

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

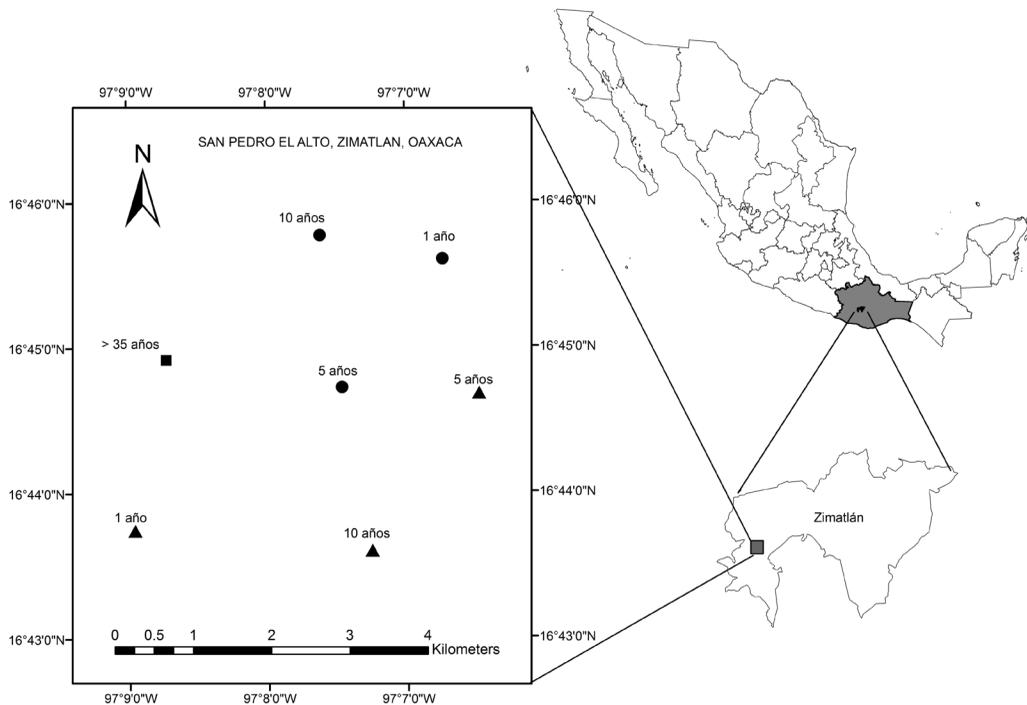


Fig. 1. Sitios de estudio en San Pedro el Alto, Zimatlán, Oaxaca. ▲ Tratamiento AP, ● tratamiento SG y ■ Sitio Control.
Fig. 1. Study sites location in San Pedro el Alto, Zimatlán community, Oaxaca, Mexico. ▲ AP treatment ● SG treatment and ■ Control.

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, Lamshead, & Patterson, 1997).

RESULTADOS

Con un esfuerzo de 134400 m² (13.44 hectáreas) de área muestreada, 1344 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
Prhynosomatidae	<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 brevirostris</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.

64512 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 el 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).

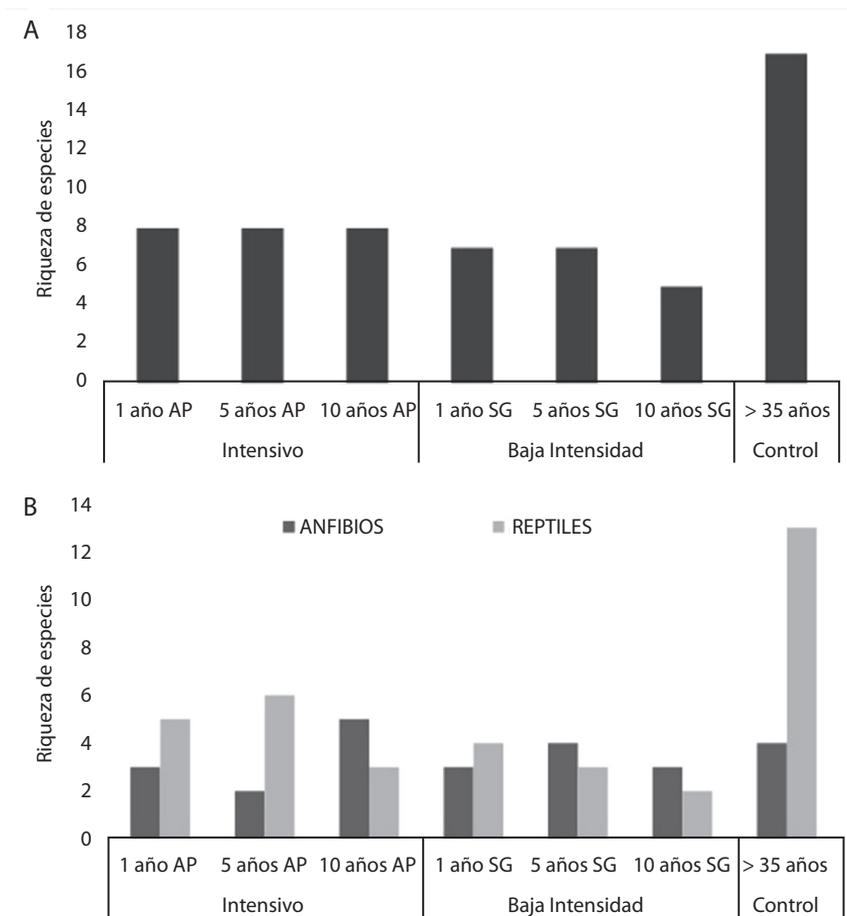


Fig. 2. Riqueza total (A) y por grupo (B) de herpetofauna registrada bajo cada sito de muestreo.
Fig. 2. Total species richness (A) and group (B) of herpetofauna at each sampling site.

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	<p>Familia Bufonidae <i>Incilius occidentalis</i> (Camerano, 1879)</p> <p>Familia Craugastoridae <i>Craugastor mexicanus</i> (Brocchi, 1877) <i>Craugastor pygmaeus</i> (Taylor, 1937)</p>
Orden Caudata	<p>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)</p>
Clase REPTILIA	
Orden Squamata	
Suborden Lacertilios	<p>Familia Anguidae <i>Abronia mixteca</i> (Bogert & Porter, 1967) <i>Abronia oaxacae</i> (Günther, 1885) <i>Mesaspis gadovii</i> (Boulenger, 1913)</p> <p>Familia Dactyloidae <i>Norops quercorum</i> (Fitch, 1978) <i>Norops nebuloides</i>* (Bocourt, 1873)</p> <p>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)</p>
Suborden Serpentes	<p>Familia Scincidae <i>Plestiodon brevirostris</i> (Günther, 1860)</p> <p>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)</p> <p>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)</p> <p>Familia Leptotyphlopidae <i>Epictia phenops</i> (Cope, 1875)</p> <p>Familia Natricidae <i>Thamnophis chrysocephalus</i> (Cope, 1885) <i>Thamnophis cyrtopsis</i> (Kennicott, 1860)</p> <p>Familia Viperidae <i>Crotalus intermedius</i>* (Troschel, 1865) <i>Crotalus molossus</i>* (Baird y Girard, 1853) <i>Ophryacus undulatus</i>* (Jan, 1859)</p>

* = Especies registradas fuera de los sitios de estudio.

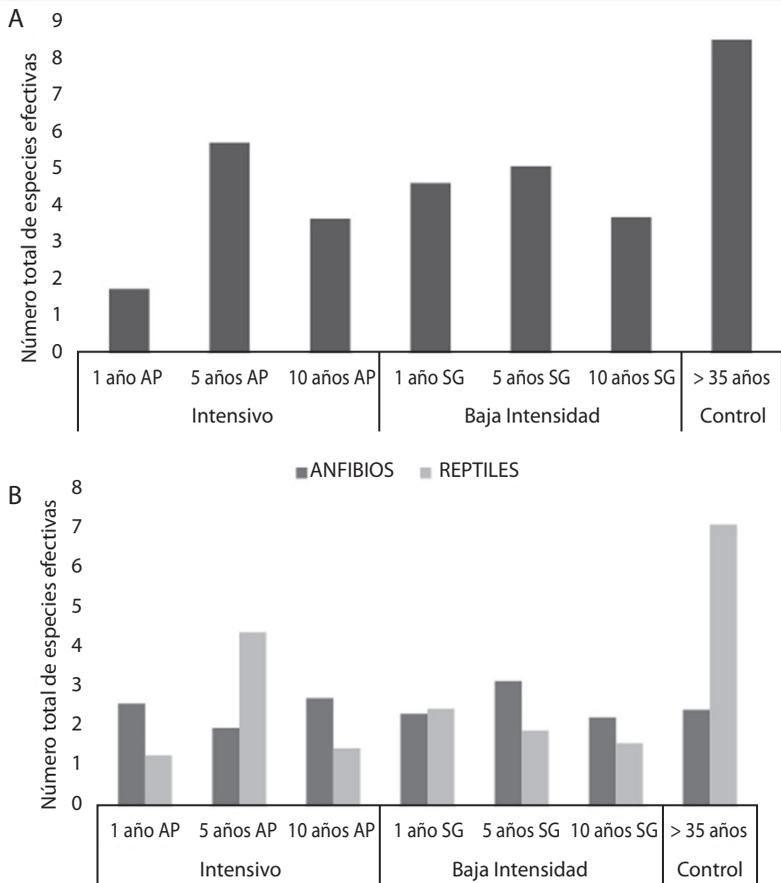


Fig. 3. Diversidad verdadera total (A) y por grupo (B) de herpetofauna registrada bajo cada tratamiento silvícola.
Fig. 3. Total true diversity (A) and for group (B) of herpetofauna species registered under each silvicultural treatment.

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 minittissimus*, 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).

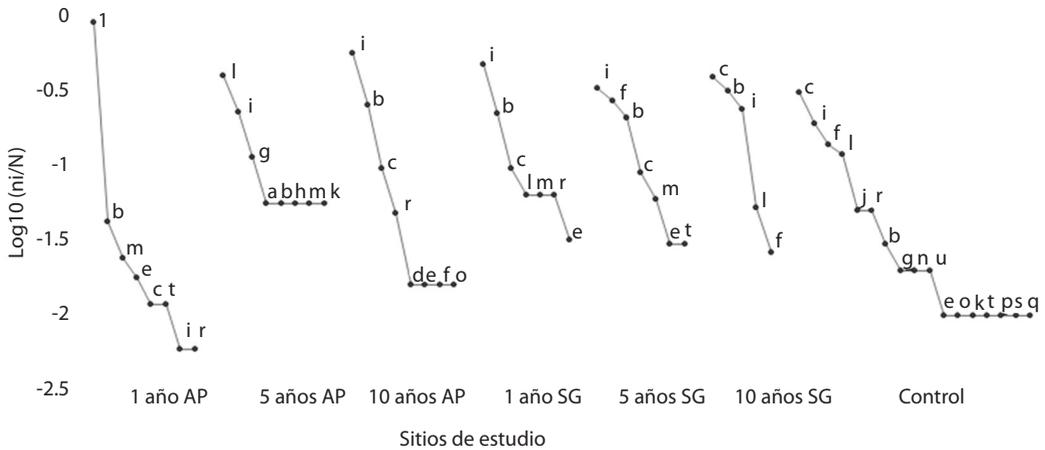


Fig. 4. Curvas de rango-abundancia de especies de herpetofauna por sitio de muestreo. Las especies (letras en minúsculas) están enlistadas en el cuadro 2, indicando el número de individuos de cada especie para cada sitio de muestreo.

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. chocranae* 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.

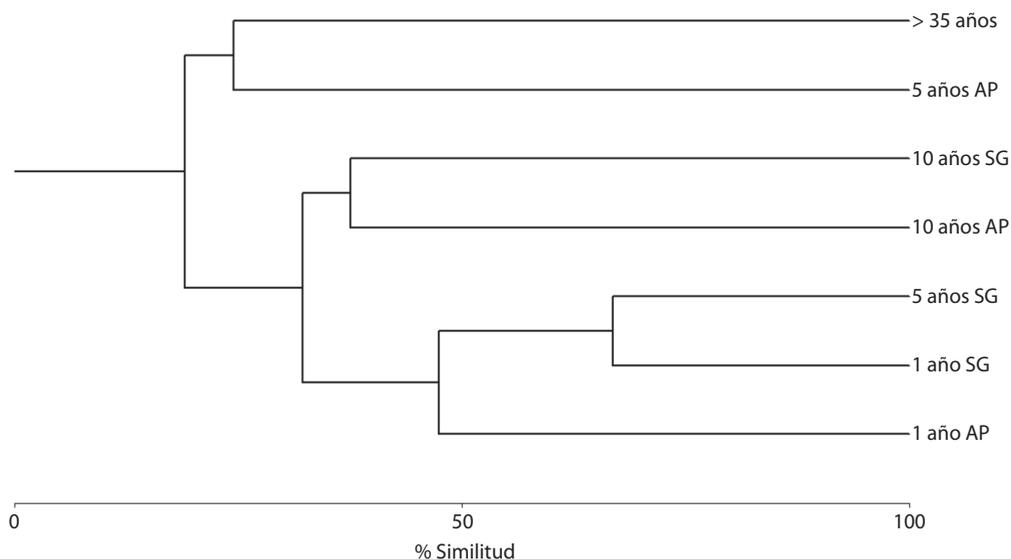


Fig. 5. Similitud en la composición de ensamble de especies de herpetofauna para cada sitio de estudio.

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-Vazquez, 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 Anguillidae 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 arborícola (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); Petranks, 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 *Abronia oaxacae* (squamata: anguillidae) 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 *Abronia*: 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.uncsd2012.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-Ríos, 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., & Martínez-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.

