

## Conservación

### Diversidad herpetofaunística de sitios restaurados y perturbados en el delta del río Colorado, Baja California, México

#### *Diversity of the herpetofauna in restored and disturbed sites in the Colorado River Delta, Baja California, Mexico*

Jorge H. Valdez-Villavicencio <sup>a, \*</sup>, Anny Peralta-García <sup>a</sup>, Norma S. González-Gutiérrez <sup>a</sup>,  
Xochitl I. Hernández-Morlán <sup>b</sup> y Osvel Hinojosa-Huerta <sup>c, d</sup>

<sup>a</sup> Conservación de Fauna del Noroeste, A.C., Calle Granada, Colonia Granados, 22785 Ensenada, Baja California, México

<sup>b</sup> Universidad Autónoma de Baja California, Facultad de Ciencias, Carretera Ensenada-Tijuana Núm. 3917, Fracc. Playitas, 22860 Ensenada, Baja California, México

<sup>c</sup> Pronatura Noroeste, A.C., Calle 10, Colonia Centro, 22800 Ensenada, Baja California, México

<sup>d</sup> Universidad de Cornell, Cornell Laboratory of Ornithology, Coastal Solutions Fellows Program, 159 Sapsucker Woods Road, Ithaca, 14850 New York, EUA

\*Autor para correspondencia: j\_h\_valdez@yahoo.com.mx (J.H. Valdez-Villavicencio)

Recibido: 18 septiembre 2020; aceptado: 17 marzo 2021

#### Resumen

Se han iniciado esfuerzos de restauración en gran parte del mundo, con la finalidad de revertir los impactos causados por la vegetación exótica que invade sitios perturbados. Este estudio buscó conocer la respuesta de anfibios y reptiles a la restauración de hábitat en el delta del río Colorado, al comparar la riqueza y la diversidad de la herpetofauna en 2 sitios restaurados y perturbados en Mexicali, Baja California. Se instalaron 8 sistemas de trampas de caída en 2 sitios, con 2 réplicas cada uno, de mayo del 2018 a marzo del 2019. Se obtuvieron 402 observaciones de 18 especies (3 anfibios, 15 reptiles), incluyendo 3 especies exóticas. Los sitios restaurados presentaron mayor riqueza y diversidad que los sitios perturbados, incluyendo 6 especies enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010. Los resultados sugieren que los reptiles responden positivamente a los hábitats en restauración del delta del río Colorado. Sin embargo, solo 1 especie nativa de anfibio fue registrada en baja abundancia. Se recomienda continuar con las acciones de restauración, aumentando la diversidad de plantas nativas, ampliando la disponibilidad de hábitats acuáticos e incluyendo acciones de control de especies exóticas acuáticas que permitan la recuperación de los anfibios nativos.

*Palabras clave:* Riqueza; Especies exóticas; *Tamarix*; Hábitat ripario; Restauración; Anfibios; Reptiles

## Abstract

Restoration efforts have begun on a global scale, with the goal of reversing the impacts caused by exotic vegetation invading disturbed sites. The purpose of this study was to determine the response of amphibians and reptiles to habitat restoration in the Colorado River Delta, by comparing the richness and diversity of the herpetofauna in 2 restored and disturbed sites in Mexicali, Baja California, Mexico. From May 2018 to March 2019, we installed 8 pit-fall trap systems at 2 sites, with 2 replicas at each site. We obtained 402 observations from 18 species (3 amphibians, 15 reptiles), including 3 exotic species. The restored sites presented greater species richness and diversity than the disturbed (unrestored) sites, including 6 species registered in the NOM-059-SEMARNAT-2010 protected species list. The results suggest that the reptiles respond positively to restored habitat of the Colorado River Delta. However, only 1 native amphibian was recorded in low abundance. It is recommended that restoration actions continue to increase the diversity of native plants, expand the availability of aquatic habitats, and implement specific actions to control aquatic exotic species that lead to the recovery of native amphibian populations.

*Keywords:* Richness; Exotic species; *Tamarix*; Riparian habitat; Restoration; Amphibians; Reptiles

## Introducción

La pérdida y degradación del hábitat es la principal amenaza a la biodiversidad. Provoca disminución y aislamiento de poblaciones, extinción de especies, pérdida de diversidad genética y reducción de la capacidad evolutiva de las especies (Loo y Canadian, 2011; UICN, 2015). A nivel global, la degradación de ecosistemas dulceacuicolas por modificaciones del régimen hidrológico ha sido una de las principales causas de extinción de especies de vida silvestre (Strayer y Dudgeon, 2010). Esto se ha intensificado por la introducción de especies invasivas (Clavero y García-Berthou, 2005), en particular la prevalencia de plantas exóticas en áreas naturales, dominando en especial ecosistemas riparios y de humedales con algún tipo de disturbio (Denslow y Hughes, 2004; Sheley y Petroff, 1999; Sher y Quigley, 2013). Este ha sido el caso del pino salado (*Tamarix ramosissima*), que se considera como una de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo, siendo prioritaria su erradicación y control (Lowe et al., 2004), y que principalmente ha impactado sistemas riparios del oeste de Norteamérica, incluyendo la cuenca del río Colorado (Sher y Quigley, 2013).

En un intento por revertir los efectos de la degradación de los ecosistemas, la restauración ecológica ha sido reconocida como una de las prioridades ambientales a nivel global por la Convención en Diversidad Biológica de las Naciones Unidas (Aronson y Alexander, 2013). Esto ha motivado procesos intensivos de restauración que implican la remoción de especies exóticas, la reintroducción de especies nativas y la asignación de agua para fines ambientales (Bradshaw et al., 2009; Brook et al., 2002; King y Hobbs, 2006; Palmer y Ruhi, 2019; Suding, 2011).

En la región del río Colorado se han llevado a cabo esfuerzos de restauración, enfocados en mejorar la calidad del hábitat y mantener e incrementar las poblaciones

de especies prioritarias; ofrecen espacios de refugio, reproducción y descanso para la fauna circundante (Hobbs, 2003; Walker et al., 2004). En cuanto a anfibios y reptiles, se ha demostrado que la perturbación del hábitat suele tener serios efectos en los atributos ecológicos, reproductivos y fisiológicos (Berriozabal-Islas et al., 2017; Huey, 1991; Thompson et al., 2015; Vitt y Caldwell, 2014). Aunque los anfibios y reptiles han sido poco empleados en evaluaciones de restauración, estos grupos de vertebrados han proporcionado gran información sobre cambios en la comunidad en ambientes de pastizales, zonas agrícolas y riparios (Bateman, Chung-MacCoubrey et al., 2008; Jellinek et al., 2014; Steidl et al., 2013). Se ha observado que la abundancia de las lagartijas es mayor en sitios donde se ha removido pino salado y otras especies exóticas de plantas a lo largo del río Grande en Nuevo México (Bateman, Chung-MacCoubrey et al., 2008). De igual manera, en el río Virgin (tributario del río Colorado) se observó una mayor riqueza de especies en zonas restauradas, al parecer debido a que la restauración redujo la cobertura vegetal, aumentó la densidad de árboles nativos y se restauró el agua superficial (Mosher y Bateman, 2015).

En el lado mexicano, el río Colorado formó un gran delta desértico, extendiéndose por más de 400,000 ha en lo que hoy es el valle de Mexicali, hasta su desembocadura en el golfo de California (Glenn et al., 2001). Sin embargo, diversas actividades antropogénicas, entre ellas la desviación de los flujos del río para la agricultura y abastecimiento de agua potable, la pérdida de hábitat por cambios de uso de suelo, la introducción de especies exóticas y la contaminación por fertilizantes e insecticidas, han afectado los hábitats de especies nativas, reduciendo el área de humedales en un 85% (Hinojosa-Huerta y Carrillo-Guerrero, 2010). Esto ha causado la extirpación local de 9 especies de aves, 7 especies de peces de agua dulce y probablemente un anfibio y 2 reptiles (Hinojosa-Huerta et

al., 2007; Mellink y Ferreira-Bartrina, 2000). A pesar de estos cambios, aún existen importantes oportunidades de restauración en la región, con el potencial de recuperar hasta 150,000 ha (Zamora-Arroyo et al., 2005).

En respuesta, en los últimos 20 años se han implementado diversas acciones de restauración en la zona, en un marco de cooperación binacional entre México y Estados Unidos, con la participación de organizaciones de la sociedad civil y la academia (Gerlak, 2015), con acuerdos por medio de las Actas del Tratado de Aguas entre los 2 países, bajo la coordinación de la Comisión Internacional de Límites y Aguas (CILA; Pitt et al., 2017). Estas acciones han incluido el envío de flujos de agua dulce con fines ambientales, así como la implementación de proyectos de restauración en sitios prioritarios, que se basan en la remoción del pino salado, la reforestación con especies nativas y las actividades de riego, mantenimiento y monitoreo del sitio (Flessa et al., 2013; Pitt et al., 2017; Ramírez-Hernández et al., 2017; Schlatter et al., 2017).

Un componente esencial en este proceso binacional de restauración es la implementación de acciones de investigación y monitoreo para entender la respuesta ecológica del sistema a las acciones de restauración, en un esquema de manejo adaptativo (Flessa et al., 2013; Shafroth et al., 2017). Este estudio buscó evaluar si los anfibios y reptiles están respondiendo de manera positiva a las acciones de restauración de hábitat en el delta del río Colorado mediante la comparación de la riqueza y abundancia de especies entre sitios restaurados y sitios donde estas acciones no se han llevado a cabo (sitios perturbados).

## Materiales y métodos

El estudio se llevó a cabo en 2 sitios de restauración dentro del delta del río Colorado, en el extremo noreste del estado de Baja California. El primer sitio, Miguel Alemán, está ubicado en el tramo limítrofe del río Colorado (zona federal), aledaño a la colonia Miguel Alemán en el municipio de Mexicali (32°32'16.4" N, 114°49'5.4" O). Es un meandro antiguo localizado a 2 km de distancia del cauce principal del río, en una zona donde la planicie del río está seca y el nivel del agua subterránea se encuentra a más de 10 m de profundidad (Ramírez-Hernández et al., 2013). En este sitio (100 ha) se iniciaron actividades de restauración en el 2014, las cuales incluyeron la remoción de vegetación exótica, reforestación con árboles nativos como álamos (*Populus fremontii*), sauces (*Salix gooddingii*) y mezquites (*Prosopis pubescens* y *P. glandulosa*), y el uso de aproximadamente 1.4 millones de m<sup>3</sup> de agua al año para fines de restauración (Hinojosa-Huerta et al., 2005; fig. 1).

El segundo sitio, conocido como CILA (Comisión Internacional de Límites y Aguas), se ubica dentro del corredor ripario del río Colorado (32°12'14.3" N, 115°06'40.3" O), aledaño al ejido Francisco Murguía y forma parte del área de restauración Laguna Grande. En este sitio de aproximadamente 135 ha, se iniciaron actividades de restauración en el 2010 y al igual que en el sitio anterior, se realizó la remoción de vegetación exótica, se restauró con árboles nativos del río Colorado, principalmente álamos (*P. fremontii*) y sauces (*Salix gooddingii*) y se destinan aproximadamente 2.5 millones de m<sup>3</sup> de agua al año para fines de restauración (Schlatter et al., 2017). Este sitio, a diferencia del anterior, se localiza en una zona de la planicie de inundación en la que los flujos subterráneos mantienen con agua permanente el lecho del río y la profundidad del manto acuífero es menor a los 3 m (Ramírez-Hernández et al., 2017).

En cada uno de estos 2 sitios (Miguel Alemán y CILA) se seleccionó un área perturbada (no restaurada) y cercana a las zonas de restauración activa. En cada una de estas áreas la vegetación predominante es el pino salado (*Tamarix ramosissima*), con mezcla de algunos arbustos nativos como la cachanilla (*Pluchea sericea*). Para el caso del sitio CILA, además del pino salado, también predomina el carrizo (*Phragmites australis*) a las orillas del río.

Se realizaron muestreos cada 2 meses (de mayo 2018 a marzo del 2019) a excepción de los meses de invierno (diciembre a febrero). Los muestreos se realizaron por medio de sistemas de trampas de caída con cercos de desvío y trampas de embudo (Fisher y Rochester, 2012). En cada sitio se colocaron 4 sistemas de trampas, 2 sistemas en el área restaurada y 2 en el área no restaurada. Cada muestreo se realizó a lo largo de 5 días y 4 noches, las trampas se revisaron cada 24 horas, excepto durante el verano que se revisaron cada 12 horas debido a las altas temperaturas ambientales para evitar mortandad de los individuos capturados. Cada individuo capturado fue identificado a nivel de especie y liberado en el sitio de captura. Adicionalmente, se realizaron muestreos por encuentros visuales diurnos y nocturnos realizados por 3-4 personas, entre 10:00-13:00 h y 20:00-22:00 h. En el sitio CILA, debido a que cuenta con agua permanente en el río, se colocaron 4 trampas tipo nasa de 45 cm de diámetro y 1 m de longitud, cebadas con sardinas para la captura de tortugas dulceacuícolas (Bury et al., 2012).

Se elaboraron curvas de acumulación de especies para conocer la completitud del inventario de especies para cada sitio durante 25 días de muestreo usando los estimadores no paramétricos ACE y Chao 1 (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003; Moreno, 2001). Se usaron logaritmos que evalúan las especies que en la muestra están representadas por 1 o 2 individuos (singletons o doubletons; Colwell y

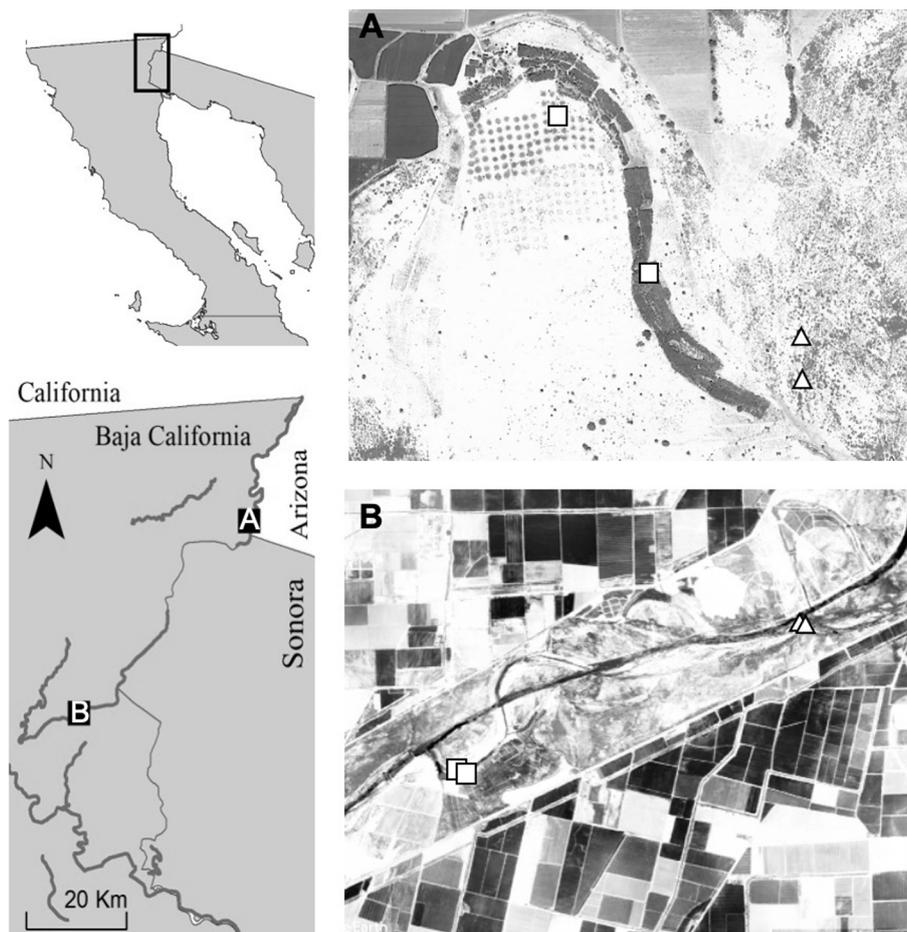


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en Miguel Alemán (A) y sitio CILA (B) en el delta del río Colorado, Baja California. Los cuadros indican las áreas restauradas y los triángulos las áreas no restauradas.

Coddington, 1994). Dichos análisis se realizaron en el programa EstimateS, ver. 7.5 (Colwell, 2005).

Para evaluar la riqueza específica se empleó el índice de Margalef (1969), mediante la siguiente ecuación:  $D = (S-1) / \ln N$ , donde  $S$  es el número de especies y  $N$  es el número de organismos. Para evaluar la diversidad de especies en cada área de muestreo, se calculó el exponencial del índice de entropía de Shannon  ${}^1D = \exp(H')$  (Jost 2006, 2007). Para dicho análisis se tomó en cuenta el orden  $q = 1$ , es decir, donde se considera la abundancia proporcional de cada  $\exp(H')$ , donde  $D$  es la diversidad verdadera, y  $\exp(H')$  es el exponencial del índice de entropía de Shannon (Jost, 2006; Moreno et al., 2011). Adicionalmente, se graficaron curvas de rango-abundancia relativa, para comparar la estructura de los ensamblajes y la jerarquía de las especies de las áreas por sitio de muestreo (Feinsinger, 2003; Magurran, 1998). Se utilizó el número de especies y de individuos por especie registrados en cada área. Los

datos se graficaron de acuerdo con el logaritmo de la proporción de cada especie ( $p = [n/N]$ ) una vez que los datos se ordenaron desde la especie más abundante a la menos abundante.

## Resultados

Realizamos un total de 402 registros/observaciones de 18 especies de anfibios y reptiles incluidas en 16 géneros y 9 familias. Los anfibios representaron 16.7% de la herpetofauna con 3 especies y los reptiles 83.3% con 15 especies (tabla 1). Las familias mejor representadas fueron Phrynosomatidae y Colubridae con 5 especies cada una.

En el área restaurada del sitio Miguel Alemán, los estimadores no paramétricos de las curvas de acumulación Chao 1 y ACE predijeron un total de 19 y 15 especies y una completitud del inventario de 58.3% y 72.6%, respectivamente (fig. 2a). Para el área no restaurada,

los estimadores predijeron un total de 8 especies y una completitud del inventario de 94.2% y 96.1% (fig. 2b). En el sitio CILA, en el área restaurada los estimadores predijeron un total de 13 especies y una completitud del inventario de 96.3% y 96.5% (fig. 2c), y en cuanto al área no restaurada, fue de 9 y 10 especies, respectivamente, y una completitud de 94.8% y 93.6% (fig. 2d).

En ambos sitios de muestreo las áreas restauradas presentaron una mayor riqueza, con 11 especies para el sitio Miguel Alemán y 13 especies para el sitio CILA, en comparación de las áreas no restauradas con 8 y 9 especies, respectivamente (fig. 2). La riqueza específica en Miguel Alemán reveló que las áreas restauradas ( $D = 2.47$ ) muestran valores más altos que las áreas perturbadas ( $D = 1.58$ ). En cuanto al sitio CILA, el área restaurada presentó un valor de  $D = 2.27$  y la no restaurada de  $D = 1.89$ . Los valores de diversidad fueron mayores para las áreas restauradas  $D' = 13.11$  en Miguel Alemán,  $D' = 18.94$  en CILA; en comparación con las perturbadas  $D' = 8.08$  y  $D' = 11.05$ , respectivamente.

Para el sitio Miguel Alemán, las curvas de intervalo-abundancia indicaron que las especies dominantes para el área restaurada fueron *Aspidoscelis tigris*, *Rena humilis* y *Uta stansburiana*, mientras que en el área no restaurada fueron *A. tigris*, *U. stansburiana* y *Callisaurus draconoides*. En el sitio CILA, las curvas de intervalo-abundancia indicaron que las especies más abundantes para el área restaurada fueron principalmente especies no nativas como *Lithobates berlandieri* y *L. catesbeianus*, y solo 1 especie nativa (*A. tigris*). Para el área no restaurada fueron *A. tigris*, *U. stansburiana* y *Urosaurus graciosus* (fig. 3).

De las 18 especies registradas en este estudio, el 33% (6 especies) se encuentran en alguna categoría de la NOM-059-SEMARNAT-2010, de las cuales 4 se encuentran en la categoría de amenazada (A; *C. draconoides*, *U. stansburiana*, *Lampropeltis californiae* y *Pituophis catenifer*) y 2 en la categoría de sujetas a protección especial (Pr; *Coleonyx variegatus* y *Crotalus atrox*). De acuerdo con el puntaje de vulnerabilidad ambiental (EVS; Wilson, Johnson et al., 2013; Wilson, Mata-Silva et al., 2013) 9 especies presentaron valores de vulnerabilidad bajos, 5 especies valores intermedios y solo 1 especie (*U. graciosus*) presentó un puntaje de vulnerabilidad alto. Respecto a la lista roja de la UICN, todas las especies registradas se encuentran en la categoría de preocupación menor (tabla 1).

## Discusión

En la región del delta del río Colorado se distribuyen de manera potencial 26 especies de reptiles y 6 anfibios

nativos, de los cuales 3 (1 reptil y 2 anfibios) se consideran extirpadas (Grismer, 2002; Hollingsworth et al., 2015; Mellink y Ferreira-Bartrina, 2000). Nuestro estudio mostró que los sitios perturbados pueden presentar 44% de las especies potenciales, lo que confirma que este grupo es sensible a las perturbaciones y efectos negativos de la modificación del hábitat en el delta del río Colorado. Por otra parte, los sitios restaurados actualmente, pueden albergar hasta 65% de la fauna potencial, indicando que las acciones de restauración han logrado un aumento de 21% de especies, mostrando valores más altos de riqueza y diversidad, lo que confirma la importancia de acciones de restauración (Pearman, 1997; Pineda y Halffter, 2004; Steinke, 2016; Wanger et al., 2010).

Una menor abundancia y riqueza en zonas perturbadas puede deberse a diversos factores, tales como una menor disponibilidad o calidad de microhábitats, una disminución en la estructura de la vegetación, menor disponibilidad de agua o de hábitats acuáticos y/o en la disponibilidad de alimento (Berriozabal-Islas et al., 2017; Gonthier et al., 2014; Pianka, 1966). En el río Colorado, el hábitat de las zonas no restauradas está constituido predominantemente por pino salado, y aunque no existen muchos estudios enfocados a zonas de restauración, estudios de diversidad en áreas con pino salado han encontrado que albergan una menor diversidad de mariposas, una menor riqueza de aves, y menor abundancia de roedores y reptiles que en zonas de vegetación nativa a lo largo del río Colorado (Anderson et al., 1977; Bateman y Ostojka, 2012; Nelson y Wydoski, 2008; Sabo y Power, 2002; Van Riper et al., 2008; Withford et al., 1999). Acorde con este patrón, el sitio restaurado de CILA mostró mayor abundancia y riqueza de reptiles, pero en Miguel Alemán, aunque la riqueza fue mayor en la zona restaurada, la abundancia fue mayor en la no restaurada. Otros estudios también han encontrado estos patrones contrarios, esto es, una mayor riqueza en sitios con vegetación exótica (Garden et al., 2007; Hamer y McDonnell, 2010; Paoletti et al., 2018). Estos resultados incongruentes demuestran que la respuesta de la fauna nativa difiere en los distintos ambientes y que los patrones encontrados no pueden ser extrapolados, por lo que es importante conocer la respuesta de la fauna local para aplicar planes de manejo adecuados y acciones de restauración (Nielsen y Batemen, 2013).

Dentro de las especies esperadas, pero no observadas, están *Phrynosoma mcallii* y *P. platyrhinos*. Ambas especies son consideradas especialistas y están asociadas a suelos arenosos con vegetación esparcida, hábitat presente en ambos sitios, especialmente en Miguel Alemán. Sin embargo, *P. mcallii* ha presentado declives en su distribución y es más susceptible a la perturbación de hábitat dada su dieta especializada en hormigas del

Tabla 1

Especies de anfibios y reptiles registrados en sitios restaurados (R) y no restaurados (NR). Estatus de conservación de acuerdo con la Lista Roja de la UICN (LC = preocupación menor); NOM-059-SEMARNAT-2010 (A = amenazada, Pr = sujeta a protección especial, NL = no enlistada); puntaje de vulnerabilidad ambiental (EVS; Wilson, Johnson et al., 2013; Wilson, Mata-Silva et al., 2013): bajo (B: 3-9), medio (M: 10-13) y alto (A: 14-20). Especies no nativas marcadas con +, de las cuales no se incluye el estatus de conservación (N/A).

Especies	Abrev.	Estatus de conservación			Miguel Alemán		CILA	
		UICN	NOM-059	EVS	R	NR	R	NR
Amphibia								
Bufonidae								
<i>Anaxyrus woodhousii</i>	ANWO	LC	NL	M (10)	1		14	
Ranidae								
<i>Lithobates berlandieri</i> <sup>+</sup>	LIBE	LC	NL	N/A			61	2
<i>Lithobates catesbeianus</i> <sup>+</sup>	LICA	LC	NL	N/A			44	3
Reptilia								
Trionyichidae								
<i>Apalone spinifera</i> <sup>+</sup>	APSP	LC	NL	N/A			6	
Teiidae								
<i>Aspidoscelis tigris</i>	ASTI	LC	NL	B (8)	26	43	16	27
Phrynosomatidae								
<i>Callisaurus draconoides</i>	CADR	LC	A	M (12)	2	5		
<i>Sceloporus magister</i>	SCMA	LC	NL	M (9)	3		5	1
<i>Urosaurus graciosus</i>	URGR	LC	NL	A (14)		5	9	9
<i>Urosaurus ornatus</i>	UROR	LC	NL	M (10)			16	
<i>Uta stansburiana</i>	UTST	LC	A	B (7)	6	19	14	17
Eublepharidae								
<i>Coleonyx variegatus</i>	COVA	LC	Pr	M (11)	4	2	3	3
Colubridae								
<i>Arizona elegans</i>	AREL	LC	NL	B (5)	3			
<i>Lampropeltis californiae</i>	LACA	LC	A	M (10)	1		2	
<i>Masticophis flagellum</i>	MAFL	LC	A	B (8)	1	5	3	3
<i>Pituophis catenifer</i>	PICA	LC	NL	B (9)	1			
<i>Rhinocheilus lecontei</i>	RHLE	LC	NL	B (8)				3
Leptotyphlopidae								
<i>Rena humilis</i>	REHU	LC	NL	B (8)	9	3		
Viperidae								
<i>Crotalus atrox</i>	CRAT	LC	Pr	B (9)		1	1	

género *Pogonomyrmex* (Ramírez-Bautista et al., 2004). Con base en su relación con la abundancia de hormigas, se sugiere estudiar a la comunidad de hormigas de los sitios restaurados, ya que, éstas pueden tardar de 5 a 10 años en alcanzar su riqueza original (Lawes et al., 2017),

lo que afectaría también la colonización de las zonas restauradas por las lagartijas de este género. Las especies del género *Phrynosoma* son muy carismáticas y fácilmente reconocibles por la gente local, por lo que la falta de observaciones en ambas zonas indica que probablemente

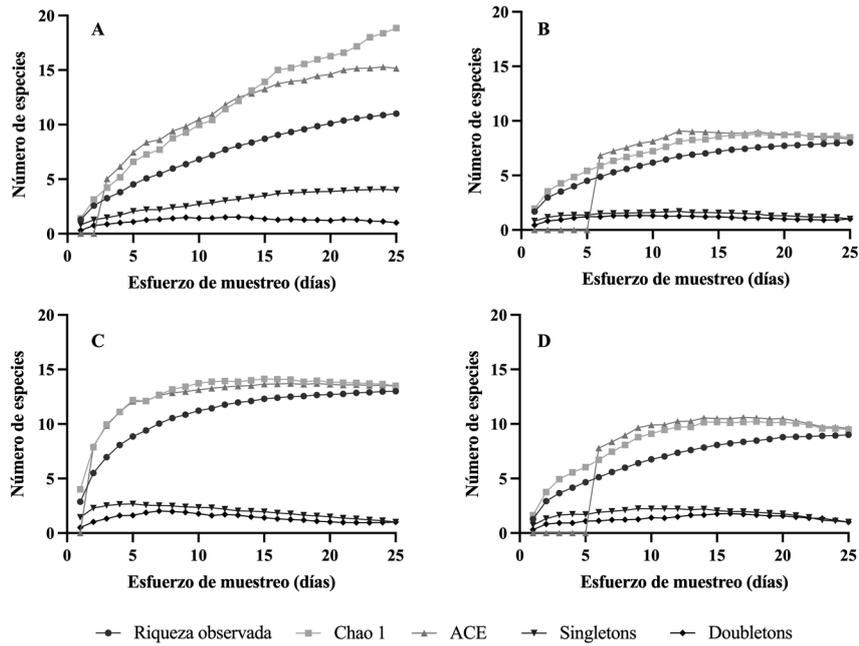


Figura 2. Curvas de acumulación de especies por sitio de muestreo. Arriba se muestran las gráficas del sitio Miguel Alemán: A) área restaurada, B) área no restaurada, y abajo el sitio CILA: C) área restaurada, D) área no restaurada.

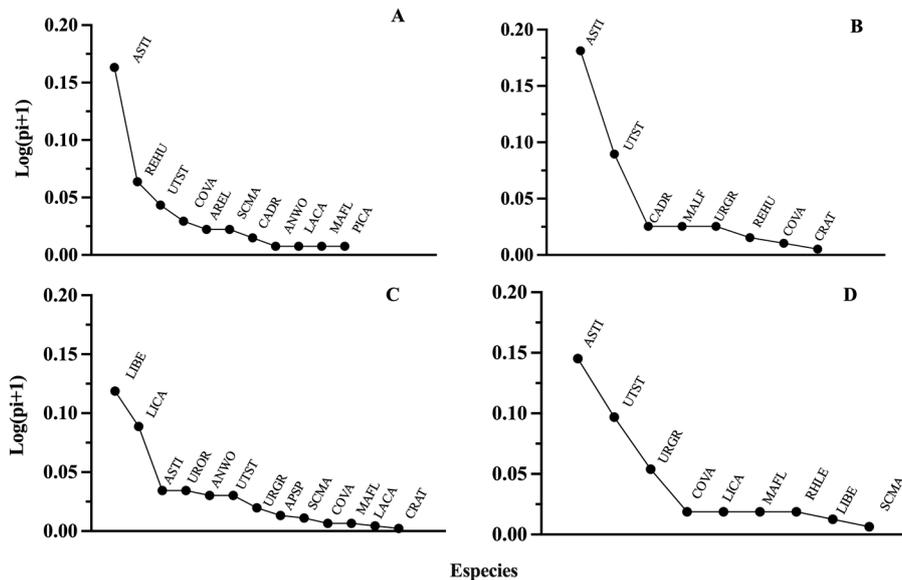


Figura 3. Curvas de intervalos de abundancia de la composición de anfibios y reptiles por localidad. Sitio Miguel Alemán: A) área restaurada, B) área no restaurada; sitio CILA: C) área restaurada, D) área no restaurada. Las claves de abreviaciones de las especies se enlistan en la tabla 1.

hayan sido extirpadas. De manera similar, una de las especies más comunes de esta región es la iguana del desierto *Dipsosaurus dorsalis*, la cual tampoco se registró en este estudio. Dicha especie está asociada a parches de vegetación de gobernadora (*Larrea tridentata*), la cual es escasa en ambos sitios, por lo que es necesario que dicha planta sea considerada en futuros planes de reforestación (Lara-Resendiz et al., 2019; Norris, 1953). Cabe señalar, que la mayoría de las especies de lagartijas no encontradas son especies terrestres que utilizan hábitats abiertos, dichas especies han sido identificadas como las más vulnerables a los efectos del cambio climático, al tener una gama más limitada de microhábitats para refugiarse a diferencia de especies arborícolas (Flesch et al., 2017). Estas incluyen especies catalogadas con problemas de conservación como *Gambelia wislizenii*, *P. mcallii* y *Uma notata*. Es importante evaluar la ausencia de estas especies y la posibilidad de que en los sitios restaurados se puedan implementar planes de reintroducción que ayudarían a recuperar sus poblaciones.

En adición a las diferencias de biodiversidad dadas por la presencia de agua superficial, profundidad del acuífero y estructura de la vegetación que existen entre los sitios, un factor que se debe explorar con más detalle en el futuro, es el efecto sobre la vida silvestre del tiempo transcurrido desde que inició la restauración (Golet et al., 2011). El tipo de acciones de restauración en esta zona implican un reinicio ecológico de la comunidad biótica, ya que se remueve la vegetación exótica presente en 100% y la cobertura vegetal se reestablece con plantas nativas, que se siembran como plántulas y tardarán entre 3 y 5 años en desempeñar funciones importantes como hábitat para la vida silvestre (Schlatter et al., 2017). Ésto tiene implicaciones al comparar entre sitios restaurados, pero, también al comparar con los sitios no restaurados, ya que, estos últimos no han pasado por este proceso de reinicio ecológico. También implica que las especies en sitios restaurados fueron colonizadas de poblaciones adyacentes, la ausencia de algunas especies puede ser indicio de que estas fueron extirpadas localmente y es necesario implementar planes de reintroducción una vez que se compruebe que el hábitat es propicio para ello.

En lo que refiere a la abundancia de especies, en ambos sitios, más de 80% de los registros (excluyendo especies exóticas) corresponden a las lagartijas *A. tigris* y *U. stansburiana*, ambas especies son generalistas y de igual manera fueron las especies más abundantes en otros estudios de diversidad en la cuenca del río Colorado, tanto en sitios con vegetación nativa como introducida (Grimsley et al., 2018; Mosher y Bateman, 2015). Al parecer, estas lagartijas muestran una alta tolerancia a la perturbación o cambios en el hábitat (Berriozabal-Islas et

al., 2017; Cosentino et al., 2019; Leyte-Manrique et al., 2019; Peterson y Whitford, 1987). Se ha encontrado que la presencia y abundancia de *U. stansburiana* está más relacionada con la estructura de vegetación que con las especies presentes y utiliza estructuras similares en hábitat con vegetación nativa y exótica (Mosher y Bateman, 2015; Nielsen y Bateman, 2013).

De acuerdo con los estimadores de riqueza de especies, entre los sitios de restauración, Miguel Alemán podría tener una mayor riqueza de especies (15-19 vs. 13 en sitio CILA), a pesar de que las acciones de restauración iniciaron 4 años después que en el sitio CILA y de que este último presenta un hábitat con agua permanente, lo cual suele aumentar la riqueza (Steinke, 2016) y una posible inflación de las tasas de captura (Crane et al., 2008). Es probable que las especies exóticas *L. berlandieri*, *L. catesbeianus* y *Apalone spinifera*, aunadas a las más de 24 especies de peces exóticos potencialmente presentes en el sitio CILA (Ruiz-Campos, 2019), estén afectando la riqueza de anfibios y reptiles.

A diferencia de los reptiles, los anfibios parecen no responder a las acciones de restauración, solo el sapo *Anaxyrus woodhousii* fue el único anfibio nativo registrado y en poca abundancia, posiblemente afectado por la presencia de especies exóticas (Trujillo, 2016). Otro factor que puede afectar su abundancia es la modificación del régimen hidrológico y la carencia de inundaciones o pulsos naturales, los cuales crean hábitats libres de especies no nativas —como los peces— a los costados de los canales principales (Bateman, Harner et al., 2008). Dichas inundaciones dejaron de ocurrir con la disminución y el control de flujos del río, pero, acciones de manejo que simulen inundaciones controladas en la época de reproducción, podrían lograr un aumento en la abundancia de esta especie u otros anfibios nativos.

De las 15 especies nativas que fueron registradas en este estudio, 6 se encuentran enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010 bajo alguna categoría de protección (DOF, 2010), sin embargo, dicha lista omite otras especies de mediana o alta vulnerabilidad —como *A. woodhousii*, *U. graciosus* y *U. ornatus*— consideradas en otros estudios (Murphy y Méndez-de la Cruz, 2010; Wilson, Johnson et al., 2013; Wilson, Mata-Silva et al., 2013), que también son de importancia en el ecosistema y deberían tomarse en cuenta en las estrategias de conservación y ayudar a mitigar su vulnerabilidad.

Este estudio mostró que los reptiles responden de manera positiva a las acciones de restauración en el delta del río Colorado, sin embargo, los anfibios parecen no estar respondiendo de la misma manera, por lo que se recomienda apliquen acciones de control o erradicación de especies exóticas que permitan disminuir la presión

existente sobre los anfibios nativos. Asimismo, confirmar la ausencia de especies vulnerables y evaluar posibles planes de reintroducción. Es importante continuar con el monitoreo a largo plazo de la respuesta de la herpetofauna, estos esfuerzos permitirán encontrar relaciones entre la abundancia y diversidad de reptiles y anfibios con diversos componentes de hábitat en los sitios de restauración, incluyendo tamaño, edad, cobertura del suelo, densidad de la vegetación y presencia del agua superficial. La información será de gran relevancia para guiar las acciones de restauración y las decisiones respecto a la asignación de flujos ambientales en la región.

### Agradecimientos

A Juan Butrón, Juan Ángel Butrón, Andrea Navarro, Zhenia Sainz, Melba Álvarez, Darcy Silva, Roberto López y Ezequiel Hernández, por el apoyo en el trabajo de campo. A Alejandra Calvo, Alberto Ruiz y Raquel Castro, por la ayuda en la logística del proyecto. A Bradford Hollingsworth y Melisa Stepek (Museo de Historia Natural de San Diego), por el préstamo de equipo de trapeo. A Clark R. Mahrtdt por la revisión y edición del resumen en inglés. A Rafael A. Lara-Resendiz y a dos revisores anónimos, por sus valiosos comentarios y sugerencias que mejoraron este manuscrito. La autorización de licencia científica (SGPA/DGVS/001353/18) para realizar este proyecto fue emitida por la Dirección General de Vida Silvestre de México. Agradecemos el financiamiento a Pronatura Noroeste y The Walton Family Foundation.

### Referencias

- Anderson, B. W., Higgins, A. E. y Ohmart, R. D. (1977). *Avian use of saltcedar communities in the lower Colorado River valley*. Tempe, Arizona: U.S. Department of Agriculture Forest Service General Technical Report, RM-43.
- Aronson, J. y Alexander, S. (2013). Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. *Restoration Ecology*, 21, 293–296. https://doi.org/10.1111/rec.12011
- Bateman, H. L., Chung-MacCoubrey, A. y Snell, H. L. (2008). Impact of non-native plant removal on lizards in riparian habitats in the southwestern United States. *Restoration Ecology*, 16, 180–190. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00361.x
- Bateman, H. L., Harner, M. J. y Chung-MacCoubrey, A. (2008). Abundance and reproduction of toads (*Bufo*) along a regulated river in the southwestern United States: importance of flooding in riparian ecosystems. *Journal of Arid Environments*, 72, 1613–1619. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.03.009
- Bateman, H. L. y Ostoja, S. M. (2012). Invasive woody plants affect the composition of native lizard and small mammal communities in riparian woodlands. *Animal Conservation*, 15, 294–304. https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2011.00517.x
- Berriozabal-Islas, C., Badillo-Saldaña, L. M., Ramírez Bautista, A. y Moreno, C. E. (2017). Effects on habitat disturbance on lizard functional diversity in a tropical dry forest of the Pacific Coast of Mexico. *Tropical Conservation Science*, 10, 1940082917704972. https://doi.org/10.1177/1940082917704972
- Bradshaw, C. J., Sodhi, N. S. y Brook, B. W. (2009). Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 79–87. https://doi.org/10.1890/070193
- Brook, B. W., Tonkyn, D. W., O'Grady, J. J. y Frankham, R. (2002). Contribution of inbreeding to extinction risk in threatened species. *Conservation Ecology*, 6, 16. https://doi.org/10.5751/ES-00387-060116
- Bury, R. B., Ashton, D. T., Germano, D. J., Karraker, N. E., Reese, D. A. y Schelick, K. E. (2012). Sampling of turtles: trapping and snorkeling. *Northwest Fauna*, 7, 37–50.
- Clavero, M. y García-Berthou, E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology & Evolution*, 20, 110. https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.01.003
- Colwell, R. K. (2005). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. <http://purl.oclc.org/estimates>
- Colwell, R. K. y Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Biological Sciences*, 345, 101–118. https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091
- Cosentino, B. J., Schooley, R. L., Bestelmeyer, B. T., Campos, H. y Burkett, L. M. (2019). Does habitat disturbance promote geographical parthenogenesis in whiptail lizards? *Evolutionary Ecology*, 2019, 1–15. https://doi.org/10.1007/s10682-019-10006-3
- Crane, M. S., Strine, C. T., Knierim, T. K., Artchawakom, T. y Suwanwaree, P. (2008). Herpetofaunal species abundance, richness, and diversity in a dry tropical forest and agricultural matrix at the Sakaerat Biosphere Reserve, Thailand. *Herpetological Conservation and Biology*, 13, 586–597.
- Denslow, J. S. y Hughes, R. F. (2004). Exotic Plants as Ecosystem Dominants. *Weed Technology*, 18, 1283–1288. https://doi.org/10.1614/0890-037X(2004)018[1283:EPAED]2.0.CO;2
- DOF (Diario Oficial de la Federación). (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-050-SEMARNAT-2010, que determina las especies de flora y fauna silvestres, terrestres y acuáticas, endémicas, amenazadas, en peligro de extinción y sujetas a protección especial. Órgano del Gobierno Constitucional de los Estados, Gobierno Federal, México. 30 de diciembre de 2010.
- Feinsinger, P. (2003). *El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad*. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia: FAN (Fundación Amigos de la Naturaleza).
- Fisher, R. N. y Rochester, C. J. (2012). Pitfall-trap surveys. En R. W. McDiarmid, M. S. Foster, C. Guyer, J. W. Gibbons y N. Chernoff (Eds.), *Reptile biodiversity: standard methods for inventory and monitoring* (pp. 234–249). Berkeley: University of California Press.

- Flesch, A. D., Rosen, P. C. y Holm, P. (2017). Long-term changes in abundances of Sonoran Desert lizards reveal complex responses to climatic variation. *Global Change Biology*, 23, 5492–5508. <https://doi.org/10.1111/gcb.13813>
- Flessa, K. W., Glenn, E. P., Hinojosa-Huerta, O., de la Parra-Rentería, C. A., Ramírez-Hernández, J., Schmidt, J. C. et al. (2013). Flooding the Colorado River Delta: a landscape-scale experiment. *EOS, Transactions American Geophysical Union*, 94, 485–486. <https://doi.org/10.1002/2013EO500001>
- Garden, J. G., Mcalpine, C. A., Possingham, H. P. y Jones, D. N. (2007). Habitat structure is more important than vegetation composition for local-level management of native terrestrial reptile and small mammal species living in urban remnants: a case study from Brisbane, Australia. *Austral Ecology*, 32, 669–685. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01750.x>
- Gerlak, A. K. (2015). Resistance and reform: transboundary water governance in the Colorado River Delta. *Review of Policy Research*, 32, 100–123. <https://doi.org/10.1111/ropr.12114>
- Glenn, E. P., Zamora-Arroyo, F., Nagler, P. L., Briggs, M., Shaw, W. y Flessa, K. (2001). Ecology and conservation biology of the Colorado River delta, Mexico. *Journal of Arid Environments*, 49, 5–15. <https://doi.org/10.1006/jare.2001.0832>
- Golet, G. H., Gardali, T., Hunt, J. W., Koenig, D. A. y Williams, N. M. (2011). Temporal and taxonomic variability in response of fauna to riparian restoration. *Restoration Ecology*, 19, 126–135. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00525.x>
- Gonthier, D. J., Ennis, K. K., Farinas, S., Hsieh, H. Y., Iverson, A. L., Batáry, P. et al. (2014). Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proceedings of the Royal Society B*, 281, 20141358. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1358>
- Grimsley, A. A., Eamick, C., Carpenter, L. B., Ingraldi, M. F. y Leavitt, D. J. (2018). Comparisons of reptile assemblages in two subdivisions of the Sonoran Desert scrub biotic community. *Journal of Herpetology*, 52, 406–414. <https://doi.org/10.1670/17-069>
- Grismer, L. L. (2002). *Amphibians and reptiles of Baja California, including its Pacific Islands and the Islands in the Sea of Cortés*. Berkeley: University of California Press.
- Hamer, A. J. y McDonnell, M. J. (2010). The response of herpetofauna to urbanization: inferring patterns of persistence from wildlife databases. *Austral Ecology*, 35, 568–580. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.02068.x>
- Hinojosa-Huerta, O., Briggs, M., Carrillo-Guerrero, Y., Glenn, E. P., Lara-Flores, M. y Román-Rodríguez, M. (2005). Community-based restoration of the desert wetlands: the case of the Colorado River Delta. En C. J. Ralph y T. D. Rich (Eds.), *Bird conservation implementation and integration in the Americas* (pp. 637–645). Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference. 2002 March 20–24; Asilomar, California.
- Hinojosa-Huerta, O. y Carrillo-Guerrero, Y. (2010). La cuenca binacional del Río Colorado. En Cotler-Ávalos, H. (Ed.), *Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización* (pp. 180–189). México D.F.: Semarnat/ INE.
- Hinojosa-Huerta, O., García-Hernández, J., Carrillo-Guerrero, Y. y Zamora-Hernández, E. (2007). Hovering over the Alto Golfo: the status and conservation of birds from the Rio Colorado to the Gran Desierto. En R. S. Felger y B. Broyles (Eds.), *Dry borders: great natural reserves of the Sonoran Desert* (pp. 383–407). Salt Lake City: University of Utah Press.
- Hobbs, R. J. (2003). Ecological management and restoration: assessment, setting goals and measuring success. *Ecological Management and Restoration*, 4, S2–S3. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2003.tb00001.x>
- Hollingsworth, B. D., Mahrtdt, C. R., Grismer, L. L. y Lovich, R. E. (2015). Herpetofauna of Baja California. En Lemos-Espinal, J. A. (Ed.), *Amphibians and reptiles of the US-Mexico Border States/Anfibios y reptiles de los estados de la frontera México-Estados Unidos* (pp. 15–33). College Station: Texas A&M University Press.
- Huey, R. B. (1991). Physiological consequences of habitat selection. *The American Naturalist*, 137, S91–S115. <https://doi.org/10.1086/285141>
- Jellinek, S. K., Parris, M., McCarthy, M. A., Wintle B. A. y Driscoll D. A. (2014). Reptiles in restored agricultural landscapes: the value of linear strips, patches and habitat condition. *Animal Conservation*, 17, 544–554. <https://doi.org/10.1111/acv.12121>
- Jiménez-Valverde, A. y Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8, 151–161.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113, 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88, 2427–2439. <https://doi.org/10.1890/06-1736.1>
- King, E. G. y Hobbs, R. J. (2006). Identifying linkages among conceptual models of ecosystem degradation and restoration: towards an integrative framework. *Restoration Ecology*, 14, 369–378. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00145.x>
- Lara-Resendiz, R. A., Galina-Tessaro, P., Pérez-Delgadillo, A. G., Valdez-Villavicencio, J. H. y Méndez-de la Cruz, F. R. (2019). Efectos del cambio climático en una especie de lagartija termófila de amplia distribución (*Dipsosaurus dorsalis*): un enfoque ecofisiológico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 90, e902888. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2888>
- Lawes, M. J., Moore, A. M., Andersen, A. N., Preece, N. D. y Franklin, D. C. (2017). Ants as ecological indicators of rainforest restoration: Community convergence and the development of an Ant Forest Indicator Index in the Australian wet tropics. *Ecology and Evolution*, 7, 8442–8455. <https://doi.org/10.1002/ece3.2992>
- Leyte-Manrique, A., Buelna-Chontal, A. A., Torres-Díaz, M.A., Berriozabal-Islas, C. y Maciel-Mata, C. A. (2019). A comparison of amphibians and reptile diversity between disturbed and undisturbed environments of Salvatierra, Guanajuato, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 12, 1–12. <https://doi.org/10.1177/1940082919829992>

- Loo, J. A. y Canadian, F. S. (2011). *Manual de genética de la conservación: principios aplicados de genética para la conservación de la diversidad biológica*. Zapopan, Jalisco: Comisión Nacional Forestal de México.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. y De Poorter, M. (2004). *Cien de las especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database*. Auckland, Nueva Zelanda: Grupo Especialista de Especies Invasoras/ Comisión de Supervivencia de Especies/ Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.
- Magurran, A. (1998). *Ecological biodiversity and its measurement*. New Jersey: Princeton University Press.
- Margalef, D. R. (1969). *Perspective in ecological theory*. Chicago: Chicago University Press. <https://doi.org/10.4319/lo.1969.14.2.0313>
- Mellink, E. y Ferreira-Bartrina, V. (2000). On the wildlife of wetlands of the Mexican portion of the Rio Colorado delta. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences*, 99, 115–127.
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza: M&T-Manuales y Tesis SEA, Vol. 1.
- Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E. y Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82, 1249–1261. <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.745>
- Mosher, K. R. y Bateman, H. (2015). The effects of riparian restoration following saltcedar (*Tamarix* spp) biocontrol on habitat and herpetofauna along a desert stream. *Restoration Ecology*, 24, 71–80. <https://doi.org/10.1111/rec.12273>
- Murphy, R. W. y Méndez-de la Cruz, F. R. (2010). The herpetofauna of Baja California and its associated islands: a conservation assessment and priorities. En L. R. Wilson, J. H. Townsend y J. D. Johnson (Eds.), *Conservation of Mesoamerican amphibians and reptiles* (pp. 238–273). Eagle Mountain, Utah: Eagle Mountain Publishing.
- Nelson, S. M. y Wydoski, R. (2008). Riparian butterfly (Papilionoidea and Hesperioidea) assemblages associated with *Tamarix*-dominated, native vegetation-dominated, and *Tamarix* removal sites along the Arkansas River, Colorado, U.S.A. *Restoration Ecology*, 16, 168–179. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00358.x>
- Nielsen, D. P. y Bateman, H. L. (2013). Population metrics and habitat utilization of common side-blotched lizards (*Uta stansburiana*) in saltcedar (*Tamarix*) habitat. *Southwestern Naturalist*, 58, 28–34. <https://doi.org/10.1894/0038-4909-58.1.28>
- Norris, K. S. (1953). The ecology of the desert iguana *Dipsosaurus dorsalis*. *Ecology*, 34, 265–287. <https://doi.org/10.2307/1930895>
- Palmer, M. y Ruhi, A. (2019). Linkages between flow regime, biota, and ecosystem processes: implications for river restoration. *Science*, 365, 2087. <https://doi.org/10.1126/science.aaw2087>
- Paoletti, A., Darras, K., Jayanto, H., Grass, I., Kusri, M. y Tschamtkte, T. (2018). Amphibian and reptile communities of upland and riparian sites across Indonesian oil palm, rubber and forest. *Global Ecology and Conservation*, 16, e00492. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00492>
- Pearman, P. B. (1997). Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. *Conservation Biology*, 11, 1211–1225. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96202.x>
- Peterson, D. K. y Whitford, W. G. (1987). Foraging behavior of *Uta stansburiana* and *Cnemidophorus tigris* in two different habitats. *The Southwestern Naturalist*, 32, 427–433. <https://doi.org/10.2307/3671474>
- Pianka, E. R. (1966). Convexity, desert lizards, and spatial heterogeneity. *Ecology*, 47, 1055–1056. <https://doi.org/10.2307/1935656>
- Pineda, E. y Halffter, G. (2004). Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation*, 117, 499–508. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.08.009>
- Pitt, J., Kendy, E., Schlatter, K., Hinojosa-Huerta, O., Flessa, K., Shafroth, P. B. et al. (2017). It takes more than water: restoring the Colorado River Delta. *Ecological Engineering*, 106, 629–632. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.05.028>
- Ramírez-Bautista, A., Méndez-Quijano, F., Hernández-Ibarra, X. y Tovar-Tovar, H. (2004). Ficha técnica de *Phrynosoma mcallii*. En M. C. Arizmendi (Comp.), *Estatus y conservación de algunos anfibios y reptiles de México*. México D.F.: Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Unidad de Biología, Tecnología y Prototipos (UBIPRO), Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-Conabio. Proyecto Núm. W043.
- Ramírez-Hernández, J., Hinojosa-Huerta, O., Peregrina-Llanes, M., Calvo-Fonseca, A. y Carrera-Villa, E. (2013). Groundwater responses to controlled water releases in the limitrophe region of the Colorado River: implications for management and restoration. *Ecological Engineering*, 59, 93–103. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.02.016>
- Ramírez-Hernández, J., Rodríguez-Burgueño, J. E., Kendy, E., Salcedo-Peredia, A. y Lomeli, M.A. (2017). Hydrological response to an environmental flood: Pulse flow 2014 on the Colorado River Delta. *Ecological Engineering*, 106, 633–644. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.03.003>
- Ruiz-Campos, G. (2019). *Guía Ilustrada para la identificación de peces exóticos de la cuenca del bajo río Colorado de México*. Versión 2019. Ensenada, Baja California: Universidad Autónoma de Baja California. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19249.68962>
- Sabo, J. L. y Power, M. E. (2002). River-watershed exchange: effects of riverine subsidies on riparian lizards and their terrestrial prey. *Ecology*, 83, 1860–1869. <https://doi.org/10.2307/3071770>
- Schlatter, K. J., Grabau, M. R., Shafroth, P. B. y Zamora-Arroyo, F. (2017). Integrating active restoration with environmental flows to improve native riparian tree establishment in the Colorado River Delta. *Ecological Engineering*, 106, 661–674. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.015>
- Shafroth, P. B., Schlatter, K. J., Gomez-Sapiens, M., Lundgren, E., Grabau, M. R., Ramírez-Hernández, J. et al. (2017). A large-

- scale environmental flow experiment for riparian restoration in the Colorado River Delta, *Ecological Engineering*, 106, 645–660. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.016>
- Sheley, R. L. y Petroff, J. K. (1999). *Biology and management of noxious rangeland weeds*. Corvallis, Oregon: Oregon State University Press.
- Sher, A. y Quigley, M. F. (2013). *Tamarix: a case study of ecological change in the American West*. Oxford, UK: Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/bl/9780199898206.001.0001>
- Steidl, R. J., Litt, A. R. y Matter, W. J. (2013). Effects of plant invasions on wildlife in desert grasslands. *Wildlife Society Bulletin*, 37, 527–536. <https://doi.org/10.1002/wsb.308>
- Steinke, J. A. (2016). A comparative study of herpetofauna in a primary forest and reforested area in coastal Ecuador. *Journal of Young Investigators*, 30, 14–19.
- Strayer, D. L. y Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29, 344–358. <https://doi.org/10.1899/08-171.1>
- Suding, K. N. (2011). Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42, 465–487. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115>
- Thompson, M. E., Nowakowski, A. J. y Donnelly, M. A. (2015). The importance of defining focal assemblages when evaluating amphibian and reptile responses to land use. *Conservation Biology*, 30, 249–258. <https://doi.org/10.1111/cobi.12637>
- Trujillo, A. (2016). *The impacts of the invasive american bullfrog (Lithobates catesbeianus) on the woodhouse toad (Anaxyrus woodhousii) population at the rio Mora National Wildlife Refuge in Northeastern New Mexico (Tesis de maestría)*. New Mexico Highlands University, New Mexico.
- UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). (2015). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-1. Recuperado el 09 enero, 2020 de: <https://www.iucnredlist.org>
- Van Riper, C., Paxton, K. L., O'Brien, C., Shafroth, P. B. y McGrath, L. J. (2008). Rethinking avian response to *Tamarix* on the Lower Colorado River: a threshold hypothesis. *Restoration Ecology*, 16, 155–167. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00354.x>
- Vitt, L. J. y Caldwell, J. P. (2014). *Herpetology: an introductory Biology of amphibians and reptiles, 4th Ed.* Atlanta, Georgia: Elsevier.
- Wanger, T. C., Iskandar, D. T., Motzke, I., Brook, B. W., Sodhi, N. S., Clough, Y. et al. (2010). Effects of land-use change on community composition of tropical amphibians and reptiles in Sulawesi, Indonesia. *Conservation Biology*, 24, 795–802. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01434.x>
- Walker, K. J., Stevens, P. A., Stevens, D. P., Mountfors, J. O., Manchester, S. J. y Pywell, R. F. (2004). The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation*, 119, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.020>
- Whitford, W. G., van Zee, J., Nash, M. S., Smith, W. E. y Herrick, J. E. (1999). Ants as indicators of exposure to environmental stressors in North American desert grasslands. *Environmental Monitoring and Assessment*, 54, 143–71. <https://doi.org/10.1023/A:1005858918860>
- Wilson, L. D., Johnson, J. D. y Mata-Silva, V. (2013). A conservation reassessment of the amphibians of Mexico based on the EVS measure. *Amphibian and Reptile Conservation*, 7, 97–127.
- Wilson, L. D., Mata-Silva, V. y Johnson, J. D. (2013). A conservation reassessment of the reptiles of Mexico based on the EVS measure. *Amphibian and Reptile Conservation*, 7, 1–47.
- Zamora-Arroyo, F., Pitt, J., Cornelius, S., Glenn, E., Hinojosa-Huerta, O., Moreno, M. et al. (2005). *Conservation priorities in the Colorado River Delta Mexico and the United States*. Tucson, AZ: Sonoran Institute/ Environmental Defense/ University of Arizona/ Pronatura Noroeste/ CIAD/ WWF.