tropical forest to agricultural mosaic on herpetofaunal assemblages. Conservation Biology 22(2): 362-374.
- Torres A.E. 2006. Características reproductivas de una población de *Sceloporus formosus* (Squamata: Phrynosomatidae) en la región central de Oaxaca, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México. 52pp.
- Torres-Barragán, C. A. 2015 .Efecto del Cambio de Uso de Suelo en Algunos Parámetros Demográficos de *Sceloporus spinosus* en el MNY. Tesis de Maestría. IPN.
- White, G.C., D.R. Anderson, K.P. Burnham and D.L. Otis. 1982. Capture-Recapture and Removal Methods for Sampling Closed Populations. Los Alamos National Laboratory. Los Alamos, N.M.

White G.C. and Burnham K.P. 1999. Program Mark: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120-138.

Wilson, B.S. 1992. Tail injuries increase the risk of mortality in free-living lizards (*Uta stansburiana*). *Oecologia*, 92: 145-152.

Zulema-Quinteros, C., E. Sanchez y H. Tovar. 2002. Relación entre la abundancia relativa y densidad real en tres poblaciones de aves. *Ecología Aplicada*, 1: 95-104.

Zúñiga-Vega, J.J., F.R. Méndez-de la Cruz, and O. Cuellar. 2008. Demography of the lizard *Sceloporus grammicus*: exploring temporal variation in population dynamics. *Canadian Journal of Zoology* 86: 1397-1409.

CAPITULO IV

DISCUSIÓN GENERAL

Los cambios en la composición herpetofaunística como consecuencia de los disturbios generados por el manejo forestal han sido analizados tanto en regiones tropicales húmedas y secas (Gardner *et al.*, 2007; Fredericksen, 1999) como regiones templadas (Moorman *et al.*, 2001; Greenberg *et al.*, 2016). En México estos trabajos han sido muy escasos, por lo que la información presentada en esta tesis cobra relevancia en el sentido de que aporta información importante sobre las diferencias en diversidad de especies de anfibios y reptiles en sitios bajo intervenciones forestales, así como su organización, composición y abundancias a diferentes edades de regeneración.

Como se expuso en el capítulo 1, aún existe discrepancia en cómo afectan las prácticas forestales la riqueza y abundancia de especies de anfibios y reptiles. Se ha discutido que el manejo forestal tiene la capacidad de potenciar la diversidad de especies, sin embargo la respuesta depende en gran medida de las características poblacionales de cada especie, así como su habilidad para adecuarse a las nuevas condiciones de hábitat. Las variables ambientales y la estructura de la vegetación juegan un papel fundamental que determinan la distribución de las especies, sin embargo estos elementos pueden diferir considerablemente debido a la intensidad y periodicidad de cada tratamiento empleado.

Si bien, el proceso de adaptación conlleva periodos de tiempo largo (miles o millones de años; Willmer *et al.*, 2000) a los regímenes de perturbación, las presiones ejercidas por las practicas forestales no pueden considerarse un factor que promueva procesos de adaptación, pero sí de adecuación temporal (aclimatación) por parte de las especies, siendo diferencial dependiendo del grupo taxonómico.

Los resultados obtenidos en este estudio (capitulo II) sugieren que tras una perturbación al bosque ocurren cambios en el ensamble herpetofaunístico y que dependiendo del grado de perturbación (de la intensidad del tratamiento empleado) su reestructuración presentará cambios en función del tiempo de regeneración. Tratamientos intensivos pueden tener efectos de mayor magnitud en comparación con los de menor intensidad. Se ha observado que en términos generales hay un incremento casi inmediato en

el número de especies, pero a la larga hay un decremento de las abundancias, principalmente de aquellas especies con particular preferencia de condiciones de hábitat similares a las de bosques maduros (Pough, 1987).

En la comunidad de San Pedro el Alto Zimatlán, los anuros no mostraron cambios en la riqueza de especies, mientras que las salamandras aumentaron en número de especies conforme se regeneraba el bosque. Sin embargo las abundancias de ambos presentaron diferentes patrones entre tratamientos. Considerando el sitio control como la etapa previa al disturbio, la tendencia general fue un decremento de la abundancia de anuros y salamandras al año inmediato de la intervención con el tratamiento intensivo (AP), continuando esta directriz hasta los 5 años de regeneración para incrementarse nuevamente a partir de los 10 años. En contraste, el tratamiento menos intensivo, si bien, produjo un decremento en la abundancia al año inmediato de la intervención, a partir de los 5 años mostró un incremento conforme se avanzaba en las etapas sucesionales. En este caso es evidente que la magnitud del tratamiento ejerce una gran influencia en el tiempo de recuperación de la comunidad de anfibios. Este mismo fenómeno se ha visto en otras regiones, en donde los tratamientos intensivos pueden tener un efecto negativo en la recuperación de las comunidades de anfibios tomándoles largos periodos (10 a 30 años) antes de volver a incrementar sus abundancias (Petranka *et al*, 1994; MacNeil y Williams, 2014)

En contraste, los reptiles no mostraron una tendencia definida entre tratamientos ni en las diferentes etapas sucesionales. La estructura del ensamble de saurios fue similar entre sitios bajo cada tratamiento, siendo mayor el número de especies en el sitio control. En términos generales, las lagartijas mostraron un decremento en abundancia a mayor edad de regeneración tras la intervención del tratamiento de baja intensidad, sin embargo, el tratamiento intensivo tuvo mayor influencias mostrando altas abundancias de *S. formosus* en el sitio recién perturbado, mientras que el sitio con mayor tiempo de regeneración bajo el mismo tratamiento (AP 10 años) mostró incremento en abundancia por individuos de *M. gadovii*. En este caso particular es evidente que dependiendo de las características propias de cada especie, estas responden de diferente manera a las condiciones de hábitat. Ambas especies presentan características biológicas y ecológicas muy diferentes, mientras que la primera es altamente tolerante a grandes cantidades de radiación solar, la segunda prefiere

sitios con mayor acumulación de hojarasca además de preferir áreas con amplia cobertura de dosel y gran acumulación de hojarasca. Las serpientes son más flexibles que los saurios en su repuesta a las presiones ejercidas por los tratamientos, sin embargo mostraron similitudes en abundancia conforme avanza el tiempo de regeneración.

Resulta evidente que los tratamientos silvícolas, sin importar la intensidad, tiene un efecto poderoso sobre las comunidades herpetofaunísticas. Los resultados demuestran que los tratamientos de baja intensidad puede provocar una disminución más marcada en riqueza de especies que el tratamiento intensivo, ya que este último tiene el potencial de incorporar un mayor número de especies generalistas aumentando su abundancia, pero los cambios en el ensamble de la comunidad pueden ser más drásticos conforme se avanza en los estados sucesionales.

Como se puede apreciar, los efectos de las intervenciones forestales no actúan directamente sobre el ensamble completo de especies, sino que más bien actúa de manera particular sobre cada especie (específicamente sobre cada población) de una manera independiente, como por ejemplo *M gadovii* quien fue una especie de saurio que mostró valores altos en abundancia, solo fue muy abundante en el sitio AP 10 años a pesar de haber sido registrada en todos los sitios de estudio demostrando que la selección del hábitat puede diferir entre poblaciones de la misma especie.

Por su parte, *S formosus* fue la especie que mostro las abundancias más altas (capítulo III) estando presente en el sitio mayormente perturbado, pero de manera inesperada fue igualmente abundante en el control a pesar de ser considerada una especie con afinidad en sitios de dosel abierto. Este hecho sugiere que la especie podría estar presente en diferentes etapas sucesionales y que la elección del hábitat depende de diversas características como la disponibilidad de alimento y hábitat. En este sentido, la presencia de claros en el sitio control fue determinante para el incremento de la abundancia de esta especie, incluso al grado de presentar abundancias similares a las del sitio con mayor grado de perturbación, sin embargo, la reducción paulatina de la población hasta la desaparición en el sitio control sugiere que las presencia de claros en el bosque es una variable de igual o

mayor relevancia, permitiendo congregarse en espacios reducidos aprovechando al máximo los recursos generados a partir de la apertura del dosel.

La temporalidad tiene una gran influencia en la abundancia de los reptiles y los resultados muestran que los saurios presentan diferencias marcadas entre temporadas. En el caso de *S. formosus*, al ser una especie con requerimientos altos de temperatura, la temporada seca parece ser la que ofrece las mejores condiciones térmicas, lo cual en teoría permite un ambiente adecuado para los organismos heliotérmicos (Rivera-Vélez y Lewis, 1994). Durante la temporada de secas hay una disminución en la diversidad y disponibilidad de presas por lo que las lagartijas tienden a realizar recorridos más largos o concentrarse en parches donde exista mayor disponibilidad de presas, lo cual las vuelve más conspicuas (Vitt, 1991). En contraparte, las lluvias tuvieron un mayor efecto sobre la abundancia de *M. gadovii* la cual parece desenvolverse mejor en condiciones de alta humedad, además de que los individuos jóvenes y adultos aprovechan la abundancia de alimento durante esta época.

Hasta el momento no existen trabajos relacionados con la estimación de parámetros poblacionales de *S. formosus* y *M. gadovii*, por lo que este estudio da hincapié a realizar investigaciones más puntuales sobre su dinámica poblacional. Una línea de investigación interesante es conocer la dinámica poblacional de *S. formosus* en áreas con claros naturales y sus cambios durante la regeneración de la cobertura del dosel.

La comprensión de los efectos de diferentes técnicas de aprovechamiento forestal en especies sensibles es un paso importante en la creación y mejora de los planes de manejo y conservación, por lo que a continuación se realizan las siguientes recomendaciones:

- 1) Posterior al aprovechamiento es recomendable dejar desechos leñosos, ya que son utilizados como áreas de alimentación, apareamiento, anidación y resguardo por diversas especies tanto de anfibios y reptiles.
- 2) La presencia de un mayor número de desechos forestales grandes como árboles y troncos en estado de putrefacción son sitios de gran importancia ya que permiten el establecimiento de diferentes especies de salamandras

- 3) En sitios donde se emplee el tratamiento árboles padre es importante la presencia de un mayor número de desechos forestales.
- 4) Debido a que los saurios desempeñan un papel importante como control biológico de plagas, se recomienda contar con algún programa de conservación (principalmente las que se encuentren a alguna categoría de riesgo) en la zona de estudio.
- 5) La presencia de especies raras como *Pseudoeurycea. conanti* y *Pseudoeurycea. bonetii* podrían poner de manifiesto una buena calidad del ambiente por lo que es necesario desarrollar planes de conservación para diferentes especies de anfibios, además de seguir realizando estudios sobre la condición de sus poblaciones.
- 6) Se recomienda realizar monitoreos continuos a fin de conocer los cambios en abundancias y diversidad de herpetofauna.

Literatura citada

- Fredericksen, N. J., T.S. Fredericksen, B. Flores and D. Rumiz. 1999. Wildlife use of different sized logging gaps in a Bolivian tropical dry forest. *Tropical Ecology* 40:167-75.
- Gardner, T.A., M.A. Ribeiro-Junior, J. Barlow, T.C.S. Ávila-Pires, M.S. Hoogmoed & C.A. Pérez. 2007. The value of primary, secondary, and plantation forests for a neotropical herpetofauna. *Conservation Biology* 21: 775-787.
- Greenberg C.H., C.E. Moorman, A.L. Raybuck, C. Sundol, T.L. Keyser, J. Bush, D.M. Simon and G.S. Warburton. 2016. Reptile and amphibian response to oak regeneration treatments in productive southern Appalachian hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 377: 139-149.
- MacNeil J.E. and R.N. Williams. 2014. Effects of Timber Harvests and Silvicultural Edges on Terrestrial Salamanders. *PLoS ONE* 9(12): e114683. doi:10.1371/journal.pone.0114683
- Moorman C.E., K.R. Russell and C.H. Greenberg. 2001. Reptile and Amphibian Response to Hardwood Forest Management and Early Successional Habitats. In: Greenberg,

- C.H., Collins, B., Thompson, F.R. III (Eds.), Sustaining young forest communities: Ecology and Management of early Sucessional Habitats in the Central Hardwood region, USA, vol 21. Manging Forest Ecosystem, pp. 191-208.
- Petranka, J.W., Brannon, M.P., Hopey, M.E. & Smith, C.K. (1994). Effects of timber harvesting on low elevation populations of southern Appalachian salamander. *Forest Ecology and Management*. 67:135-147.
- Pough, F.H., Smith, E.M., Rhodes, D.H. & Collazo, A. (1987). The abundance of salamander in forest stands with different histories of disturbance. *Forest Ecology and Management*. 20: 1-9
- Rivera-Vélez, N. and A. R. Lewis. 1994. Threshold temperatures and the termal cycle of a heliothermic lizard. *Journal of Herpetology* 28:1-6.
- Vitt, L.J. 1991. An introduction to the ecology of cerradolizards. *Journaloj herpetology*, 25: 79-90.
- Willmer, P. G. Stone and I. Johnston. 2000. *Environmental Physiology of Animals*. Blackwell Science. 644 pp.

ANEXOS

ANEXOS

Estadísticos descriptivos de vegetación. Prom=promedio, DE = Desviación estándar, EE= Error estándar. AP = Arboles padre, SG = Selección en grupo.

	n	AP 1 año			AP 5 años			AP 10 años			SG 1 año			SG 5 años			SG 10 años			CONTROL		
		Prom	DE	EE	prom	DE	EE	prom	DE	EE	prom	DE	EE	prom	DE	EE	Prom	DE	EE	prom	DE	EE
Densidad de Arboles	10	0.6	0.516	0.163	16.8	4.871	1.540	6.8	4.022	1.271	4.4	1.264	0.4	5.2	0.788	0.249	5	1.490	0.471	6.4	1.429	0.452
Densidad de Arbustos	10	14.2	2.936	0.928	0.4	0.843	0.266	0.2	0.421	0.133	2.6	1.075	0.339	1.6	0.843	0.266	1.4	1.429	0.452	2	1.633	0.516
Dosel (%)	10	1.08	0.967	0.305	80.888	3.291	1.040	73.892	8.545	2.702	68.488	8.594	2.717	78.368	7.21	2.28	76.912	5.024	1.588	73.774	3.266	1.032
Cobertura Arbustiva (cm ²)	10	175569	118335	37421	2098	4423	1398.7	1121.6	2364.5	747.73	31065	27628	8736.8	25426	27002	8538.8	33383	55421	17526	41128	59938	18954
Cobertura herbácea (%)	10	94.42	5.271	1.666	17.48	13.65	4.316	49.8	13.57	4.291	56.06	7.223	2.284	50.98	11.785	3.726	52.16	15.964	5.048	52.64	16.513	5.221
Hojarasca (cm ²)	10	0	0	0	5.6	1.955	0.618	7	1.154	0.365	6.4	1.429	0.452	6.6	1.577	0.498	7	1.490	0.471	6.8	1.512	0.478

Análisis de varianza calculado mediante la prueba de comparación múltiple de Tukey-Kramer. g.l.=grados de libertad, p=significancia, IC=intervalos de confianza.

Fuente de variación	g.l.	Suma de cuadrados	Media de cuadrados	F-Ratio	p	Grupo	Diferente a	IC Inferior	IC Superior	p	
Densidad de árboles	6	746.6857	124.4476	16.593	0.00000	AP 1 año	AP 5 años	-21.70106	-10.69894	0.00000	
							AP 10 años	-11.70106	-0.698939	0.01917	
							CONTROL	-11.30106	-0.298939	0.03352	
						AP 5 años	AP 1 año	10.69894	21.70106	0.00000	
							AP 10 años	4.498939	15.50106	0.00004	
							SG 1 año	6.898939	19.90106	0.00000	
							SG 5 años	6.098939	17.10106	0.00000	
						SG 10 años	SG 10 años	6.298939	17.30106	0.00000	
							CONTROL	4.898939	15.90106	0.00002	
							AP 10 años	AP 1 año	0.698939	11.70106	0.01917
								AP 5 años	-15.50106	11.70106	0.00004
						SG 1 año	AP 5 años	-17.90106	-6.898939	0.00000	
						SG 5 años	AP 5 años	-17.10106	-6.098939	0.00000	
						SG 10 años	AP 5 años	-17.30106	-6.298939	0.00000	
CONTROL	AP 1 año	0.298939	11.30106	0.03352							
	AP 5 años	-15.90106	-4.898939	0.00002							

Densidad de arbustos	6	727.2	121.2	46.8729	0.00000	AP 1 año	AP 5 años	10.56997	17.03003	0.00000
							AP 10 años	10.76997	17.23003	0.00000
							SG 1 año	8.369973	14.83003	0.00000
							SG 5 años	9.369973	15.83003	0.00000
							SG 10 años	9.569973	16.03003	0.00000
							CONTROL	8.969974	15.43003	0.00000
						AP 5 años	AP 1 año	-17.03003	-10.56997	0.00000
						AP 10 años	AP 1 año	-17.23003	-10.76997	0.00000
						SG 1 año	AP 1 año	-14.83003	-8.369973	0.00000
						SG 5 años	AP 1 año	-15.83003	-9.369973	0.00000
						SG 10 años	AP 1 año	-16.03003	-9.569973	0.00000
						CONTROL	AP 1 año	-15.43003	-8.969974	0.00000
						Dosel (%)	6	24133.23	4022.205	101.506
							AP 10 años	-85.45651	-60.16749	0.00000
							SG 1 año	-80.05251	-54.76349	0.00000
							SG 5 años	-89.93251	-64.64349	0.00000
							SG 10 años	-88.47651	-63.18749	0.00000
							CONTROL	-85.33851	-60.04949	0.00000
						AP 5 años	AP 1 año	67.16349	92.45251	0.00000
						AP 10 años	AP 1 año	60.16749	85.45651	0.00000
						SG 1 año	AP 1 año	54.76349	80.05251	0.00000
						SG 5 años	AP 1 año	64.64349	89.93251	0.00000
						SG 10 años	AP 1 año	63.18749	88.47651	0.00000
						CONTROL	AP 1 año	60.04949	85.33851	0.00000
Cobertura arbustiva (cm ²)	6	107688200000	17948040000	5.0339	0.0013	AP 1 año	AP 5 años	53529.57	293413	0.00128
							AP 10 años	54505.96	294389.4	0.00119
							SG 1 año	24562.72	264446.2	0.01027
							SG 5 años	30201.89	270085.3	0.00695
							SG 10 años	22244.37	262127.8	0.01202
							CONTROL	14500.02	254383.5	0.02012
						AP 5 años	AP 1 año	-293413	-53529.57	0.00128
						AP 10 años	AP 1 año	-294389.4	-54505.96	0.00119
						SG 1 año	AP 1 año	-264446.2	-24562.72	0.01027
						SG 5 años	AP 1 año	-270085.3	-30201.89	0.00695
						SG 10 años	AP 1 año	-262127.8	-22244.37	0.01202
						CONTROL	AP 1 año	-254383.5	-14500.02	0.02012

Cobertura herbácea (%)	6	15004.42	2500.737	13.9323	0.00000	AP 1 año	AP 5 años	50.02846	103.8515	0.00000
							AP 10 años	17.70846	71.53154	0.00018
							SG 1 año	11.44846	65.27154	0.00153
							SG 5 años	16.52846	70.35154	0.00027
							SG 10 años	15.34846	69.17154	0.00041
							CONTROL	14.86846	68.69154	0.00048
						AP 5 años	AP 1 años	-103.8515	-50.02846	0.00000
							AP 10 años	-59.23154	-5.40846	0.01059
							SG 1 año	-65.49154	-11.66846	0.00143
							SG 5 años	-60.41154	-6.58846	0.00737
							SG 10 años	-61.59154	-7.76846	0.00509
							CONTROL	-62.07154	-8.24846	0.00437
						AP 10 años	AP 1 año	-71.53154	-17.70846	0.00018
							AP 5 años	5.40846	59.23154	0.01059
						SG 1 año	AP 1 año	-65.27154	-11.44846	0.00153
							AP 5 años	11.66846	65.49154	0.00143
						SG 5 años	AP 1 año	-70.35154	-16.52846	0.00027
							AP 5 años	6.58846	60.41154	0.00737
						SG 10 años	AP 1 año	-69.17154	-15.34846	0.00041
							AP 5 años	7.76846	61.59154	0.00509
						CONTROL	AP 1 año	-68.69154	-14.86846	0.00048
							AP 5 años	8.24846	62.07154	0.00437
Hojarasca (cm)	6	191.7714	31.9619	14.0052	0.00000	AP 1 año	AP 5 años	-8.634501	-2.565499	0.00003
							AP 10 años	-10.0345	-3.965499	0.00000
							SG 1 año	-9.434501	-3.365499	0.00000
							SG 5 años	-9.634501	-3.565499	0.00000
							SG 10 años	-10.0345	-3.965499	0.00000
							CONTROL	-9.8345	-3.765499	0.00000
						AP 5 años	AP 1 año	2.565499	8.634501	0.00003
						AP 10 años	AP 1 año	3.965499	10.0345	0.00000
						SG 1 año	AP 1 año	3.365499	9.434501	0.00000
						SG 5 años	AP 1 año	3.565499	9.634501	0.00000
						SG 10 años	AP 1 año	3.965499	10.0345	0.00000
						CONTROL	AP 1 año	3.765499	9.8345	0.00000

Coeficiente de correlación de Pearson entre temperatura (°C), humedad (% hum), cantidad lumínica, dosel, abundancia (n) y riqueza (s) de anfibios y reptiles en cada sitio de estudio.

1 año AP

	°C	% hum	Luz	Dosel	n_anfibios	s_anfibios	n_reptiles	s_reptiles
°C	1	-0.08933	-0.36992	0.020212	0.317235	0.100456	-0.603971	0.179719
	0	0.833395	0.367077	0.962114	0.443886	0.812908	0.112813	0.670213
% hum	1	1	-0.081029	0.145817	0.564614	0.790525	-0.520339	-0.535373
	0	0.848734	0.730444	0.144822	0.01952	0.186164	0.171496	
Luz	1		1	-0.46255	-0.272289	0.244342	0.198885	0.357736
	0		0.248483	0.514132	0.559767	0.636808	0.384275	
Dosel	1			1	-0.188982	-0.203653	0.134491	-0.142857
	0			0.654005	0.628577	0.750854	0.735765	
n_anfibios	1				1	0.628619	-0.330414	-0.188982
	0				0.095037	0.424088	0.654005	
s_anfibios	1					1	-0.538661	-0.203653
	0					0.168374	0.628577	
n_reptiles	1						1	0.134491
	0						0.750854	
s_reptiles	1							1
	0							0

5 años AP

	°C	% hum	Luz	Dosel	n_anfibios	s_anfibios	n_reptiles	s_reptiles
°C	1	-0.972513	-0.817164	-0.980725	-0.582715	-0.582715	-0.412441	-0.995156
	0	0.14961	0.39109	0.125196	0.603981	0.603981	0.729353	0.062686
% hum	1	1	0.660486	0.999265	0.755929	0.755929	0.188982	0.944911
	0	0.5407	0.024414	0.454371	0.454371	0.878962	0.212296	
Luz	1		1	0.688787	0.007742	0.007742	0.862128	0.86987
	0		0.516287	0.995071	0.995071	0.338262	0.328405	
Dosel	1			1	0.730274	0.730274	0.226492	0.956766
	0			0.478785	0.478785	0.854549	0.187882	
n_anfibios	1				1	1	-0.5	0.5
	0				0	0	0.666667	0.666667
s_anfibios	1					1	-0.5	0.5
	0					0	0.666667	0.666667
n_reptiles	1						1	0.5
	0						0	0.666667
s_reptiles	1							1
	0							0

AP 10 años

	°C	% hum	Luz	Dosel	n_anfibios	s_anfibios	n_reptiles	s_reptiles
°C	1	-0.093606	-0.311947	0.005248	0.534776	0.418286	-0.029946	-0.090611
	0	0.860002	0.547258	0.992128	0.274305	0.409163	0.955094	0.864456
% hum	1		-0.285286	0.115874	0.512781	0.360874	0.283628	0.144725
	0		0.58368	0.826967	0.298245	0.482187	0.585966	0.784429
Luz	1			-0.395671	-0.819944	-0.849971	0.063135	-0.122598
	0			0.437465	0.045712	0.032074	0.905423	0.817024
Dosel	1				0.011178	-0.119805	0.367044	0.851541
	0				0.983233	0.821152	0.474158	0.031424
n_anfibios	1					0.943767	-0.207079	-0.237915
	0					0.004654	0.693822	0.64986
s_anfibios	1						-0.223957	-0.321634
	0						0.669681	0.534186
n_reptiles	1							0.783349
	0							0.065322
s_reptiles	1							
	0							

SG 1 año

	°C	% hum	Luz	Dosel	n_anfibios	s_anfibios	n_reptiles	s_reptiles
°C	1	-0.295933	0.305174	0.470478	-0.434022	-0.62025	0.291342	-0.202374
	0	0.569059	0.55645	0.346353	0.389846	0.188933	0.575352	0.700583
% hum	1		0.096546	0.69911	0.191109	-0.06549	-0.388725	-0.441529
	0		0.85563	0.122182	0.716827	0.901906	0.446282	0.380744
Luz	1			0.363599	0.414054	-0.259703	-0.648909	-0.799026
	0			0.478636	0.414412	0.619204	0.163259	0.056527
Dosel	1				-0.142424	-0.571705	-0.216749	-0.626458
	0				0.787808	0.235872	0.679969	0.18324
n_anfibios	1					0.662541	-0.283488	-0.152894
	0					0.151603	0.58616	0.772446
s_anfibios	1						0.311496	0.6
	0						0.547868	0.208
n_reptiles	1							0.845489
	0							0.033966
s_reptiles	1							
	0							

SG 5 años

	°C	% hum	Luz	Dosel	n_anfibios	s_anfibios	n_reptiles	s_reptiles
°C	1	-0.975298	-0.616535	0.086528	-0.845612	-0.134856	0.339708	0.165133
	0	0.004643	0.268047	0.889967	0.07111	0.828818	0.57594	0.790706
% hum	1		0.685706	-0.289237	0.893877	0.142414	-0.188788	0.053727
	0		0.201243	0.636933	0.040833	0.819287	0.761064	0.931625
Luz	1			-0.472536	0.899056	0.761393	0.280508	0.22033
	0			0.421556	0.037911	0.134794	0.647587	0.721753
Dosel	1				-0.474535	-0.235068	-0.396258	-0.828274
	0				0.419315	0.703481	0.509002	0.08319
n_anfibios	1					0.542139	-0.07886	0.105802
	0					0.345215	0.899696	0.865541
s_anfibios	1						0.179029	-0.080064
	0						0.773277	0.898168
n_reptiles	1							0.745356
	0							0.14822
s_reptiles	1							
	0							

SG 10 años

	°C	% hum	Luz	Dosel	n_anfibios	s_anfibios	n_reptiles	s_reptiles
°C	1	-0.789156	0.922593	0.315276	-0.472996	-0.849036	0.34015	0.34015
	0	0.210844	0.077407	0.684724	0.527004	0.150964	0.65985	0.65985
% hum	1		-0.672504	0.13954	0.657612	0.828636	0.208105	0.208105
	0		0.327496	0.86046	0.342388	0.171364	0.791895	0.791895
Luz	1			0.082678	-0.675624	-0.932803	0.583273	0.583273
	0			0.917322	0.324376	0.067197	0.416727	0.416727
Dosel	1				0.674099	0.221791	0.221791	0.221791
	0				0.325901	0.778209	0.778209	0.778209
n_anfibios	1					0.866667	-0.2	-0.2
	0					0.133333	0.8	0.8
s_anfibios	1						-0.333333	-0.333333
	0						0.666667	0.666667
n_reptiles	1							1
	0							0
s_reptiles	1							
	0							1

> 35 años

	°C	% hum	Luz	Dosel	n_anfibios	s_anfibios	n_reptiles	s_reptiles
°C	1	-0.721949	-0.423703	-0.10144	-0.486225	-0.486225	0.447199	0.873138
	0	0.16847	0.477131	0.871065	0.40626	0.40626	0.450202	0.053197
% hum		1	0.023737	-0.582409	0.208661	0.208661	-0.089082	-0.523137
		0	0.96978	0.30282	0.736265	0.736265	0.886727	0.365691
Luz			1	0.445015	-0.37543	-0.37543	0.272979	-0.069312
			0	0.45269	0.533467	0.533467	0.656798	0.91182
Dosel				1	0.29222	0.29222	-0.239902	-0.194568
				0	0.633299	0.633299	0.697503	0.753841
n_anfibios					1	1	-0.819782	-0.80403
					0	0	0.089316	0.101023
s_anfibios						1	-0.819782	-0.80403
						0	0.089316	0.101023
n_reptiles							1	0.815673
							0	0.092327
s_reptiles								1
								0



Promedio de temperatura y precipitación pluvial a lo largo del estudio

Especies de Herpetofauna registrada en la Comunidad de San Pedro el Alto, Zimatlán, Oaxaca, México.



Clase: Amphibia
 Orden: Anura
 Familia: Bufonidae
 Especie: *Incilius occidentalis*
 Endemismo: Endémica
 NOM-059: Pr
 Hábitos: Terrestres
 Tipo de vegetación: Bosque de pino



Clase: Amphibia
 Orden: Caudata
 Familia: Plethodontidae
 Especie: *Pseudoeurycea conanti*
 Endemismo: Endémica de Oaxaca
 NOM-059: Amenazada
 Hábitos: Terrestres
 Tipo de vegetación:



Clase: Amphibia
 Orden: Caudata
 Familia: Craugastoridae
 Especie: *Craugastor mexicanus*
 Endemismo:
 NOM-059:
 Hábitos: Terrestre
 Tipo de vegetación:



Clase: Amphibia
 Orden: Caudata
 Familia: Plethodontidae
 Especie: *Pseudoeurycea conanti*
 Endemismo: Endémica de Oaxaca
 NOM-059: Amenazada
 Hábitos: Terrestres
 Tipo de vegetación: Bosque de pino



Clase: Amphibia
 Orden: Caudata
 Familia: Craugastoridae
 Especie: *Craugastor mexicanus*
 Endemismo:
 NOM-059:
 Hábitos: Terrestre
 Tipo de vegetación:



Clase: Amphibia
 Orden: Caudata
 Familia: Plethodontidae
 Especie: *Thorius minuttissimus*
 Endemismo: Endémica de Oaxaca
 NOM-059: Protección especial
 Hábitos: Terrestres
 Tipo de vegetación:



Clase: Amphibia
 Orden: Caudata
 Familia: Plethodontidae
 Especie: *Pseudoeurycea conanti*
 Endemismo: Endémica de Oaxaca
 NOM-059: Amenazada
 Hábitos: Terrestres
 Tipo de vegetación:



Clase: Reptilia
 Orden: Squamata
 Suborden: Lacertilios
 Familia: Anguillidae
 Especie: *Abronía mixteca*
 Endemismo: Endémica de México
 NOM-059: Amenazada
 Hábitos: Arborescente
 Tipo de vegetación: Bosque de Pino



Clase: Reptilia
 Orden: Squamata
 Suborden: Lacertilios
 Familia: Phrynosomatidae
 Especie: *Sceloporus aereolus*
 Endemismo: No endémica
 NOM-059: Pr
 Hábitos: Terrestres
 Tipo de vegetación: Bosque de pino



Clase: Reptilia
 Orden: Squamata
 Suborden: Lacertilios
 Familia: Anguillidae
 Especie: *Abronía oaxacae*
 Endemismo: Endémica de Oaxaca
 NOM-059: Amenazada
 Hábitos: Arborescente
 Tipo de vegetación: Bosque de Pino



Clase: Reptilia
 Orden: Squamata
 Suborden: Lacertilios
 Familia: Phrynosomatidae
 Especie: *Sceloporus spinosus*
 Endemismo: No endémica
 NOM-059: Sin estatus
 Hábitos: Terrestres
 Tipo de vegetación:



Clase: Reptilia
 Orden: Squamata
 Suborden: Lacertilios
 Familia: Anguillidae
 Especie: *Mesaspis gadovii*
 Endemismo: Endémica de México
 NOM-059: Protección especial
 Hábitos: Terrestre
 Tipo de vegetación: Bosque de pino



Clase: Reptilia
 Orden: Squamata
 Suborden: Lacertilios
 Familia: Dactyloidae
 Especie: *Norops quercorum*
 Endemismo: Endémica
 NOM-059: Endémico de México
 Hábitos: Terrestres
 Tipo de vegetación: Bosque de encino y pino



Clase: Reptilia
 Orden: Squamata
 Suborden: Lacertilios
 Familia: Phrynosomatidae
 Especie: *Sceloporus formosus*
 Endemismo: Endémica de México
 NOM-059: Sin estatus
 Hábitos: Terrestres
 Tipo de vegetación: Bosque de pino



Clase: Reptilia
 Orden: Squamata
 Suborden: Lacertilios
 Familia: Scincidae
 Especie: *Plestiodon brevirostri*
 Endemismo:
 NOM-059:
 Hábitos: Terrestre
 Tipo de vegetación: Bosque de pino



Clase: Reptilia
 Orden: Squamata
 Suborden: Lacertilios
 Familia: Phrynosomatidae
 Especie: *Sceloporus grammicus*
 Endemismo: No endémica
 NOM-059: Protección especial
 Hábitos: Terrestres
 Tipo de vegetación: Bosque de pino



Clase: Reptilia
 Orden: Squamata
 Suborden: Serpentes
 Familia: Colubridae
 Especie: *Rhadinaea fulvivittis*
 Endemismo: Endémica de México
 NOM-059: Sin estatus
 Hábitos: Terrestre
 Tipo de vegetación: Bosque de pino



Clase: Reptilia
Orden: Squamata
Suborden: Serpentes
Familia: Colubridae
Especie: *Thamnophis cyrtopsis*
Endemismo: No endémica
NOM-059: Amenazada
Hábitos: Terrestre
Tipo de vegetación: Bsoque de pino



Clase: Reptilia
Orden: Squamata
Suborden: Serpentes
Familia:
Especie: *Thamnophis chrysocephalus*
Endemismo: Endémica de México
NOM-059: Amenazada
Hábitos: Terrestre
Tipo de vegetación: Bosque de pino



Nota Científica
(Short communication)

AMPLIACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA DE *ABRONIA OAXACAE* (SQUAMATA: ANGUIDAE) Y *TANTALOPHIS DISCOLOR* (SQUAMATA: COLUBRIDAE) EN EL ESTADO DE OAXACA, MÉXICO

Recibido: 26/03/2015; aceptado: 08/02/2016

Aldape-López, C. T. & Santos-Moreno, A. 2016. New distributional records of *Abronia oaxacae* (Squamata: Anguinae) and *Tantalophis discolor* (Squamata: Colubridae) in Oaxaca State, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 32(1) (2016): 116-119.

ABSTRACT. In this paper we report new localities for *Abronia oaxacae* and *Tantalophis discolor* in a pine forest with intense management in San Pedro El Alto locality, municipality Zimatlán, in the state of Oaxaca, southwestern Mexico. These new localities extends the known range of both species.

El estado de Oaxaca ocupa el primer lugar en número de especies de anfibios y reptiles en México, contando en la actualidad con 378 especies (Ramírez *et al.* 2014). A pesar del elevado número de especies, existen áreas extensas en las que se desconoce la composición de la herpetofauna en este estado, por lo que la posibilidad de registrar especies nuevas o ampliar la distribución conocida de otras en la entidad es elevada.

Durante una investigación para evaluar el impacto del manejo forestal sobre diversos grupos de vertebrados en la comunidad de San Pedro El Alto, Municipio de Zimatlán, en la parte occidental del estado de Oaxaca, México,

se obtuvieron nuevos registros de dos especies de reptiles endémicos del estado, *Abronia oaxacae* (Günther 1885) y *Tantalophis discolor* (Günther 1860) con dos ejemplares recolectados para cada especie. Estos ejemplares se encuentran depositados en la Colección de Referencia de Herpetofauna del Laboratorio de Ecología Animal del CIIDIR Unidad Oaxaca (ECOAN-HERP).

La distribución conocida para *A. oaxacae* se restringe a la parte central de Oaxaca y algunas localidades de la Sierra Norte de este estado (Bogert & Porter 1967; Campbell 1982). El 22 de julio de 2014 se recolectó un ejemplar macho (número de catálogo ECOAN-HERP312) en el paraje el Polvorín (16°44'42.17" N, 97°06'45.12" O, 2818 m de altitud). El ejemplar presentó una longitud hocico-cloaca (LHC) de 107 mm y longitud de cola (LC) de 74 mm. El ejemplar se encontró mientras descendía de un pino (*Pinus oaxacana* Mirov) desde donde se dirigió a otro árbol de la misma especie hasta trepar a una altura aproximada de 1 m en donde se detuvo a 15 cm de una pareja de *A. mixteca* (Bogert & Porter 1967) que se encontraban copulando y no habían sido detectados previamente.

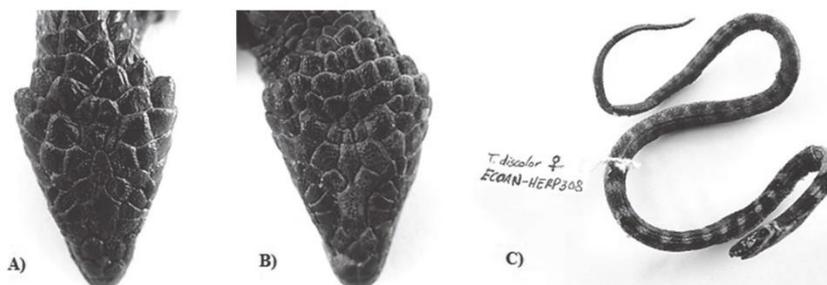


Figura 1. Disposición de escamas de la cabeza en A) *Abronia oaxacae*, B) *Abronia mixteca* y C) ejemplar de *Tantalophis discolor* de San Pedro El Alto, Zimatlán, Oaxaca, México.



El ejemplar fue identificado como *A. oaxacae* por presentar las características morfológicas diagnósticas de la especie, incluyendo ausencia de la escama frontonasal, ausencia de escama supralabial posterior, supralabial anterior separada del elemento cantolorear, un mínimo de cuatro nucleos, área de escamas granulares a los lados del cuello muy estrecha y carente de gránulos en el pliegue lateral; coloración dorsal en adultos que va de pardo claro a pardo verdoso con algunas manchas más oscuras, que forman de seis a ocho bandas transversales a lo largo del tronco y la coloración ventral crema inmaculado (Campbell & Frost 1993) (Fig. 1A y B).

El 23 de julio de 2014, se observó y recolectó un segundo ejemplar macho de *A. oaxacae* en las cercanías

de la presa de la ranchería El Tlacuache ($16^{\circ}41'39''$ N, $97^{\circ}09'08.19''$ O, 2426 m de altitud). Este ejemplar (ECOAN-HERP314) se encontró a nivel del suelo, a 2 m de distancia de la base de un pino (*P. pseudostrobus* Lindl.). Sus medidas fueron LHC = 98 mm y LC = 129 mm. Estos dos registros de *A. oaxacae* se encuentran a más de 30 km en línea recta al oeste del registro más cercano de esta especie en la parte central de Oaxaca, a 3 km al este de San Vicente Lachixio, Sola de Vega (Bogert & Porter 1967) (Fig. 2).

Tantalophis discolor es una serpiente xenodontina con distribución restringida al estado de Oaxaca, abarcando una pequeña porción de la Sierra Madre del Sur, así como de la porción norte y centro (Sierra Juárez) del estado de

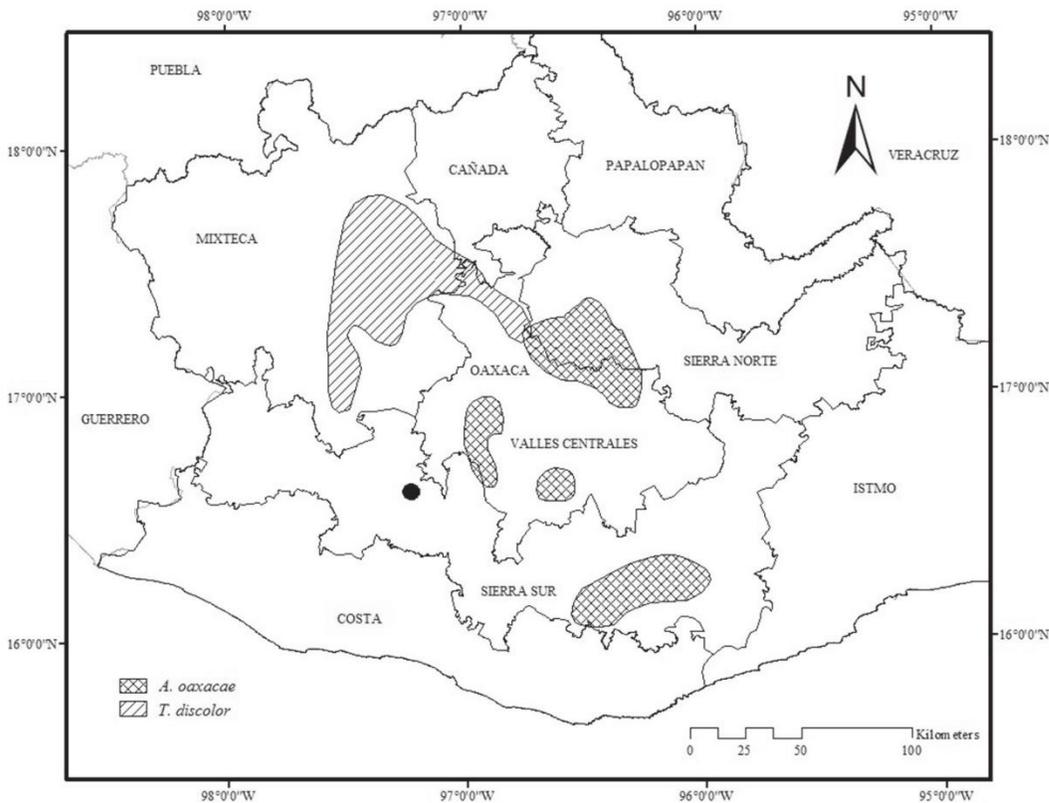


Figura 2. Distribución geográfica de *Abronia oaxacae* y *Tantalophis discolor* en Oaxaca. El círculo sólido indica el área donde se obtuvieron los nuevos registros.

Oaxaca (Duellman 1958; Myers & Campbell 1981). El 21 de julio de 2014 una hembra de *T. discolor* fue hallada muerta a 1.2 km al noreste del sitio conocido como Llano Manteca (16°39'37.98" N, 97°10'43.78" O, 2114 m de altitud). El ejemplar recolectado (ECOAN-HERP308) presentó una HCL de 197 mm y una LC de 66 mm (Figura 1C). Las características del ejemplar concuerdan con la descripción de Duellman (1958): 21 hileras de escamas dorsales lisas a la mitad del cuerpo con reducción a 19-19-17, una preocular; 7-7 supralabiales (3ª y 4ª entran a la órbita); 9-9 infralabiales; 1-1, preoculares; 2-2 postoculares; temporales en 1-2-3, pupila vertical y elíptica; placa anal dividida; ventrales, 187-189 ventrales en hembras; 72-73 caudales divididas en hembras.

Un segundo ejemplar de *T. discolor*, hembra, fue recolectado el 23 de septiembre de 2014 (ECOAN-HERP322) debajo de un tronco en las cercanías del huerto La Pobreza (16°44'50.55" N, 97°06'41.1" O, 2851 m de altitud). El ejemplar presentó una HCL de 358 mm y una LC de 129 mm. Ambos registros son los más sureños reportados hasta el momento para esta especie, debido a que se encuentran a más de 110 km en línea recta hacia el sur de Tamazulapam, localidad donde Duellman (1958) registró la presencia de la especie con anterioridad.

La legislación mexicana incluye a *A. oaxacae* y *T. discolor* en la categoría de Amenazada (A) (SEMARNAT 2010), mientras que la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN por sus siglas en inglés) las considera en la categoría de Vulnerable (Campbell 2007; Mendoza-Quijano & Canseco-Márquez 2007).

La presencia de *A. mixteca* ya había sido registrada por Bogert & Porter (1967) en la misma región. Su distribución abarca parte de la Mixteca Alta de Oaxaca y Guerrero, así como el suroeste de Valle de Cuicatlán (Canseco-Márquez *et al.* 2007; Canseco-Márquez & Gutiérrez-Mayen 2010). La mayoría de las especies del género *Abronia* presentan distribuciones limitadas que difícilmente se superponen (Good & Schwenk 1985; Campbell & Frost 1993; Peterson & Nieto-Montes de Oca 1996; Casas Andreu *et al.* 1996; Mata-Silva *et al.* 2015), por lo que este caso de simpatría entre *A. mixteca* y *A. oaxacae* se considera inusual.

La falta de información sobre aspectos de la biología de ambas especies es una limitante para proponer estrategias efectivas para su conservación. Esta carencia se debe en parte a que los organismos suelen ser poco conspicuos, debido a sus hábitos arborícolas y crípticos en el caso de las especies del género *Abronia*, o bien, por presentar tamaños poblacionales bajos como en el caso de *T. discolor*, lo

cual se ve reflejado en su baja representatividad en colecciones científicas (Zaldívar *et al.* 2002; Ramírez-Bautista *et al.* 2004; Wallach *et al.* 2014). Los presentes registros representan nuevas localidades en el estado de Oaxaca y extiende el área de distribución de ambas especies.

AGRADECIMIENTOS. A las autoridades de la comunidad de San Pedro El Alto, Zimatán por todas las facilidades otorgadas. Al Biól. César Benítez Díaz por su apoyo en trabajo de campo. Al Instituto Politécnico Nacional por el financiamiento proporcionado para la realización de este trabajo (apoyos SIP-20131154 y SIP-20141162 al segundo autor).

LITERATURA CITADA

- Bogert, C.M. & Porter, A.N. 1967. A new species of *Abronia* (Sauria, Anguillidae) from the Sierra Madre del Sur of Oaxaca, México. *American Museum Novitates*, 2279: 1-21.
- Canseco-Márquez, L., Campbell, J.A., Ponce-Campos, P., Muñoz-Alonso, A. & García Aguayo, A. 2007. *Abronia mixteca*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-3. www.iucnredlist.org (accessed on 09 October 2015).
- Canseco-Márquez, L. & Gutiérrez-Mayen, M.G. 2010. *Anfibios y Reptiles del Valle de Tehuacán-Cuicatlán*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F., 302 pp.
- Campbell, J.A. & Frost, D.R. 1993. Anguillid Lizards of the genus *Abronia*: Revisionary notes, descriptions of four new species, a phylogenetic analysis, and a key. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 216: 1-121.
- Campbell, J.A. 2007. *Abronia oaxacae*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-3. www.iucnredlist.org. Downloaded on 09 October 2015.
- Casas-Andreu, G., Méndez de la Cruz F.R. y Camarillo J.L. 1996. Anfibios y reptiles de Oaxaca. Lista, distribución y conservación. *Acta Zoológica Mexicana (n. s.)*, 69: 1-35.
- Duellman, W.E. 1958. Systematics Status of the Colubrid Snake, *Leptodeira discolor* Günther. *University of Kansas Publications Museum of Natural History*, 11: 1-9.
- Good, D.A. & Schwenk, K. 1985. A new species of *Abronia* (Lacertilia: Anguillidae) from Oaxaca, Mexico. *Copeia*, 1985: 135-141.
- Mata-Silva, V., Johnson J.D., Wilson, L.D. & García-Padilla, E. 2015. The herpetofauna of Oaxaca, Mexico: composition, physiographic distribution, and conservation status. *Mesoamerican Herpetology*, 2: 6-62.
- Mendoza-Quijano, F. & Canseco-Márquez, L. 2007. *Tantalophis discolor*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-3. www.iucnredlist.org (accessed on 09 October 2015).
- Myers, W. C. & Campbell, J. A. 1981. A new genus and species of colubrid snake from the Sierra Madre del Sur of Guerrero, Mexico. *American Museum Novitates*, 2708: 1-20.
- Peterson, A.T. & Nieto-Montes de Oca, A. 1996. Sympatry in *Abronia* (Squamata: Anguillidae) and the problem of Mario del Toro Avilés specimens. *Journal of Herpetology*, 30: 260-262.



SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*. 30 de diciembre, 77 pp.

Ramírez Bautista, A., Mendoza Quijano, F. & Arizmendi, M.C. 2004. *Tantolophis discolor*. Estatus y conservación de algunos anfibios y reptiles de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Unidad de Biología, Tecnología y Prototipos (UBIPRO), Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto W043. México. D. F.

Ramírez G. C., Lara-Brenis, A.E. & Mijangos-Arrazola, T. J. 2014. New Distributional Records of Amphibians and Reptiles from Northern Oaxaca, México. *Check List*, 10: 679-681.

Wallach, V., Williams, K.L. & Boundy, J. 2014. *Snakes of the World: A Catalogue of Living and Extinct Species*. CRC Press, 1237 pp.

Zaldivar R.A., Schmidt, W. & Heimes, P. 2002. *Abronia oaxacae*. Revisión de las categorías en el proyecto de norma oficial mexicana (PROY-NOM-059-2000) para las especies de lagartijas de la familia Anguidae (Reptilia). Museo de Zoología "Alfonso L. Herrera", Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto W026. México. D.F.

CÉSAR TONATIUH ALDAPE-LÓPEZ* y ANTONIO SANTOS-MORENO

Laboratorio de Ecología Animal, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca. Instituto Politécnico Nacional. Calle Hornos No. 1003, Col. La Noche Buena, Santa Cruz Xoxocotlán, C. P. 71230, Oaxaca, México.

*Correspondencia: yesca23fum@hotmail.com