

Ecología de los anuros de la Sierra de Quila, Jalisco, México: un análisis en dos escalas espaciales

Ecology of anurans of Sierra de Quila, Jalisco, Mexico: an analysis at two spatial scales

Oscar Francisco Reyna-Bustos ¹, Francisco Martín Huerta-Martínez ^{1*}, Alejandro Muñoz-Urias ¹

- Recibido: 29/Jul/2020
- Aceptado: 12/Mar/2021
- Publicación en línea: 31/Mar/2021

Citación: Reyna-Bustos OF, Huerta-Martínez FM, Muñoz-Urias A. 2022. Ecología de los anuros de la Sierra de Quila, Jalisco, México: un análisis en dos escalas espaciales. *Caldasia* 44(1):130-141. doi: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v44n1.89182>

ABSTRACT

Amphibians contribute to Mexico being considered a megadiverse country, due to its high endemism close to 60 %. At least 174 species (48 %) of Mexican amphibians are threatened or critically threatened mainly by anthropogenic factors. The objective of the present work was to describe richness, diversity, distribution patterns, and to identify the microhabitat preferences of anuran species in the Sierra de Quila Protected Natural Area. Field trips were made every two weeks between June and September from 2016 to 2018 to identify anurans watched or listened along the trips. Trails located in six vegetation types were used. Species and microhabitat location of each organism were recorded. A total of 24 species was recorded, being richness and diversity greater at the tropical deciduous forest and gallery forest, nevertheless, some species that have a strong preference for more temperate forests thus generating an important species turnover among vegetation types of the area. Anurans use eight types of microhabitats being the ground the most frequent space (16 species), however, only seven of the 24 species exhibited a significant preference for just one microhabitat. This information will be useful for support and lead the amphibian conservation effort at this Natural Protected Area specifying data about species distribution and their habitat use that serves as a reference for both future scientific and educational studies, focused on the conservation, and understanding of their ecology and distribution.

Keywords. Frog's ecology, microhabitat use, *Lithobates neovolcanicus*, *Plectrohyla bistincta*, *Exerodonta smaragdina*.

¹ Universidad de Guadalajara. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Camino Ramón Padilla Sánchez No. 2100 Nextipac, Zapopan, Jalisco C.P.45200, oscar.reyna@academicos.udg.mx, martin.huerta@academicos.udg.mx, alejandro.munozu@academicos.udg.mx

* Autor para correspondencia



RESUMEN

Los anfibios contribuyen a que México sea considerado un país megadiverso por su alto endemismo cercano al 60 %. De ellos, al menos 174 especies (48 %), están amenazadas o críticamente amenazadas, principalmente por factores antropogénicos. El objetivo del presente trabajo fue estimar la riqueza, diversidad, patrones de distribución y preferencias de microhábitat de las especies de ranas que habitan en el Área Natural Protegida Sierra de Quila. Se efectuaron salidas de campo quincenales entre junio y septiembre de los años 2016 a 2018, para identificar las especies de anuros observadas o escuchadas durante los recorridos. Se emplearon senderos ubicados en los seis tipos de vegetación, registrando la especie y el microhábitat de cada organismo. Se registraron 24 especies de ranas y sapos, la riqueza y diversidad fueron mayores en el bosque tropical caducifolio y en el bosque de galería, aunque existen especies que tienen preferencia por bosques más templados, lo que genera un importante recambio de especies entre los tipos de vegetación. Los anuros hacen uso de ocho tipos de microhábitats, el suelo fue uno de los más frecuentes (16 especies), sin embargo, sólo siete especies exhibieron preferencia significativa por un microhábitat. Esta información será útil al precisar datos sobre la distribución de las especies y su uso del hábitat que sirvan de referencia tanto para futuros estudios científicos como educativos, enfocados en su conservación, y en comprender su ecología y distribución.

Palabras clave. Ecología de ranas, uso del microhábitat, *Lithobates neovolcanicus*, *Plectrohyla bistincta*, *Exerodonta smaragdina*.

INTRODUCCIÓN

Los anfibios son organismos inofensivos para el humano e incluso benéficos, ya que controlan insectos dañinos y sirven como fuente alternativa de alimento; a pesar de eso, los anfibios de todo el mundo están en declive y su riesgo de extinción es mayor que el de cualquier otro grupo de vertebrados (Houlahan et al. 2000), la disminución de los anfibios se documentó en 2008, como la evidencia de la inminente sexta extinción masiva (Wake y Koo 2018). Estos organismos contribuyen de manera importante a que México sea considerado un país megadiverso, ya que poseen un alto grado de endemismo, cercano al 60 % (Flores Villela y García Vázquez 2014, Parra Olea et al. 2014).

Aunque existe discrepancia sobre el número de especies catalogadas en alguna de las diferentes categorías de riesgo según distintas listas, es evidente que se trata de un grupo que requiere de atención para ampliar su estudio y proponer estrategias de conservación, ejemplo de esto es que de acuerdo con AmphibiaWeb (c2020), existen 396 especies de anfibios repartidos en 242 anuros, 151 salamandras y tres cecilias, de los cuales 145, 127 y una respectivamente, son endémicos de México (68,93 %); por otro

lado, la NOM 059-SEMARNAT-2010, considera 361 especies, de las cuales 174 (48,1 %), son endémicas, cinco se encuentran en peligro de extinción, 44 amenazadas y 125 están sujetas a protección especial (SEMARNAT c2010); por su parte, la IUCN (por sus siglas en Inglés) considera 273 especies endémicas de México (84,24 %), y de acuerdo con las distintas categorías de riesgo, las tiene catalogadas como sigue: 29 en preocupación menor, 57 en peligro de extinción, 83 en peligro crítico, 27 vulnerables, 23 con datos deficientes y 11 casi amenazadas (IUCN c2019).

La heterogeneidad de los hábitats puede ser perturbada por actividades humanas como contaminación, degradación y cambio en el uso del suelo (e. g., deforestación), lo que causa efectos en cascada sobre las comunidades de anfibios (Berriozabal-Islas et al. 2018, Khatiwada et al. 2019), las tasas de transformación de los hábitats naturales no se detienen y es probable que se pierdan especies y poblaciones de anfibios (Frias-Álvarez et al. 2010), sobre todo si se considera que el 50 % de las especies de anfibios en México son micro endémicas (Parra-Olea et al. 2014), esto es, que su tolerancia ambiental es muy estrecha (Pie et al. 2013), por lo que alteraciones ligeras al hábitat repercuten grandemente en las poblaciones. Durante varias décadas, se ha

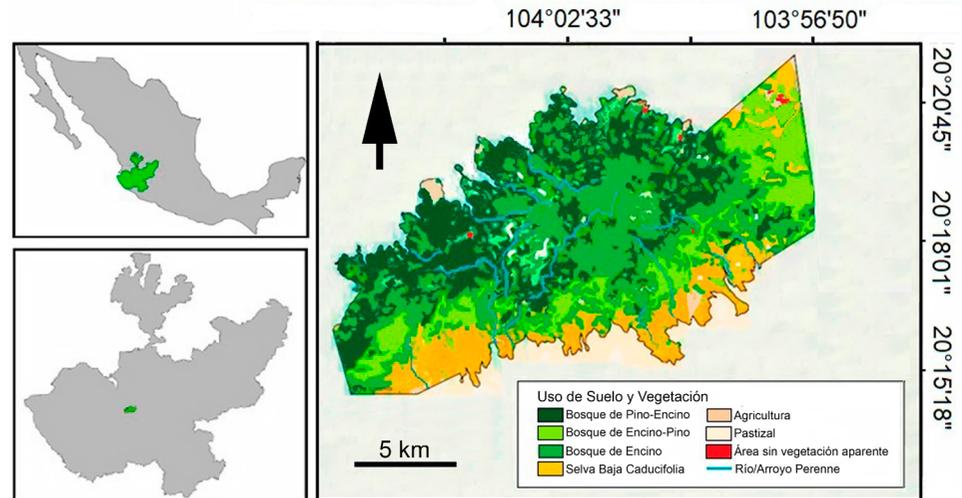


Figura 1. Ubicación geográfica del Área de Protección Forestal y Faunística Sierra de Quila y distribución de los tipos de vegetación.

insistido en la importancia de diversos factores como causa del declive de los anfibios en el mundo, hoy sabemos que dichos factores interactúan, y que, a excepción de la modificación del hábitat, ninguno es una verdadera amenaza a escala global para los anfibios (Green *et al.* 2020).

La selección de sitios de alimentación, descanso y apareamiento que maximicen la supervivencia y el éxito reproductivo (Luna-Gómez *et al.* 2017), puede estar influenciada por factores bióticos, tales como la presencia de depredadores y competidores, así como por factores abióticos como el riesgo a la desecación (Mageski *et al.* 2016); estos mismos factores pueden influir en la selección de diferentes sitios para la vocalización y la oviposición (Ferreira *et al.* 2012). Son pocos los trabajos que abordan los patrones de distribución de anfibios en microhábitats en México, entre los que se encuentran Santos-Barrera y Urbina-Cardona (2011), quienes documentan un patrón diferenciado de uso de microhábitat en anuros del bosque mesófilo de montaña del estado de Guerrero. Luna-Gómez *et al.* (2017) encontraron que en la Reserva de la Biósfera de Chamela existe además una segregación temporal en la presencia y actividad reproductiva de las especies de anuros, la cual se asoció principalmente con la precipitación, así como una superposición de especies en algunas semanas de la temporada de lluvias.

Leyte-Manrique *et al.* (2018), compararon el uso del microhábitat y periodo de actividad de una comunidad de anuros en cuatro tipos de vegetación, bosque tropical ca-

ducifolio, bosque de galera, matorral xerófilo y pastizal inducido, en un ambiente tropical estacional del estado de Guanajuato; Caracterizaron 17 tipos de microhábitats y compararon los periodos de actividad entre las distintas especies, encontraron una relación positiva entre la temperatura corporal y la temperatura del microhábitat y la ambiental, además la comunidad de anuros presente en el área de estudio puede diferenciarse en tres componentes eco-estructurales, conforme a sus hábitos; especies acuáticas, saxícolas-terrestres y arborícolas, determinados tanto por sus hábitos para la selección de microhábitats, como por sus periodos de actividad diarios. Concluyeron que, aunque la heterogeneidad vegetal es importante en la distribución de las especies y disponibilidad de microhábitats, no es el principal factor en la selección y uso de los microhábitats, sino que la selección y uso de los microhábitats y composición de la comunidad de anuros, se determinó por eventos conductuales que se manifiestan en los periodos de actividad y capacidad de termorregular de cada especie.

Para el caso de la Sierra de Quila, existe un trabajo que documenta 22 especies de anfibios (Santiago-Pérez *et al.* 2011), sin embargo, no se incluye información sobre la riqueza, diversidad y distribución de éstas en los tipos de vegetación o en los distintos microhábitats en esta Área Natural Protegida, lo que constituye información útil para futuros estudios científicos como educativos, enfocados en la conservación, ecología y distribución de los anfibios de la zona. Por lo anterior, el objetivo del presente trabajo

Tabla 1. Esquema de muestreo de anfibios por tipo de vegetación en el Área Natural Protegida Sierra de Quila.

AÑO	MUESTREO POR AÑO DURANTE LA ESTACION DE LLUVIAS							
	JUNIO		JULIO		AGOSTO		SEPTIEMBRE	
	1ra	2da	1ra	2da	1ra	2da	1ra	2da
2016	BP (12 h)	BQP (12 h)	BP (12 h)	BQP (12 h)	BP (12 h)	BQP (12 h)	BP (12 h)	BQP (12 h)
	BPQ (12 h)	BTC (12 h)	BPQ (12 h)	BTC (12 h)	BPQ (12 h)	BTC (12 h)	BPQ (12 h)	BTC (12 h)
	BQ (12 h)	GAL (12 h)	BQ (12 h)	GAL (12 h)	BQ (12 h)	GAL (12 h)	BQ (12 h)	GAL (12 h)
2017	BP (12 h)	BQP (12 h)	BP (12 h)	BQP (12 h)	BP (12 h)	BQP (12 h)	BP (12 h)	BQP (12 h)
	BPQ (12 h)	BTC (12 h)	BPQ (12 h)	BTC (12 h)	BPQ (12 h)	BTC (12 h)	BPQ (12 h)	BTC (12 h)
	BQ (12 h)	GAL (12 h)	BQ (12 h)	GAL (12 h)	BQ (12 h)	GAL (12 h)	BQ (12 h)	GAL (12 h)
2018	BP (12 h)	BQP (12 h)	BP (12 h)	BQP (12 h)	BP (12 h)	BQP (12 h)	BP (12 h)	BQP (12 h)
	BPQ (12 h)	BTC (12 h)	BPQ (12 h)	BTC (12 h)	BPQ (12 h)	BTC (12 h)	BPQ (12 h)	BTC (12 h)
	BQ (12 h)	GAL (12 h)	BQ (12 h)	GAL (12 h)	BQ (12 h)	GAL (12 h)	BQ (12 h)	GAL (12 h)

BP= Bosque de pino; BPQ= Bosque de pino-encino; BQ= Bosque de encino; BQP = Bosque de encino-pino; BTC = Bosque tropical caducifolio; GAL = Bosque de Galería. 1ra= primera quincena del mes, 2da= segunda quincena del mes, el número de horas empleadas en tres transectos por tres personas y por comunidad vegetal se indica entre paréntesis.

fue estimar la riqueza y diversidad de los anfibios en los distintos tipos de vegetación del Área Natural Protegida Sierra de Quila, así como evaluar si existe un patrón de distribución de las especies en los distintos microhábitats del área.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La Sierra de Quila es un área protegida bajo la categoría de Zona de Protección de Flora y Fauna. Se encuentra ubicada a 100 km al suroeste de la ciudad de Guadalajara, Jalisco, México, y cuenta con una extensión de 15 192 ha. Geográficamente se localiza entre los 20° 12' y 20° 23' Norte y los 103° 53' y 104° 11' Oeste. La zona comprende los municipios de Ameca, Atengo, Cocula, San Martín Hidalgo, Tecolotlán y Tenamaxtlán (Villavicencio-García *et al.* 2005) (Fig. 1). El área se ubica dentro de la región fisiográfica del Eje Neovolcánico Transversal, en un intervalo altitudinal que va de los 1300 a los 2560 m. Prevalcen dos tipos de clima según García (2004): el templado húmedo con lluvias en verano y el caliente húmedo con larga temporada seca, donde se presenta una precipitación media anual de 900 mm. En el área pudimos identificar ocho tipos de vegetación de acuerdo con el criterio de Rzedowski (2006): Bosque de pino, ubicado a 2 500 m, bosque de pino-encino ubicado entre los 1900 y los 2000 m, el bosque de encino se encuentra entre los 1500 y 1900 m, bosque de encino-pino ubicado entre los 1 900 y 2 000 m, el bosque tropical

caducifolio ubicado de los 1300 a los 1800 m, bosque mesófilo de montaña, vegetación con elementos relictuales que se presenta en cañadas entre los 1950 y los 2560 m, el bosque de galería se ubica de los 1300 hasta los 2200 m y el bosque espinoso que se sitúa a los 1300 de altitud.

Captura e identificación de especies

Se efectuaron 24 salidas de campo, una cada quince días entre los meses de junio y septiembre de 2016, 2017 y 2018, cada visita con una duración de tres noches de trabajo, dando un total de 72 noches efectivas de búsqueda. Se eligieron seis tipos de vegetación en los que se establecieron tres senderos en cada uno (Bosque de Pino, se trata de pequeños relictos con una superficie menor a las 50 ha pero se incluyó en el estudio debido a que en visitas previas se habían observado organismos en riachuelos intermitentes en temporada de lluvias, Bosque de Pino-Encino con una superficie de 5455 ha, Bosque de Encino-Pino con una superficie de 4050 ha, Bosque de Encino con una superficie de 3248 ha, Bosque Tropical Caducifolio con una superficie de 2143 ha, y Bosque de Galería sólo el de las zonas bajas, circundado por Bosque Tropical Caducifolio entre los 1400 y 1500 m con una superficie aproximada entre 30 y 50 ha). Fue un total de 18 senderos, cada uno con una longitud de 200 m y seis de ancho, con un límite de altura de observación de 1,80 m, en cada uno de los cuales tres personas realizaron recorridos de las 20:00 h a las 00:00 h y durante tres noches, tres senderos por noche, siendo

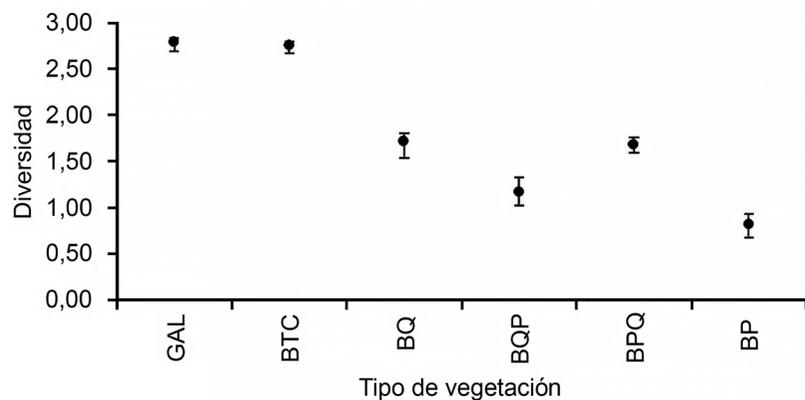


Figura 2. Valores de diversidad de Shannon-Wiener de anuros por tipos de vegetación en la Sierra de Quila. GAL= Bosque de galería, BTC= Bosque tropical caducifolio, BQ= Bosque de encino, BQP= Bosque de encino-pino, BPQ= Bosque de pino-encino, BP= Bosque de pino. Los puntos representan el valor de diversidad para el tipo de vegetación dado, las líneas representan el intervalo de confianza con $P=0,05$.

un total de 864 horas/persona para todo el estudio (4 h x 72 noches x tres personas) (Tabla 1). Los anuros fueron detectados usando simultáneamente métodos de encuentro visual y auditivo (Crump y Scott 1994, Luna-Gómez et al. 2017), con la finalidad de realizar un inventario más completo; los individuos que no fue posible identificar a nivel de especie en campo, se capturaron para su identificación y fueron liberados al día siguiente. La nomenclatura de las especies fue cotejada en ITIS (c2021).

Categorías de microhábitats

En este estudio el microhábitat se refiere al sitio específico en donde un organismo está posado, dentro de un cuerpo de agua o áreas circundantes (Alfonso y Eterovick 2007). Se definieron ocho tipos de microhábitats, reconocidos como unidades naturales de muestreo. Los microhábitats registrados en los senderos fueron: suelo desnudo, planta/herbácea, tronco/arbusto, pasto/agua, agua, roca, hojarasca y pastos.

Análisis de Datos

Con los datos de abundancia de las especies se realizó un análisis de predicción de riqueza con distintos estimadores no paramétricos mediante el uso del programa EstimateS 9.1 (Colwell c2019), con la finalidad de conocer el grado de completitud del muestreo. De igual manera se realizaron los análisis correspondientes a diversidad mediante el índice de Shannon-Wiener por tipo de vegetación usando el programa PAST 4.03 (Hammer et al. 2001), así como un análisis de semejanza de Bray-Curtis entre estos, para lo cual se usó el programa PC-ORD V 5.1 (McCune y Mefford 2006), adicionalmente, por tipo de vegetación, se exploró el modelo Gaussiano de distribución de las especies a lo largo del intervalo de elevación mediante el uso del programa

PAST 4.03. Finalmente, se realizó una prueba de bondad de ajuste de X^2 para conocer si existe una distribución aleatoria de las especies de anuros con respecto al microhábitat (Zar 2014).

RESULTADOS

Riqueza, abundancia y diversidad de especies por tipo de vegetación

Se registraron un total de 1003 individuos de 24 especies, las cuales representan entre 94,3 % (Bootstrap) y 100 % (Chao1, Chao2 y Jackknife 1) de la riqueza esperada para el área total por los distintos estimadores. Cuatro de ellas se encuentran en la NOM-059-SEMARNAT-2010, bajo alguna categoría de riesgo (*Exerodonta smaragdina* (Taylor, 1940)), endémica, sujeta a protección especial; *Sarcophyla bistinta* (Cope, 1877), endémica, sujeta a protección especial; *Lithobates forreri*, (Boulenger, 1883), no endémica, sujeta a protección especial y *Lithobates neovolcanicus* (Hillis & Frost, 1985) endémica, amenazada. Con respecto a las proporciones de los individuos encontrados, el 15 % corresponde a *Dryophytes arenicolor* (Cope, 1866) con 152 individuos, el 13 % a *Eleutherodactylus nitidus* (Peters, 1870), con 128, el 8 % a *Lithobates neovolcanicus* con 79 ejemplares y el 7 % a *Eleutherodactylus angustidigitorum* (Taylor, 1940) con 71 organismos; estas cuatro especies representaron el 43 % del total de los anuros en el área, el restante 57 % correspondió a las otras 20 especies (Tabla 2).

El análisis de diversidad por tipo de vegetación reveló que es en bosque tropical caducifolio y bosque de galería donde se obtuvo el valor más alto, mientras que en el bosque de encino pino y bosque de pino se obtuvieron los valores me-

Tabla 2. Número de individuos observados por especie y por tipo de vegetación en la Sierra de Quila: GAL= Bosque de galería, BTC= Bosque tropical caducifolio, BQ= Bosque de encino, BQP= Bosque de encino-pino, BPQ= Bosque de pino-encino, BP= Bosque de pino.

ESPECIE	FAMILIA	TIPO DE VEGETACIÓN						Total
		GAL	BTC	BQ	BQP	BPQ	BP	
<i>Incilius marmoratus</i> (Wiegmann, 1833)	Bufonidae	5	17	0	0	0	0	22
<i>Incilius mazatlanensis</i> (Taylor, 1940)	Bufonidae	17	19	0	0	0	0	36
<i>Rhinella horribilis</i> (Wiegmann, 1833)	Bufonidae	23	18	0	0	0	0	41
<i>Incilius occidentalis</i> (Camerano, 1879)	Bufonidae	9	15	9	8	1	0	42
<i>Craugastor augusti</i> (Dugès in Brocchi, 1879)	Craugastoridae	0	0	0	0	2	4	6
<i>Craugastor hobartsmithi</i> (Taylor, 1937)	Craugastoridae	4	7	3	3	0	0	17
<i>Craugastor occidentalis</i> (Taylor, 1941)	Craugastoridae	7	13	5	0	0	0	25
<i>Craugastor pygmaeus</i> (Taylor, 1937)	Craugastoridae	0	0	0	0	13	23	36
<i>Leptodactylus melanonotus</i> (Hallowell, 1861)	Eleutherodactylidae	4	2	0	0	0	0	6
<i>Eleutherodactylus angustidigitorum</i> (Taylor, 1940)	Eleutherodactylidae	0	0	0	0	26	45	71
<i>Eleutherodactylus nitidus</i> (Peters, 1870)	Eleutherodactylidae	10	43	27	33	15	0	128
<i>Sarcohyala bistrincta</i> (Cope, 1877)	Hylidae	2	2	0	1	0	0	5
<i>Smilisca fodiens</i> (Boulenger, 1882)	Hylidae	11	9	0	0	0	0	20
<i>Agalychnis dacnicolor</i> (Cope, 1864)	Hylidae	16	12	0	0	0	0	28
<i>Smilisca baudinii</i> (Dumeril & Bribron, 1841)	Hylidae	17	15	0	0	0	0	32
<i>Dryophytes eximius</i> (Baird, 1854)	Hylidae	0	13	0	0	21	0	34
<i>Exerodonta smaragdina</i> (Taylor, 1940)	Hylidae	21	23	0	0	0	0	44
<i>Tlalocohyla smithii</i> (Boulenger, 1902)	Hylidae	25	35	0	0	0	0	60
<i>Dryophytes arenicolor</i> (Cope, 1866)	Hylidae	21	70	17	21	23	0	152
<i>Hypopachus variolosus</i> (Cope, 1866)	Mycrohylidae	9	8	5	0	0	0	22
<i>Lithobates forreri</i> (Boulenger, 1883)	Ranidae	13	21	0	0	0	0	34
<i>Lithobates psilonota</i> (Webb, 2001)	Ranidae	35	20	0	0	0	0	55
<i>Lithobates neovolcanicus</i> (Hillis & Frost, 1985)	Ranidae	17	45	17	0	0	0	79
<i>Spea multiplicata</i> (Cope, 1863)	Scaphiopodidae	3	5	0	0	0	0	8

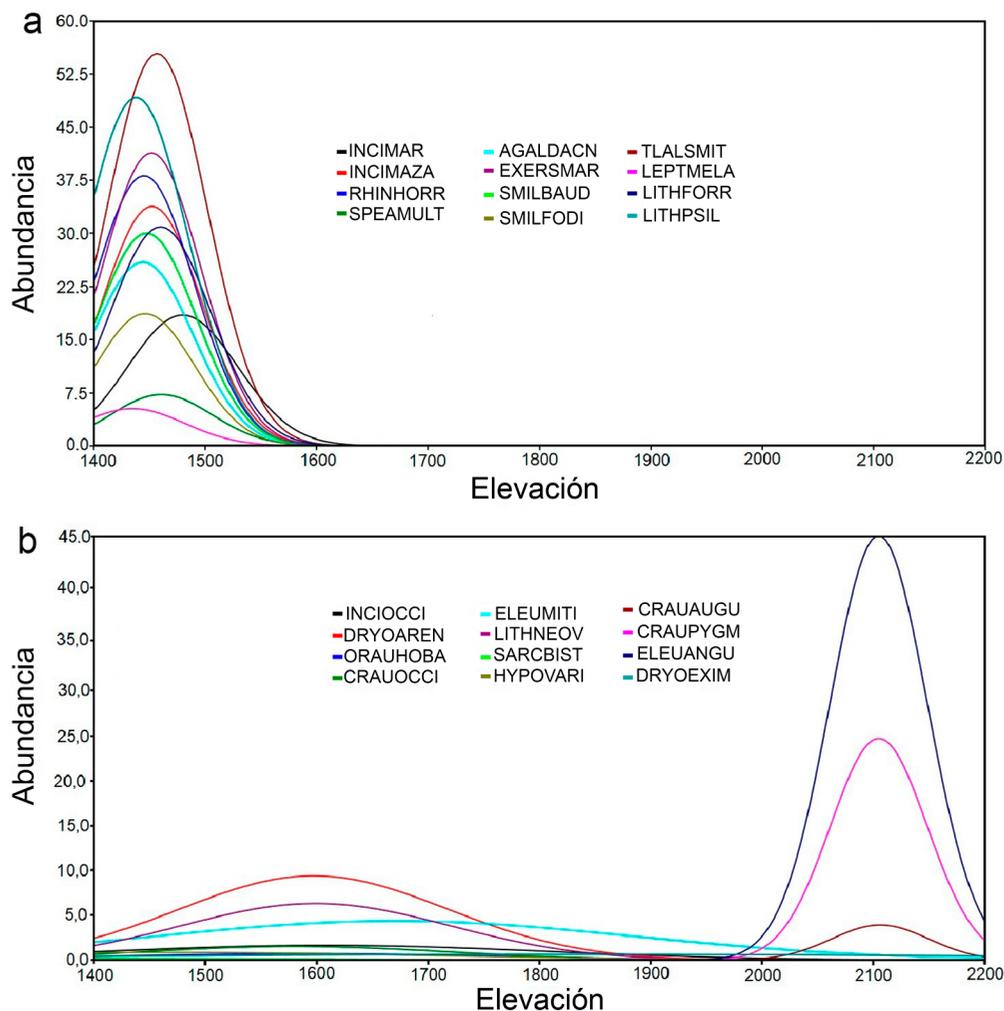


Figura 3. Distribución de las especies de anuros en el intervalo altitudinal de los sitios muestreados en la Sierra de Quila.

nores. Los valores de diversidad no fueron estadísticamente diferentes entre el bosque de galería y el bosque tropical caducifolio, ni entre el bosque de encino y el bosque de pino encino, al igual que entre el bosque de encino pino y bosque de pino (Fig. 2). Por otra parte, el análisis de semejanza de Bray-Curtis indica que el bosque de encino pino y el bosque de encino son los más semejantes (74 %), seguidos del bosque de galería y el bosque tropical caducifolio (70 %), en cambio, el bosque de galería y el bosque de pino encino son los que menor semejanza presentaron (17 %). Llama la atención que el bosque de pino tiene semejanza únicamente con el bosque de pino-encino en un 47 % (Tabla 3). Las curvas de distribución de las especies con respecto al intervalo altitudinal, muestran un primer grupo (Fig. 3a), que corresponde con las doce especies que se distribuyen preferentemente en Bosque de galería y Bos-

que tropical caducifolio (1400-1500 m) ellas son: *Incilius marmoratus*, *Incilius mazatlanensis*, *Rhinella horribilis*, *Spea multiplicata*, *Agalychnis dacnicolor*, *Exerodonta smaragdina*, *Smilisca baudini*, *Smilisca fodiens*, *Tlalocohyla smithii*, *Leptodactylus melanonotus*, *Lithobates forreri* y *Lithobates psilonota*; otro grupo de especies con distribución un poco más amplia, pero que tienden a presentar sus máximos hacia la parte baja del intervalo y a partir de la cota de los 1600 son: *Hypopachus variolosus*, *Incilius occidentalis*, *Dryophytes arenicolor*, *Sarcohyala binstincta*, *Lithobates neovolcanicus*, *Craugastor occidentalis*, *Craugastor hobartsmithi* y *Eleutherodactylus nitidus*. La especie que muestra la mayor tolerancia en su distribución es *Dryophytes eximius*, que fue registrada en bosque tropical caducifolio al igual que en el bosque de pino-encino, aunque no se registró en las cotas interme-

días, no sería extraño asumir que se encuentra presente prácticamente en todo el intervalo. Finalmente, en la cota de los 2100, en orden de abundancia, se encuentran las especies *Eleutherodactylus angustidigitum*, *Craugastor pygmaeus* y *Craugastor augusti* (Fig. 3b), aunque esta última especie sólo contó con cuatro individuos en bosque de pino y dos en bosque de pino-encino.

Riqueza y abundancia de especies por microhábitat

La comunidad de anuros hace uso de ocho tipos de microhábitats donde el suelo es uno de los más usados registrado en 16 especies, principalmente en las veredas y caminos de terracería dentro de los trayectos situados en cada tipo de comunidad vegetal. La abundancia de individuos también fue mayor en el suelo, seguido de pasto/agua, donde se localizaron nueve especies y 231 individuos; por otro lado, los espacios con menor número de especies fueron agua y hojarasca con cuatro especies en ambas (69 y 66 individuos respectivamente). Sin embargo, únicamente siete de las 24 especies exhibieron una distribución no aleatoria, es decir, su presencia en el microhábitat dado es mayor que la esperada por azar, de acuerdo con la prueba de bondad de ajuste de χ^2 : *Agalychnis dacnicolor*, *Exerodonta smaragdina* y *L. neovolcanicus* en pasto/agua; *Dryophytes arenicolor* en suelo; *Tlalocohyla smithii* en planta herbácea; *Eleutherodactylus nitidus* en pasto y *Lithobates forreri* en agua (Tabla 4).

DISCUSIÓN

Riqueza, abundancia y diversidad de especies por tipo de vegetación

La riqueza total encontrada en el ensamble de anuros de la Sierra de Quila para el periodo de lluvias comprendido entre junio y septiembre fue de 24 especies, en contraste con el estudio de Santiago-Pérez et al. (2011), que reporta 22 especies, las dos especies adicionales en el presente trabajo son: *Incilius mazatlanensis* y *Spea multiplicata*, esta diferencia puede deberse a que los autores antes mencionados realizaron búsqueda directa de organismos como método, mientras que en el presente trabajo fue muestreo sistematizado con esfuerzo constante y mediante dos métodos: encuentro visual y auditivo. Con base en los estimadores de riqueza se infiere que el muestreo es representativo y a pesar de que existe una ligera diferencia entre los estimadores, ésta no es significativa, ya que en término de número de especies representa una sola especie. Sin em-

bargo, se podría esperar la incidencia de otras especies en otras épocas del año.

El número de especies resulta importante para la zona, ya que se encuentran 24 de las 38 especies de anuros reportadas para Jalisco (Parra-Olea et al. 2014). Debido a que las comunidades de vegetación secundaria y áreas de cultivo al interior de la reserva no fueron consideradas para este estudio, cabe la posibilidad de encontrar otras especies, de hecho, nuestros muestreos fueron nocturnos, por lo que se esperaría que al realizar muestreos diurnos podría verse incrementada la lista de especies. Es importante señalar que se encontraron las especies *Lithobates neovolcanicus*, *Plectrohyla bistrincta*, *Exerodonta smaragdina*, y *Lithobates forreri* las cuales se encuentran en la lista de especies o poblaciones de flora y fauna silvestres en riesgo en la República Mexicana conocida como NOM 059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010).

Los sitios con mayor riqueza y abundancia fueron el Bosque tropical caducifolio con 21 especies y 412 individuos, lo que concuerda con lo encontrado por Chávez-Ávila et al. (2015), quienes argumentan que en la revisión para el estado de Jalisco, es en el bosque tropical caducifolio donde se encuentra la mayor riqueza y abundancia; en seguida el bosque de galería (con 20 especies y 269 individuos), esto puede deberse a que, los hábitats riparios como el bosque de galería, son cruciales para los anfibios en los diferentes estados de su ciclo de vida Olson et al. (2007). De acuerdo con Parra Olea et al. (2014), las familias Craugastoridae y Eleutherodactylidae, son las únicas familias de ranas y sapos en México en las que algunas especies presentan desarrollo directo, de las 20 especies que se encuentran en el bosque tropical caducifolio y bosque de galería, solo 4 podrían ser hasta cierto punto independientes de las corrientes de agua ya que pertenecen a dichas familias, sin embargo, les es de vital importancia para otras actividades tales como esconderse de depredadores, conseguir pareja, etc. Por otro lado, las tres especies que se distribuyen en bosque de pino-encino y bosque de pino, pertenecen a estas mismas familias (*Craugastor augusti*, *C. pygmaeus* y *Eleutherodactylus angustidigitum*), por lo que no se descarta la noción de que su dependencia a corrientes de agua sea menor, ya que de hecho se les registró en arroyos intermitentes.

Las especies difieren en cuanto a cómo utilizan los hábitats riparios y terrestres; por ejemplo, algunas ranas del género *Pristimantis* en Ecuador, ponen sus huevos en há-

bitat terrestres, mientras que todas las ranas centrolénidas y muchas hílidas requieren charcas para su reproducción y la mayoría de las especies son dependientes de ambientes acuáticos al menos en alguna etapa de su ciclo de vida; como resultado de esto, la diversidad y abundancia es con frecuencia mayor en áreas de vegetación riparia, lo que concuerda con nuestros resultados y refuerza lo encontrado por Jongsma *et al.* (2014), quienes encontraron también que de todos los tipos de hábitat estudiados, fueron los hábitats riparios los que presentaron mayor riqueza.

Por otra parte, la abundancia de los individuos no es homogénea entre las diferentes comunidades vegetales, ya que, entre los tropical caducifolio, bosques de galería y de pino-encino suman el 78 % de la abundancia total de las especies, esto es 782 individuos. El 22 % restante corresponde a las otras tres comunidades con un total de 221 individuos, otro hecho interesante, es que el bosque de pino es el tipo de vegetación con menor riqueza de especies (3), sin embargo, en este tipo de vegetación se encuentra *Eleutherodactylus angustidigitorum* que junto con *Craugastor pygmaeus* presentan la mayor abundancia solo después de *Dryophytes arenicolor*, esta última presente prácticamente en todo el intervalo altitudinal.

Riqueza, abundancia de especies y uso de microhábitat

Los anuros usualmente utilizan los microhábitats disponibles para llevar a cabo las diferentes actividades, como lo son cantar, reproducirse, cazar (Luna-Gómez *et al.* 2017), aunque tienen una fuerte dependencia del agua, sobre todo cuando existe actividad reproductiva de muchas especies (Duellman y Lizana 1994, Bevier 1997, Yanosky *et al.* 1997, Marsh 2000). De acuerdo con Santos-Barrera (2014), en el norte de México durante la noche, es posible

encontrar individuos adultos de *Incilius occidentalis* adyacentes a manantiales permanentes o temporales y ríos bajos, comúnmente escondidos debajo de los arbustos y en las raíces; parece evitar estanques y charcas permanentes, en la temporada de lluvias (Julio a septiembre), se pueden observar agregaciones de sapos a lo largo de las orillas de los ríos, casi siempre en el suelo, debajo de rocas y troncos y/o excavación en agujeros en el suelo, lo que coincide con el presente trabajo ya que 16 individuos de esta especie fueron encontrados en suelo y ocho en hojarasca.

En el presente trabajo se observó que los microhábitats más utilizados son el suelo desnudo (16 especies), junto con agua/ pasto (nueve especies) y agua (seis especies), entre las que destaca *Eleutherodactylus nitidus* que utilizó cinco de los ocho microhábitats disponibles, con una marcada frecuencia en el pasto y el suelo, en contraparte se registraron 18 individuos de *Dryophytes eximius* en un solo microhábitat (pasto/agua), a este respecto, cabe mencionar que Hernández-Salinas *et al.* (2018), encontraron que el material vegetal consumido por las hembras y machos de esta especie era alto, lo que sugiere que este tipo de alimento es una parte intencional de su dieta, de igual manera aseveran que el desarrollo larvario ocurre durante el período de mayor precipitación (julio y septiembre), lo que podría explicar la frecuencia de la especie en este tipo de microhábitat. Por su parte Duellman (1988), apunta que incluso la mayoría de las ranas que se reproducen en hábitats terrestres ocurren en áreas húmedas, mientras que Landeiro *et al.* (2014), puntualizan que las especies con reproducción acuática responden fuertemente a condiciones ambientales, principalmente la distancia a la fuente de agua más cercana, lo que indica que los cambios en la disponibilidad de tales fuentes afectarán su ocupación del paisaje. Se observó también un mayor uso de ciertos microhábitats en otras ocho especies, tal como el caso reportado por Burbano-Yandi *et al.* (2015), quienes estudiaron cinco especies en Colombia para determinar la afinidad por el microhábitat, encontraron que *Craugastor raniformis*, *Rhinella alata* y *Engystomops pustulosus*, estuvieron asociadas a la hojarasca; *Colostethus pratti*, a zonas rocosas, mientras que *Hypsiboas boans*, a las hojas de hierbas y arbustos.

Del total de especies de anuros encontradas, 16 de ellas se localizaron sobre el suelo desnudo, similar a lo señalado por Muñoz-Guerrero *et al.* (2007), quienes afirman que es una característica del ensamblaje de ranas neotropicales

Tabla 3. Valores de semejanza entre los tipos de vegetación de la Sierra de Quila, con datos de abundancia de especies de anuros. En negritas están los dos pares de tipos de vegetación que mayor semejanza mostraron y el par de tipos de vegetación que menor semejanza mostró.

	GAL	BTC	BQ	BQP	BPQ	BP
GAL	1,00	0,70	0,38	0,26	0,17	0,00
BTC		1,00	0,34	0,28	0,20	0,00
BQ			1,00	0,74	0,36	0,00
BQP				1,00	0,44	0,00
BPQ					1,00	0,47
BP						1,00

GAL= Bosque de galería, BTC= Bosque tropical caducifolio, BQ= Bosque de encino, BQP= Bosque de encino-pino, BPQ= Bosque de pino-encino, BP= Bosque de pino.

Tabla 4. Resultados de la prueba de bondad de ajuste de χ^2 para evaluar distribución no aleatoria con respecto al microhábitat de las especies

	S	Ph	Ta	Pa	A	R	H	Pas	χ^2	P
<i>Incilius marmoreus</i>	8	0	0	5	0	1	0	0	0,69	0,40
<i>Incilius mazatlanensis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Rhinella horribilis</i>	0	0	0	0	13	8	0	0	1,19	0,27
<i>Incilius occidentalis</i>	16	0	0	0	0	0	8	0	2,67	0,10
<i>Craugastor augusti</i>	1	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Craugastor hobartsmithi</i>	5	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Craugastor occidentalis</i>	3	0	0	0	0	0	0	36		
<i>Craugastor pygmaeus</i>	1	1	1	0	0	0	36	0		
<i>Leptodactylus melanonotus</i>	0	0	0	3	0	0	0	0		
<i>Eleutherodactylus angustidigitorum</i>	2	2	18	0	0	0	0	0		
<i>Eleutherodactylus nitidus</i>	18	0	0	7	0	8	11	35	33,85	8,006E-7
<i>Sarcohylla bistincta</i>	0	2	0	0	0	0	0	0		
<i>Smilisca fodiens</i>	3	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Agalychnis dacnicolor</i>	5	0	3	22	0	3	0	0	10,70	0,001
<i>Smilisca baudini</i>	1	0	15	0	0	0	0	0		
<i>Dryophytes eximius</i>	0	0	0	18	0	0	0	0		
<i>Exerodonta smaragdina</i>	0	0	0	16	6	0	0	0	4,54	0,03
<i>Tlalocohyla smithii</i>	0	92	1	82	0	0	0	0	84,58	2,2E-16
<i>Dryophytes arenicolor</i>	143	0	0	0	0	22	0	0	88,73	2,2E-16
<i>Hypopachus variolosus</i>	0	3	0	14	0	0	0	0		
<i>Lithobates forreri</i>	21	0	0	0	34	0	11	19	12,83	0,005
<i>Lithobates pisonota</i>	0	0	0	0	16	19	0	0	0,25	0,61
<i>Lithobates neovolcanicus</i>	21	0	0	36	0	0	0	0	3,95	0,046
<i>Spea multiplicata</i>	3	0	0	0	0	0	0	0		

S=Suelo desnudo, Ph=Planta/herbácea, Ta=Tronco/arbusto, Pa=Pasto/agua, A=Agua, R=Roca, H=Hojarasca y Pas=Pastos.

de bajas altitudes como los bufónidos y leptodactílicos, que hacen uso del suelo para llevar a cabo varias de sus actividades, sin embargo, *Dryophytes arenicolor* fue la única especie que mostró valores significativos en la preferencia por el suelo. Hallazgos similares encontraron Beard et al. (2003) con *Eleutherodactylus coqui* en Puerto Rico.

Cabe señalar que, de las 24 especies, sólo siete mostraron distribución no aleatoria en los microhábitats, sin embargo, de las 17 restantes, solo en cuatro se obtuvieron los registros que requiere la prueba de bondad de ajuste y resultó no significativa; éste hecho podría indicar que la selección y uso de los microhábitats por estas cuatro especies, podría reflejar más eventos conductuales que fisiológicos y

los cuales se manifiestan en los periodos de actividad. Esto también fue observado por Suazo-Ortuño et al. (2015). Es importante señalar que en el presente trabajo no se puede hablar de preferencias de microhábitat, ya que no se evaluó la disponibilidad de éstos para las especies. Finalmente, este es el primer trabajo en su tipo para el área de estudio, y hace evidente la necesidad de evaluar la disponibilidad de los microhábitats para conocer su preferencia por parte de las especies de anuros, así como continuar con un registro sistemático permanente y estudios de demografía de las poblaciones, sobre todo de aquellas catalogadas en alguna categoría de riesgo, con la finalidad de obtener información que permita en el mediano plazo establecer su estado de conservación así como sus riesgos.

PARTICIPACIÓN DE AUTORES

OFRB, diseño, trabajo de campo y gabinete, escritura del documento, revisión y correcciones al documento. FMHM, diseño, trabajo de campo, análisis de datos, escritura del documento, revisión y correcciones al documento. AMU, diseño, trabajo de campo, análisis de datos, revisión y correcciones al documento.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a los revisores anónimos por sus atinados comentarios que ayudaron a mejorar sustancialmente el trabajo. Agradecemos a Saúl Alejandro Huerta Sánchez por la elaboración del mapa. Al Comité Regional de la Sierra de Quila, A.C. por las facilidades otorgadas para la realización del presente estudio.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existe conflicto de intereses.

LITERATURA CITADA

- Alfonso LG, Eterovick PC. 2007. Microhabitat choice and differential use by anurans in forest streams in southeastern Brazil. *J. Nat. Hist.* 41(13-16):937-948. doi: <https://doi.org/10.1080/00222930701309544>
- AmphibiaWeb c2020. University of California, Berkeley, CA, USA. [Revisada en: 20 Sept 2020]. <https://amphibiaweb.org>
- Beard KH, McCullough S, Eschtruth AK. 2003. Quantitative Assessment of Habitat Preferences for the Puerto Rican Terrestrial Frog, *Eleutherodactylus coqui* J. *Herpetol.* 37(1): 10-17. doi: [https://doi.org/10.1670/0022-1511\(2003\)037\[0010:QAOHPF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1670/0022-1511(2003)037[0010:QAOHPF]2.0.CO;2)
- Bevier CR. 1997. Breeding activity and chorus tenure of two neotropical hylid frogs. *Herpetologica*. 53(3): 297-311. doi: <https://www.jstor.org/stable/3893339>
- Berriozabal-Islas C, Ramírez-Bautista A, Cruz-Elizalde R, Hernández-Salinas U. 2018. Modification of landscape as promoter of change in structure and taxonomic diversity of reptile's communities: an example in tropical landscape in the central region of Mexico. *Nat. Conserv.* 28: 33-49. doi: <https://doi.org/10.3897/natureconservation.28.26186>
- Burbano-Yandi CE, Bolivar-García W, Giraldo A. 2015. Ensamblajes de anuros en tres zonas con intervención humana en el Parque Nacional Natural Los Katíos (Colombia). *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. U. de Caldas.* 19: 157-170.
- Chávez-Ávila SM, Casas-Andreu G, García-Aguayo A, Cifuentes-Lemus JL, Cupul-Magaña FG. 2015. Anfibios y Reptiles del Estado de Jalisco. Análisis espacial, distribución y conservación. Pto. Vallarta: Universidad de Guadalajara, División de Ciencias Biológicas y Ambientales.
- Colwell RK. c2019. EstimateS. Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 9.1. [Revisada en: 20 Abr 2020] <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- Crump ML, Scott NJ Jr. 1994. Visual encounter survey. En: Heyer WR, Donnelly MA, McDiarmid RW, Donnelly, Heyek LC, Foster MS, editores. *Measuring and monitoring Biological diversity, Standard Methods for Amphibians*. Washington D.C: Smithsonian Institution Press. p. 84-91.
- Duellman WE. 1988. Patterns of species diversity in anuran amphibians in the American tropics. *Ann. Missouri Bot. Gard.* 75:79-104. doi: <https://doi.org/10.2307/2399467>
- Duellman WE, Lizana M. 1994. Biology of a sit-and-wait predator, the leptodactylid frog, *Ceratophrys cornuta*. *Herpetologica*. 50(1):51-64. doi: <https://www.jstor.org/stable/3892875>
- Ferreira RB, Schineider JAP, Teixeira RL. 2012. Diet, fecundity, and use of bromeliads by *Phyllodytes luteolus* (Anura: Hylidae) in Southeastern Brazil. *J. Herpetol.* 46(1):19-24. doi: <https://doi.org/10.1670/09-040>
- Flores-Villela O, García-Vázquez UO. 2014. Biodiversidad de reptiles en México. *Rev. Mex. Biodivers. Suplemento.85:* 467-475.
- Frías-Alvarez P, Zúñiga-Vega JJ, Flores-Villela O. 2010. A general assessment of the conservation status and decline trends of Mexican amphibians. *Biodivers. Conserv.* 19(13):3699-3742. doi: <https://doi.org/10.1007/s100531-010-9923-9>
- García E. 2004. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. Serie Libros No. 6. 5a Edición. Corregida y Aumentada. México D.F.: Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Green DM, Lannoo MJ, Lesbarrères, D, Muths E. 2020. Amphibian Population Declines: 30 Years of Progress in Confronting a Complex Problem. *Herpetologica*. 76(2): 97-100. doi: <https://doi.org/10.1655/0018-0831-76.2.97>
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*. 4(1): 1-9.
- Hernández-Salinas U, Ramírez-Bautista A, Stephenson BP, Cruz-Elizalde R, Berriozabal-Islas C, Balderas-Valdivia CJ. 2018. Amphibian life history in a temperate environment of the Mexican Plateau: dimorphism, phenology and trophic ecology of a hylid frog, *Hyla eximia* (= *Dryophytes eximius*). *PeerJ* 6:e5897. doi: <https://doi.org/10.7717/peerj.5897>
- Houlahan JE, Findlay CS, Schmidt BR, Meyer AH, Kuzmin SL. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404(6779):752-755. doi: <https://doi.org/10.1038/35008052>

- [ITIS] Integrated Taxonomic Information System. c2021. Integrated Taxonomic Information System on-line database [Revisada en: 17 Feb 2021]. <http://www.itis.gov>
- [IUCN] International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. c2019. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-2. 2. [Revisada en: 16 Dic 2019]. <https://www.iucnredlist.org>
- Jongsma GFM, Hedley RW, Durães R, Karubian J. 2014. Amphibian diversity and species composition in relation to habitat type and alteration in the Mache-Chindul Reserve, northwest Ecuador. *Herpetologica*. 70(1): 34-46. doi: <https://doi.org/10.1655/HERPETOLOGICA-D-12-00068>
- Khatiwada JR, Zhao T, Chen Y, Wang B, Xie F, Cannatella, DC, Jiang J. 2019. Amphibian community structure along elevation gradients in eastern Nepal Himalaya. *BMC Ecol*. 19:19. doi: <https://doi.org/10.1186/s12898-019-0234-z>
- Landeiro VL, Waldez F, Menin M. 2014. Spatial and environmental patterns of Amazonian anurans: Differences between assemblages with aquatic and terrestrial reproduction, and implications for conservation management. *Nat. Conserv*. 12(1):42-46. doi: <https://doi.org/10.4322/natcon.2014.008>
- Leyte-Manrique A, González-García RLE, Quintero-Díaz GE, Alejo-Iturvide F, Berriozabal-Islas C. 2018. Aspectos ecológicos de una comunidad de anuros en un ambiente tropical estacional en Guanajuato, México. *Acta Zoo. Mex*. 34: 1-14. doi: <https://doi.org/10.21829/azm.2018.3412138>
- Luna-Gómez MI, García A, Santos-Barrera G. 2017. Spatial and temporal distribution and microhabitat use of aquatic breeding amphibians (Anura) in a seasonally dry tropical forest in Chamele, Mexico. *Rev. Biol. Tr*. 65(3): 1082-1094. doi: <http://doi.org/10.15517/rbt.v65i3.29440>
- Mageski MM, Ferreira RB, Beard KH, Costa LC, Jesús PR, Medeiros CC, Ferreira PD. 2016. Bromeliad Selection by *Phyllodytes luteolus* (Anura, Hylidae): The Influence of Plant Structure and Water Quality Factors. *J. Herpetol*. 50(1): 108-112. doi: <https://doi.org/10.1670/14-166>
- Marsh DM. 2000. Variable Responses to Rainfall by Breeding Tungara Frogs. *Copeia*. (4): 1104-1108. doi: [https://doi.org/10.1643/0045-8511\(2000\)000\[1104:VRTRBB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1643/0045-8511(2000)000[1104:VRTRBB]2.0.CO;2)
- McCune B, Mefford MJ. 2006. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data.
- Version 5.31 MjM Software. Glenden Beach, Oregon, U.S.A.
- Muñoz-Guerrero J, Serrano VH, Ramírez-Pinilla MP. 2007. Uso de microhábitat, dieta y tiempo de actividad en cuatro especies simpátricas de ranas Hílicas neotropicales (Anura: Hylidae). *Caldasia*. 29(2): 413-425. doi: <https://www.jstor.org/stable/23641777>
- Olson DH, Anderson PD, Frissell CA, Welsh Jr HH, Bradford DF. 2007. Biodiversity management approaches for stream-riparian areas: perspectives for Pacific Northwest headwater forests, microclimates, and amphibians. *For. Ecol. Manage*. 246(1):81-107. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.053>
- Parra-Olea G, Flores-Villela O, Mendoza-Almeralla C. 2014. Biodiversidad de anfibios en México. *Rev. Mex. Biodivers. Supl*. 85: S460-S466.
- Pie MR, Meyer ALS, Firkowski CR, Ribeiro LF, Bornschein MR. 2013. Understanding the mechanisms underlying the distribution of microendemic montane frogs (*Brachycephalus* spp., Terrarana: Brachycephalidae) in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Ecol. Modell*. 250: 165-176. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.10.019>
- Rzedowski J. 2006. Vegetación de México. 1ra. Edición digital. México, D.F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Santiago-Pérez AL, Domínguez-Laso M, Rosas-Espinoza VC, Rodríguez-Canseco JM, coordinadores. 2011. Anfibios y Reptiles de las Montañas de Jalisco: Sierra de Quila. Guadalajara, Jalisco: Universidad de Guadalajara / Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad / Coatzin, A. C./ Sociedad Herpetológica Mexicana, A. C.
- Santos-Barrera G. 2014. Geographic variation in *Incilius occidentalis* (Anura: Bufonidae), an endemic toad from Mexico, with a redescription of the species and delimitation of the type locality. *Rev. Mex. Biodivers*. 85(2): 414-428.
- Santos-Barrera G, Urbina-Cardona JN. 2011. The role of the matrix-edge dynamics of amphibian conservation in tropical montane fragmented landscapes. *Rev. Mex. Biodivers*. 82(2): 679-687.
- SEMARNAT. c2010. 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. [Revisada en: 10 Feb 2021] https://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/435/1/nom_059_semarnat_2010.pdf
- Suazo-Ortuño I, Alvarado-Díaz J, Mendoza E, López-Toledo L, Lara-Urbe N, Márquez-Camargo C, Rangel-Orozco JD. 2015. High resilience of herpetofaunal communities in a human-modified tropical dry forest landscape in western Mexico. *Trop. Conserv. Sci*. 8, 396-423. Doi: <https://doi.org/10.21829/azm.2018.3412138>
- Villavicencio-García R, Bauche-Petersen P, Gallegos-Rodríguez A, Santiago-Pérez AL, Huerta-Martínez FM. 2005. Caracterización estructural y diversidad de comunidades arbóreas de La Sierra de Quila. *Ibugana*. 13(1): 67-76.
- Wake DB, Koo MS. 2018. Amphibians. *Current Biol*. 28(21): R1221-R1242. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.09.028>
- Yanosky AA, Mercolli C, Dixon JR. 1997. Field ecology and population estimates of the veined tree frog (*Phrynohyas venulosa*) in the eastern chaco of Argentina. *Tex. J. Sci*. 49(1):41-58.
- Zar JH. 2014. Biostatistical Analysis. 5th Edition. England: Pearson Education.