

Proyecto GEF-PNUD 089333 "Aumentar las capacidades nacionales para el manejo de las especies exóticas invasoras (EEI) a través de la implementación de la Estrategia Nacional"

SERVICIO DE CONSULTORÍA PARA LA ELABORACIÓN DE ANÁLISIS DE RIESGO DETALLADO PARA OCHO ESPECIES DE REPTILES CON POTENCIAL INVASOR EN MÉXICO

Diciembre 2016

- *Agama agama*
- *Anolis carolinensis*
- *Anolis sagrei*
- *Chamaeleo senegalensis*
- *Dendroaspis viridis*
- *Gekko gekko*
- *Varanus indicus*
- *Varanus niloticus*

Consultor: Carlos Alberto Yáñez Arenas, Red para la Conservación de los Anfibios y Reptiles de Yucatán



CONABIO
COMISIÓN NACIONAL PARA EL
CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD



Al servicio
de las personas
y las naciones

Yáñez-Arenas, C., Díaz-Gamboa, L., Rodríguez-Pérez, A., Salmerón-Flores, A., Patrón-Rivero, C., López-Reyes, K., Rodríguez-Silva, E., Rodríguez-Medina, K., Buenfil-Ávila, A. & Z. Naviat-Uc. 2016. Análisis de riesgo de reptiles con potencial invasor en México. Informe final entregado a la CONABIO y al PNUD en el marco del proyecto GEF 0097333 “Aumentar las Capacidades Nacionales para el Manejo de las Especies Exóticas Invasoras (EEI) a través de la Implementación de la Estrategia Nacional de EEI”. Unidad Académica de Yucatán - UNAM, México. 90 pp. + 5 Anexos.



Al servicio
de las personas
y las naciones

Proyecto SDC-97-2015

Reptiles con potencial invasor en México: revisión bibliográfica y análisis de riesgo

Agama agama, Anolis carolinensis, A. sagrei, Chamaeleo senegalensis, Dendroaspis viridis, Gekko gekko, Varanus indicus y Varanus niloticus

Reporte final

Consultor:

Carlos Alberto Yáñez Arenas

Colaboradores:

Luis Fernando Díaz Gamboa
Jesús Adrián Rodríguez Pérez
Azeneth Salmerón Flores
Carlos Manuel Patrón Rivero
Kevin Alejandro López Reyes
Emmanuel Rodríguez Silva
Karla Paulina Rodríguez Medina
Aura Estefany Buenfil Ávila
Zacil Naviat Uc

CONTENIDO

RESUMEN	5
INTRODUCCIÓN	6
MÉTODOS.....	8
Reporte detallado por especie	8
Base de datos de presencias	8
Análisis de riesgo	8
Modelos correlativos de nicho ecológico	9
REPORTE DETALLADO POR ESPECIE	12
<i>Agama agama</i>	12
<i>Anolis carolinensis</i>	19
<i>Anolis sagrei</i>	27
<i>Chamaeleo senegalensis</i>	35
<i>Dendroaspis viridis</i>	44
<i>Gekko gecko</i>	50
<i>Varanus indicus</i>	56
<i>Varanus niloticus</i>	62
RESULTADOS	73
CONCLUSIONES	77
ANEXOS	79
Anexo I. Registros de presencia por especie.	79
Anexo II. Modelos para el análisis de riesgo por especie con base en Bomford (2008).	83
Anexo III. Mapas de favorabilidad ambiental por especie.	100
Anexo IV. Mapas categóricos de condiciones adecuadas por especie.....	108
Anexo V. Análisis MESS por especie.	116
REFERENCIAS	117

RESUMEN

Las invasiones biológicas representan uno de los fenómenos que más afectan a la biodiversidad y a los ecosistemas en el mundo. El objetivo de este proyecto fue fortalecer el conocimiento acerca del potencial invasor en México de ocho especies de reptiles exóticos, identificados como amenaza potencial, para apoyar la toma de decisiones respecto a la implementación de acciones preventivas, control y manejo. En este documento se presentan: 1.- un reporte con una revisión detallada de toda la información referente a cada especie, 2.- una evaluación de riesgo de establecimiento para estas especies con base tres análisis propuestos por Bomford (2008), y 3.- modelos correlativos de nicho ecológico para estimar su favorabilidad ambiental y condiciones adecuadas en México. Dos especies (*Agama agama* y *Varanus niloticus*), para las cuáles no se han documentado poblaciones silvestres establecidas en nuestro país, representan un riesgo extremo, mientras que otras tres representan un riesgo serio (*Anolis carolinensis*, *Anolis sagrei* y *Gekko gecko*). De acuerdo con las transferencias de los modelos de nicho generados con NicheA (mejor capacidad predictiva) existen condiciones ambientales adecuadas para el establecimiento de las ocho especies en gran parte del territorio nacional. No obstante, estos modelos deben ser tomados con cautela en las regiones del país que no presentan condiciones ambientales análogas a sus áreas de distribución nativa.

INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas son consideradas la segunda causa de extinción de especies, después de la pérdida y destrucción de hábitat (Richardson & Pyšek, 2011). La introducción de especies exóticas se ha visto acompañada en un 90% de las ocasiones, de procesos de colonización humana al trasladar especies intencionalmente, de un continente a otro, para usos como especies cinegéticas, control de plagas, alimento, mascotas entre otros (Gutiérrez, 2006). Estas especies introducidas tienen un impacto directo sobre las especies nativas y los ecosistemas mediante fenómenos de depredación, competencia, propagación de enfermedades, modificaciones en la composición de las redes tróficas (Manchester & Bullock, 2000) e hibridación con las especies nativas (Mooney & Cleland, 2001).

Dentro de los vertebrados, los reptiles han tenido menos éxito que los mamíferos y las aves (alrededor de un tercio de las especies de aves y dos tercios de especies de mamíferos liberados a nuevos ambientes establecen poblaciones silvestres) de establecer poblaciones silvestres en nuevas regiones (Bomford, 2003). Sin embargo, gran parte del comercio de mascotas exóticas en el mundo está representado por reptiles. Por ejemplo, Estados Unidos importa legalmente más de 1.7 millones de reptiles exóticos anualmente (Bomford, 2003). Y es cada vez más evidente que éstos tienen la capacidad de causar efectos directos e indirectos considerables en los ecosistemas (*e.g.* Fritts & Rodda 1998, Rogers & Randolph 2000, Traveset & Riera 2005, Dorcas *et al.*, 2012). Además, de que una vez establecidos son, por lo general, extremadamente difíciles o imposibles de manejar (Engeman *et al.*, 2011).

Probablemente Florida es el ejemplo más claro de esto. Este estado, junto con Hawaii, tiene uno de los peores problemas de especies invasoras en los Estados Unidos, principalmente de reptiles exóticos. Muchas de estas especies ya han establecidos poblaciones silvestres en estas regiones y representan un verdadero reto de manejo y control (Engeman *et al.*, 2011). Entre los principales factores que inciden sobre este descontrolado problema de invasiones en Florida están: su clima tropical; que es uno de los puertos más importantes de entrada de vida silvestre en el país (legal e ilegal); su floreciente industria de animales silvestres como mascotas; y su ubicación geográfica en un área de huracanes que al pasar pueden destruir cercos e infraestructura provocando que animales bajo contención queden libres (Corn *et al.*, 2002, Hardin 2007).

Para México se conocen alrededor de once especies de reptiles que han sido introducidas o trasladadas, y aunque en comparación con otros grupos (*e.g.* mamíferos y aves) pudiera parecer que la herpetofauna no representa cuantitativamente un riesgo para la biodiversidad, los impactos locales en muchas regiones de México son graves y en algunos casos irreversibles (Lazcano *et al.*, 2010). Sin embargo, el comercio mundial de especies silvestres exóticas es un industria de billones de dólares que sigue creciendo (Smith *et al.*, 2009). Esto conlleva a que exista una demanda de ejemplares e intereses económicos presionando para una apertura de mercado, la cuál debe ser autorizada, negada o regulada por las dependencias gubernamentales competentes en la materia.

Éstas a su vez deben tomar estas decisiones con base en evaluaciones y análisis robustos de los impactos positivos y negativos que se pudieran derivar de la introducción de especies exóticas.

Este reporte detalla información que servirá de base para estimar los impactos mencionados en el párrafo anterior por ocho especies de reptiles con potencial invasor para México (identificadas previamente por la CONABIO). Para cada especie se desarrolló: 1.- un reporte detallado dónde se describen aspectos sobre su biología, uso y comercialización, rutas de introducción, potencial de establecimiento y colonización, impactos, control, mitigación y normatividad, además de datos sobre solicitudes de importación, importaciones efectuadas y decomisos para México en los últimos años. 2.- un análisis de riesgo con base en tres distintos modelos propuestos por el Centro de Investigación Cooperativo en Animales Invasores de Australia (Invasive Animals Cooperative Research Centre; Bomford, 2008), y 3.- un análisis (con base en modelos correlativos de nicho ecológico) para identificar las condiciones ambientales donde pudieran establecer poblaciones silvestres en caso de liberación accidental o intencional.

MÉTODOS

Reporte detallado por especie

Se desarrolló un reporte detallado para cada especie dónde se describieron aspectos sobre su biología, uso y comercialización, rutas de introducción, potencial de establecimiento y colonización, impactos, control, mitigación y normatividad. La información se obtuvo a través de una búsqueda exhaustiva en artículos científicos, notas científicas, libros, tesis y páginas web. Cuando se encontró información que no concordaba entre los materiales bibliográficos mencionados la prioridad se asignó en el orden mencionado. Además de la búsqueda bibliográfica se contactó algunos investigadores expertos en las especies para recabar mayor información biológica. También se gestionó, vía la Plataforma Nacional de Transparencia, información al Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA) y a La Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) sobre solicitudes de importación, importaciones efectuadas y decomisos para México en los últimos años. Esta información se utilizó para complementar rubros como: origen de los individuos comercializados, rutas de introducción y análisis económico. Para este último, se estimaron los ingresos aproximados por especie para nuestro país en el tiempo evaluado, esto con base en los datos de importaciones efectivas y los precios por ejemplar (ingresos = precio por ejemplar * cantidad de ejemplares importados).

Base de datos de presencias

Por cada especie se realizó una búsqueda exhaustiva de registros de presencia georreferenciados a partir de colecciones biológicas regionales y colecciones digitales como REMIB (http://www.conabio.gob.mx/remib_ingles/doctos/remib_ing.html), GBIF (<http://www.gbif.org>), VertNet (<http://www.vertnet.org>) y literatura científica especializada. Los registros de presencia de las especies se obtuvieron para las localidades correspondientes a su distribución nativa así como para las zonas invadidas en todo el mundo. La información obtenida se estructuró para que pueda ser incluida en el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad de CONABIO (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Análisis de riesgo

Se llevó a cabo una evaluación del riesgo para establecimiento de reptiles exóticos con base en tres modelos propuestos por el Centro de Investigación Cooperativo en Animales Invasores de Australia (Invasive Animals Cooperative Research Centre; Bomford, 2008). Éstos integran características biológicas de las especies, evidencia empírica sobre la capacidad que han tenido para establecer poblaciones silvestres fuera de su rango nativo

de distribución, y un análisis cuantitativo de similitud climática entre las áreas donde se distribuyen actualmente (de manera natural e introducida) y México.

Esta similitud se calculó mediante el programa 'Climatch' (BRS, 2009) el cuál utiliza dos algoritmos (algoritmo euclidiano y "Closest Standard Score") que relacionan 16 parámetros climáticos (ocho variables de temperatura y ocho de precipitación) de estaciones meteorológicas en las regiones seleccionadas por el usuario en todo el mundo con estaciones de la región de interés (Crombie *et al.*, 2008).

Con respecto a los modelos utilizados, el primero, llamado de aquí en adelante 'Modelo original (Bomford, 2006)', es el modelo de riesgo publicado por Bomford *et al.*, (2005), modificado por Bomford (2006) en el que el valor de riesgo se estimó a partir de tres rubros: 1.- similitud climática, 2.- capacidad de la especie para establecer poblaciones silvestres fuera de su rango de distribución nativa, y 3.- porcentaje de introducciones exitosas por familia taxonómica. El segundo modelo, nombrado de aquí en adelante 'modelo de aves y mamíferos para reptiles y anfibios', también se basa en los rubros uno y dos del modelo anterior, sin embargo el rubro tres se calculó con base en el área total en km² donde la especie analizada se distribuye actualmente. El tercer modelo [llamado de aquí en adelante 'Modelo basado en Bomford *et al.*, (2008)] está basado en los análisis desarrollados por Bomford *et al.*, (2008) para evaluar el éxito de establecimiento de reptiles y anfibios exóticos en Gran Bretaña, California y Florida. En el primer rubro de este modelo, Bomford *et al.*, (2008) proponen, a partir de evidencia empírica, una serie de valores de efecto aleatorio asignados por defecto a las familias taxonómicas de las especies que analizaron. El segundo rubro es el cociente de dividir el número de jurisdicciones donde la especie se ha establecido fuera de su rango nativo sobre el número de jurisdicciones donde ha sido introducida. Finalmente, el tercer rubro se obtuvo a partir del análisis de similitud climática pero 'suavizando' los valores crudos mediante una regresión penalizada por 'splines' (Bomford, 2008).

Las categorías de riesgo asignadas son las mismas (bajo, moderado, serio y extremo) para los tres modelos y se establecieron a partir de los valores calculados individualmente para cada especie.

Modelos correlativos de nicho ecológico

Además del análisis de 'Climatch' (BRS, 2009) se utilizaron otras dos herramientas para identificar las condiciones ambientales adecuadas para las especies de reptiles con potencial invasor en México: Maxent 3.3.3.k (Phillips *et al.*, 2006) y NicheA, versión 1.2 (Qiao *et al.*, 2016). El primero es un algoritmo que aplica el principio de máxima entropía para estimar favorabilidad ambiental a partir de un conjunto de funciones que correlacionan predictores ambientales con datos de presencia (Warren & Seifert, 2011). El segundo, es una plataforma en la cual se pueden crear, en un espacio ambiental, los nichos de las especies como poliedros y elipsoides por volumen mínimo a partir de sus presencias. Estos nichos pueden luego proyectarse en la geografía para estimar favorabilidad ambiental y representar distribuciones potenciales (Qiao *et al.*, 2016). Ambos requieren como insumos registros de presencia georreferenciados (datos biológicos) y predictores digitalizados (datos ambientales).

Datos biológicos:

La base de datos de registros de presencia de cada especie (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015') se depuró para eliminar errores de identificación, de georreferenciación y registros duplicados. De esta segunda base se extrajeron los registros que no se encontraban bajo la condición de manejo en la categoría 'establishment' (establecimiento) de la base GBIF. Luego se le integró a cada ocurrencia información sobre el nivel de antropización que le correspondía (Ellis *et al.*, 2003), esto para identificar los registros que provenían de grandes urbes. Estos registros procedentes de grandes urbes fueron eliminados de las bases de *C. senegalensis*, *D. viridis*, *V. indicus* y *V. niloticus* bajo el supuesto de que podrían tratarse de observaciones de zoológicos, herpetarios, granjas o colecciones privadas (en las otras cuatro especies no se llevó a cabo este paso ya que tienen la capacidad de establecerse en ciudades como comensales del ser humano). Finalmente se aplicó un filtro de distancias (buffer de 50 km de radio) para disminuir la autocorrelación espacial y el sobreajuste durante la calibración de los modelos (Veloz 2009, Boria *et al.*, 2014).

Datos ambientales:

Se obtuvo un conjunto de coberturas ambientales de la base CliMond (Kriticos *et al.*, 2012; <https://www.climond.org/>) a una resolución espacial de 10' (~20 km²). Se decidió emplear este conjunto de variables en lugar de las de WorldClim (Hijmans *et al.*, 2005), sacrificando resolución por mayor número de dimensiones del nicho. CliMond tiene las mismas 19 variables derivadas de precipitación y temperatura que se pueden descargar de WorldClim más 16 derivadas de humedad y radiación. Esta última es particularmente importante para los reptiles por su condición de ectotermos (Dubois *et al.*, 2009, Norris & Kunz 2012). Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para reducir la multicolinealidad y las dimensiones en las coberturas ambientales utilizando la función PCARaster de la paquetería ENMGadgets (Barve & Barve, 2013) en R (R Development Core Team, 2012). Posteriormente, se retuvieron únicamente los primeros ocho componentes ya que explicaron más del 95% de la varianza global.

Calibración y transferencia de los modelos:

Los modelos de nicho ecológico se calibraron usando Maxent y NicheA en un área que representa una hipótesis de accesibilidad histórica para cada especie (región M *sensu* Soberón & Peterson 2005), ya que está bien documentado que no definir una región de análisis con sentido biológico puede afectar los procesos de calibración y validación de los modelos (VanDerWal *et al.*, 2009, Barve *et al.*, 2011). Estas áreas se seleccionaron con base en una capa vectorial global de ecorregiones desarrollada por la WWF (2006). Se definió como parte de esta M cualquier ecorregión donde hubiera al menos un registro de presencia de la especie en cuestión, más todas las ecorregiones adyacentes.

Las especies analizadas pueden categorizarse en tres de acuerdo con los datos biológicos con los que se cuenta: 1.- especies con registros únicamente en su rango de distribución nativo (de aquí en adelante 'especies_nat'), 2.- especies con registros en su rango nativo y en regiones donde ya han establecido poblaciones silvestres pero sin registros para México (de aquí en adelante 'especies_inv'), y 3.- especies con poblaciones

exóticas algunas de las cuáles se ubican en nuestro territorio (de aquí en adelante 'especies_invMx').

La calibración de modelos en las 'especies_nat' y 'especies_inv' se llevó a cabo con todos los registros de presencia, incluyendo los que provenían de poblaciones introducidas, caso de la segunda categoría. Los modelos para las 'especies_invMx' se calibraron usando todos los registros nativos y de poblaciones exóticas pero dejando fuera la información proveniente de México.

Los modelos calibrados se transfirieron a México para representar, mediante un mapa raster con valores continuos, la favorabilidad ambiental para cada especie, e identificar en donde existen condiciones adecuadas que pudieran permitirles establecer poblaciones silvestres.

La parametrización específica usada en Maxent fue: modalidad 'bootstrap' con diez réplicas dejando aleatoriamente 20% de registros fuera de la calibración en cada iteración (esto para representar la variación en la consistencia de las predicciones por pixel). Se utilizó la mediana de los diez modelos para los análisis subsecuentes. Para las transferencias se dejó activada la función 'clamping', ya que en ejercicios preliminares se observó que 'truncation' era demasiado conservativo y no era capaz de informar en la mayor parte de México. En NicheA se simularon los nichos como los elipsoides de volumen mínimo que envolvían a todos los registros de presencia. Posteriormente estos nichos fueron exportados como un raster continuo global que representa un estimado de favorabilidad ambiental.

Los modelos (Maxent y NicheA) continuos se reclasificaron para obtener mapas binarios con dos categorías: condiciones adecuadas para la especie y condiciones no adecuadas. El umbral de corte se estableció dejando fuera de la categoría 'condiciones adecuadas' 5% de los registros más atípicos.

Finalmente, debido a que la correcta transferencia de modelos es un proceso que depende de que existan combinaciones ambientales similares entre las regiones donde se calibran los modelos y donde se transfieren, se realizó una comparación de esta similitud para evaluar si existía riesgo de extrapolación estricta. Este procedimiento se llevó a cabo mediante el análisis MESS (Multivariate Environmental Similarity Surfaces) que el mismo Maxent genera (Elith *et al.*, 2010).

Evaluación de la capacidad predictiva de los modelos:

La validación estadística de los modelos de nicho ecológico se llevó a cabo mediante la técnica ROC parcial (Peterson *et al.*, 2008) utilizando conjuntos de registros de presencia que no entraron en el proceso de calibración. La selección de estos datos varió entre las diferentes categorías de especies. Para las 'especies_invMx' fue posible evaluar formalmente con datos independientes la capacidad de los modelos de estimar sus condiciones favorables en México, ya que como se mencionó anteriormente éstas han establecido poblaciones silvestres en este país. En las 'especies_inv' se llevó a cabo primero un ejercicio en el cuál se calibraron los modelos en la región nativa y se transfirieron a las regiones del mundo dónde la especie ha establecido poblaciones silvestres exóticas. En este ejercicio los modelos se evaluaron con los registros de presencia de la región invadida. Finalmente, las 'especies_nat' se evaluaron utilizando un

conjunto de registros (50%) seleccionados aleatoriamente y que no fueron incorporados en el proceso de calibración. La validación para esta categoría de especies es la menos robusta ya que no se contó con datos independientes que permitieran evaluar las transferencias.

REPORTE DETALLADO POR ESPECIE

Agama agama

Lagarto de fuego / Agama común / Rainbow lizard



Figura 1.1. Ejemplares machos de *A. agama* (Foto: Jason Pratt).

Introducción

Taxonomía

Reino: Animalia

Filo: Chordata

Clase: Sauropsida

Orden: Squamata

Familia: Agamidae

Género: *Agama*

Especie: *Agama agama*

Fuente: Spawls *et al.*, (2006)

Descripción

Agama agama se caracteriza por su talla pequeña (machos con un máximo de 89 mm de longitud hocico-cloaca y 245 mm de longitud total). Los machos juveniles presentan una coloración específica: color rojo intenso en la cabeza, cuello y extremidades anteriores; de negro aterciopelado a azul en el cuerpo, extremidades posteriores e inicio de la cola; y rojo en la parte terminal de ésta. Se distinguen dos variedades morfológicas principales en los machos: tricolores (rojo, negro y azul) de poblaciones del este de África (Uganda, Kenia y Tanzania) y azules uniformes de poblaciones del norte, centro y oeste africano (Etiopía y Sudán). Las hembras tienen el cuerpo de coloración marrón uniforme claro a crema en todo su rango de distribución. El cuerpo está cubierto de escamas aquilladas y poseen diferentes adornos como crestas o espinas en el tronco y cola. La cabeza es grande y triangular, y las extremidades largas y bien desarrolladas (Spawls *et al.*, 2006).

Biología e historia natural

Estos lagartos se encuentran entre los escamosos (Squamata) terrestres con mayor distribución en el continente Africano. Su rango geográfico abarca desde los límites al sur del desierto del Sahara hasta el norte de Angola, Zambia y Mozambique. Es bastante común en países como Senegal, Etiopía, Angola, República Democrática del Congo y Tanzania (Razzetti & Msuya, 2002; Uetz & Hosek, 2016).

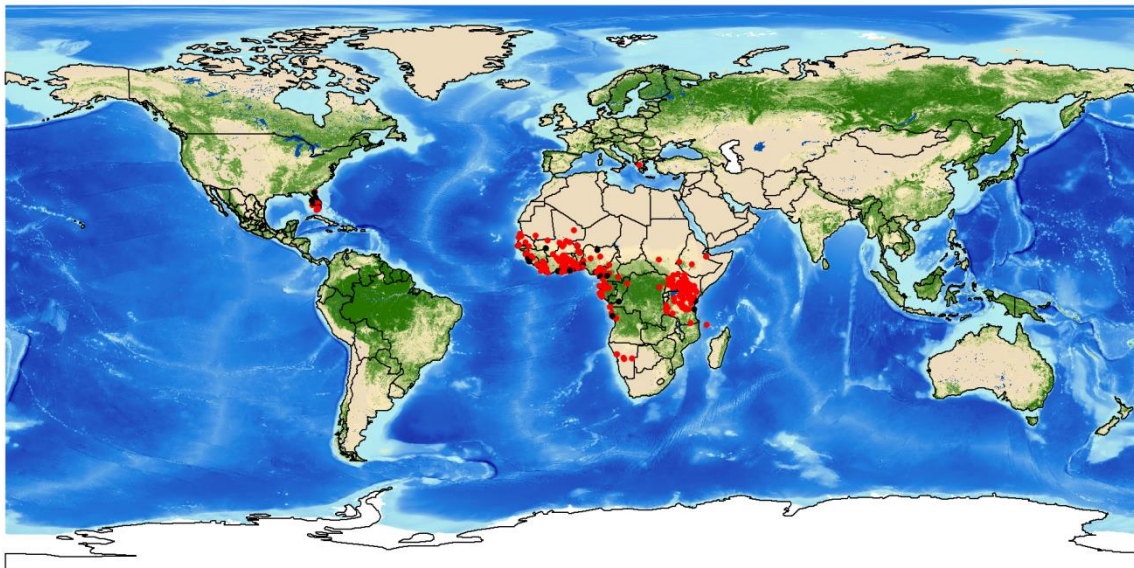


Figura 1.2. Registros de presencia de *A. agama* (puntos negros = observaciones en zonas urbanas; puntos rojos = observaciones en vida silvestre).

Son ovíparos y depositan de tres a ocho huevos por época reproductiva. Viven entre seis y diez años (Baum, 2014). Son fundamentalmente diurnos, acostumbran a exponerse a los rayos solares entre las 10 de la mañana y el medio día, momento en el cual los individuos presentan su coloración más intensa (Harris, 1964). Durante las horas

más calurosas del día y las más frías de la noche se refugian en profundas madrigueras. El macho es polígamo, ya que cuida de ocho a diez hembras que se mantienen bajo su dominio. Por la noche pierden su coloración y se vuelven de color marrón claro (Spawls *et al.*, 2006).

Las hembras de *A. agama* alcanzan la madurez sexual entre los 14 y los 18 meses; los machos entre 2 y los 24. Esta especie se reproduce principalmente durante la estación húmeda, aunque puede reproducirse casi todo el año en áreas donde la precipitación es constante (Harris, 1964; Porter & Tracy, 1983; Heideman, 1994). La hembra excava con el hocico y las garras un agujero de aproximadamente cinco centímetros de profundidad, en donde pone sus huevos. Por lo general, este agujero lo hace sobre suelos arenosos húmedos que se encuentran expuestos a la luz del sol casi todo el día pero cubiertos de pastos o gramíneas. *A. agama* es una especie en la que el embrión se termorregula para mantenerse a 29°C en los machos y entre 26-27°C en las hembras. Los huevos eclosionan en un período de ocho a diez semanas. Las crías nacen con una longitud hocico-cloaca que va de 37 a 38 mm (75 mm contando la cola) (Crews *et al.*, 1983).

Es un lagarto carnívoro con una alimentación a base principalmente de insectos, aunque también puede alimentarse de mamíferos y reptiles pequeños, y algunas veces de vegetación (como flores, hierbas y frutos). Los grupos de insectos que más han sido documentados en su dieta son hormigas, saltamontes, escarabajos y termitas (Harris, 1964). Caza principalmente usando la visión, en espera de que una presa potencial camine cerca para perseguirla. Atrapa a sus presas por medio de la lengua, la cual presenta una punta cubierta por glándulas mucosas, que le permiten capturar presas como hormigas y termitas. En cuanto a sus depredadores, existen estudios que lo mencionan como un componente principal en la dieta de diversas serpientes, halcones y buitres (Anibaldi *et al.*, 1998).

Es en general es un lagarto dócil, no obstante el macho alfa puede mostrar un comportamiento agresivo para defender su territorio. Este comportamiento consiste en un cambio repentino de coloración, la exhibición de su saco gular, flexiones y sacudidas de cabeza de arriba hacia abajo repetidas veces para que se note su presencia. Como acto de sumisión aplanan su cuerpo completamente, y en el cortejo utiliza un comportamiento que consiste en dar vueltas, rozar su cuerpo y dar empujones a la hembra. Algunas de éstas muestran rechazo al principio, y cuando ocurre esto el macho suele morder su cuello u hombro para someterla (coerción) (Carpenter, 1978).

Estatus

Esta especie está reportada por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad como invasora y es uno de los vertebrados que están adjuntados en el Anexo 1 de la convocatoria para elaborar diagnósticos sobre el estado de las invasiones biológicas de especies exóticas y propuestas para su manejo en regiones prioritarias para la conservación.

La especie también está catalogada como invasora en España, donde han sido reportados dos ejemplares. El primero de agosto de 1994 se observó un individuo en los pinares de Aznalcázar, y el 26 de noviembre de 1998 se atropelló otro en Isla Cristina (Pleguezuelos *et al.*, 2004).

Por otro lado, tiene el estatus de “preocupación menor” según la Lista Roja de Especies Amenazadas administrada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), porque se trata de una especie ampliamente distribuida sin amenazas importantes (Niagate *et al.*, 2013).

Usos y comercialización

Historia de la comercialización

Esta especie se comercializa en su rango de distribución nativa ya que es una especie consumida en África Subsahariana (Asibey, 1974). Inclusive ha sido recomendada por el Federal College of Agriculture de Nigeria para este fin debido a su alto contenido nutricional (Abulude *et al.*, 2007).

Diversos artículos describen aspectos sobre su introducción en al menos cinco países (Cabo Verde, España, Estados Unidos, Italia y Madagascar) ya sea para comercializarla como recurso alimenticio o como mascota. Se ha documentado ampliamente que es una especie comercializada de manera importante en diversos países europeos y americanos. Una de las principales fuentes de compra y venta de *A. agama* proviene del mercado británico de animales exóticos (Enge *et al.*, 2004b; Wagner *et al.*, 2009; Vasconcelos *et al.*, 2014; Lopes *et al.*, 2015).

Origen de los individuos comercializados

Debido a la globalización y a la demanda del mercado de animales exóticos, se han exportado especies como *A. agama* fuera de su rango de distribución nativa por su potencial ornamental y/o rareza. Además, algunas poblaciones han sido probablemente introducidas accidentalmente por barcos de carga (Vasconcelos *et al.*, 2009; Vasconcelos *et al.*, 2013).

En 2015 y 2016 se registraron en México cuatro solicitudes para la importación de individuos de *A. agama*. No se encontró información sobre el origen de los individuos ya importados para México, pero hay cuatro países (Estados Unidos, Ghana, Benín y España) de origen que aparecen en las solicitudes de importación para nuestro país en los últimos dos años (2015 y 2016) (Fig. 1.3) de acuerdo con datos obtenidos del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA).

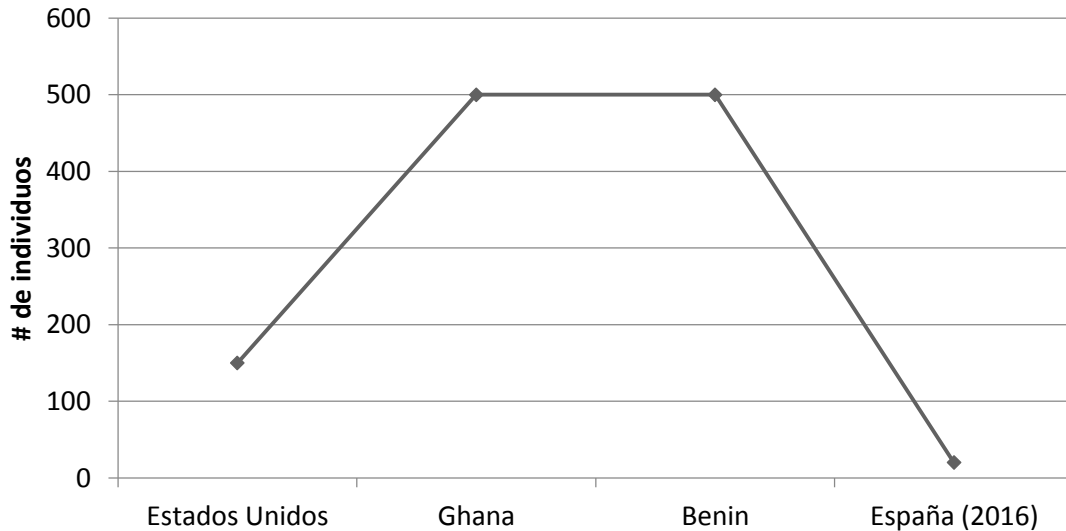


Figura 1.3. Países de origen y cantidad de ejemplares de *A. agama* solicitados para importación en 2015 y 2016 en México.

Condiciones de crianza/reproducción

Estos lagartos por lo general se mantienen en terrarios con condiciones semiáridas y con un tamaño de al menos 120 x 50 x 50 cm para una pareja, ya que son muy activos. A pesar de que estos reptiles habitan en zonas desérticas, nunca es aconsejable poner como sustrato arena de ningún tipo ya que puede provocar trastornos estomacales e intestinales. Lo ideal es un sustrato a base de aspen, fibra de coco o corteza. Se debe proporcionar una zona de asoleo de unos 38°C, y la temperatura ambiental del terrario debe de ser de aproximadamente 28°C. Es importante mantener la humedad ambiental y se recomienda poner en el terrario unos troncos secos y alguna planta para ayudar con la estética del mismo (Reptiner, 2016).

Análisis económico

A. agama es muy solicitada en el ámbito de las especies y mascotas exóticas, estando presente en la mayoría de tiendas de este estilo. También es ampliamente distribuida con este mismo fin a través de sitios de internet con un precio de ~1,500 pesos (Baum, 2014).

Considerando las solicitudes entre los años 2015 y 2016 es posible estimar una ganancia potencial de ~850,000 pesos por año con el comercio de esta especie (Fig. 1.3). Sin embargo, con base en las importaciones efectivas de *A. agama* entre 2010 y 2016 (Fig. 1.4), se registró una ganancia de ~25,000 pesos en el mercado legal de acuerdo con datos obtenidos del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria y (SENASICA) y PROFEPA.

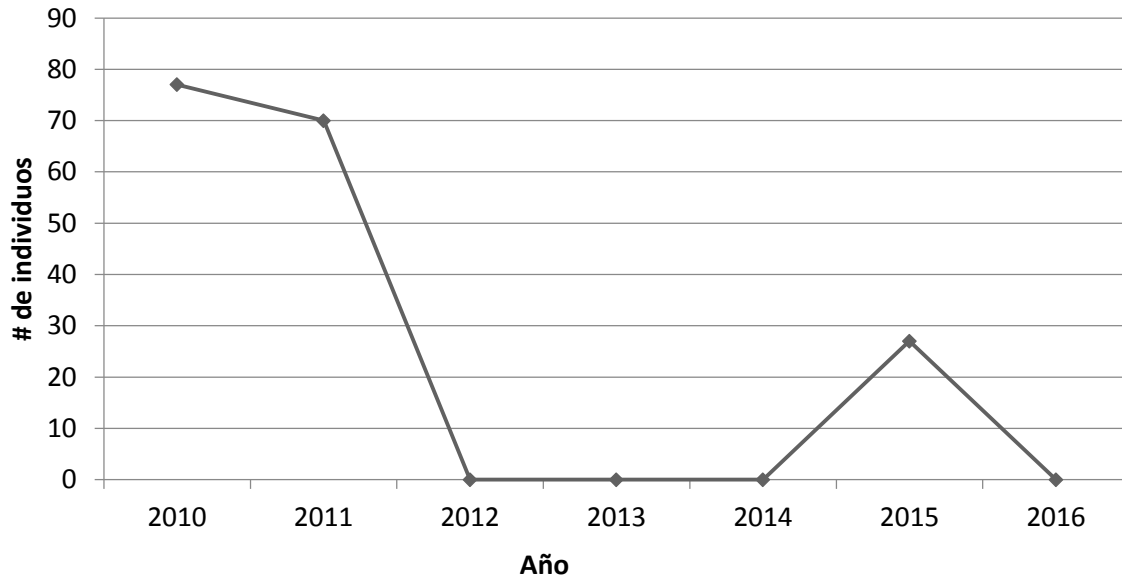


Figura 1.4. Importaciones efectivas de *A. agama* por año entre 2010-2016.

Rutas de introducción

México importa alrededor de 500,000 ejemplares de reptiles al año en el mercado de mascotas exóticas, de los cuales menos de un 0.05% corresponden a lagartos arcoíris. Para esta especie Estados Unidos y España son los países de procedencia que se encuentran enlistados en la base de solicitudes de importación (2015-2016) de acuerdo con el Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA, 2016).

Potencial de establecimiento y colonización

Potencial de colonización y de dispersión

Como especie generalista puede establecerse fácilmente en nuevas localidades. Este quizás sea el motivo del por qué ésta es una de las dos especies de agámidos que han sido exitosamente introducidos fuera de sus rangos naturales (Wagner *et al.*, 2009). Poblaciones de esta especie han sido introducidas en una de las Islas Mascareñas (Guillermet *et al.*, 1998), en Comoros, Madagascar (Wagner *et al.*, 2009), Islas de Cabo Verde (São Vicente y Santiago) (Vasconcelos *et al.*, 2014) y Norteamérica (Enge *et al.*, 2004).

Evidencias de impactos

Impactos/beneficios socioeconómicos

Se considera que *A. agama* tiene un alto valor nutricional y se recomienda su consumo en África (Abulude *et al.*, 2007). Pudiera ser un eficaz control biológico, ya que consume 9 de las principales plagas que afectan a plantas con importancia económica en Estados Unidos

(Gupta, 1982). También está registrada como depredador de las hormigas guerreras africanas de Gabón (género *Dorylus*), las cuáles causan problemas al atacar ocasionalmente a la población humana (Delsinne *et al.*, 2015).

Impactos a la salud

Se han detectado viremias en reptiles provocadas por agentes infecciosos que también ocasionan enfermedades en el hombre, como el virus de Powssan (Mansfield *et al.*, 2009; Marschang, 2011). En particular, los lagartos arcoíris pueden ser reservorios de protozoos, helmintos (Adeoye & Ogunbanwo, 2007; Goldberg *et al.*, 2012), Atadenovirus, Malaria y otros parásitos sanguíneos (Depeolu & Mutinga, 1989; Omonona *et al.*, 2011; Ball *et al.*, 2012; Ursula *et al.*, 2014).

Impactos ambientales y a la biodiversidad

En Cabo Verde esta especie ha causado impactos negativos (competición y depredación) sobre las especies endémicas y nativas (Vasconcelos *et al.*, 2014). Por otra parte, se han estudiado los cambios que *A. agama* ejerce en la composición de la fauna de lagartijas silvestres de Nigeria (Abulude *et al.*, 2007), y existen registros de que es un eficaz controlador de plagas (Gupta, 1982). Sin embargo, no existen estudios que profundicen al respecto en otras regiones donde ha invadido.

Control y mitigación

A pesar de ser una especie con un gran potencial de colonización, no se encuentra bajo la vigilancia de programas de especies invasivas, ni si quiera en los países en donde ya es considerada una especie invasora. Solamente está incluida en la lista del Anexo G del plan de manejo de especies invasivas y perjudiciales de los Estados Unidos (CEPP, 2014).

Normatividad

Esta especie no se encuentra bajo ningún estatus de protección en la Lista Roja de la IUCN (IUCN, 2009). Por el contrario, se incluye dentro de las especies de animales exóticos sin restricción para importación y comercio en diversos estados de Estados Unidos, con excepción de Florida donde está prohibida su comercialización puesto que ya es considerada una especie invasora (DIFW 2009, USDA 2016).

Anolis carolinensis
Anolis verde / Camaleón americano/ Green anole



Figura 2.1. Ejemplar de *Anolis carolinensis* (Foto: Dragon TU84).

Introducción

Taxonomía

Reino: Animalia

Filo: Chordata

Clase: Sauropsida

Orden: Squamata

Familia: Iguanidae

Género: *Anolis*

Especie: *Anolis carolinensis*

Fuente: Álvarez-Romero *et al.*, (2005a)

Descripción

Anolis carolinensis es una lagartija pequeña que posee lamelas adhesivas en los dedos que le permiten caminar en las paredes. Esta especie puede presentar una coloración verde, café o gris según la temperatura, humedad, salud y estado de ánimo (Álvarez-Romero *et al.*, 2005a). Con base en esos cambios de color, en algunas partes se le conoce localmente como camaleón americano. Su longitud total varía de 40 a 80 mm, y su tamaño tiende a aumentar en latitudes más norteñas (Lovern *et al.*, 2004). Las hembras por lo general son más pequeñas, y tanto éstas como los machos poseen colas muy largas que abarcan más

de la mitad de su longitud corporal. Los machos se diferencian de las hembras porque estos presentan una línea que corre a lo largo de su superficie dorsal, además de tener su característico saco gular (Crawford, 2011).

Biología e Historia Natural

El promedio de vida en estado silvestre para este anolis es de dos a ocho años (Conant & Collins, 1998). La esperanza de vida en cautiverio es similar a la del medio silvestre, aunque depende en gran medida de la alimentación (Losos, 2009).

La mayoría de los anolis verdes son considerados poligínicos y en poblaciones grandes sólo se aparean dentro de sus territorios. Las hembras por lo general se aparean con un solo macho, y en los casos en que una hembra llegue a aparearse con un macho diferente es debido a la pérdida de territorio del macho original. Los anolis se aparean por lo general en los cuatro o cinco meses más cálidos del año (abril-agosto), situación que genera una alta tasa reproductiva. Los machos para atraer a su pareja mueven su cabeza de arriba hacia abajo y extienden su saco gular. Si la hembra acepta al macho, ésta le hace señales con movimientos del cuello, entonces el macho se acerca y le muerde la parte posterior del cuello (Crawford, 2011).

La madurez sexual se alcanza a los ocho o nueve meses de edad. En cada estación reproductiva la hembra de anolis verde produce de seis a nueve huevos que esconde en suelos húmedos (Campbell, 2000; Toda *et al.*, 2010). Las hembras tienen la capacidad de almacenar esperma, característica que puede ser un rasgo de selección intersexual. Se han encontrado espermatozoides dentro de hembras siete meses después del apareamiento, lo cual puede hacer posible una fertilización retrasada (Losos, 2009).

El anolis verde en su distribución nativa se alimenta principalmente de pequeños insectos y arañas. No obstante, también se ha documentado que consume cangrejos pequeños (Behler & King, 1979), semillas y granos (Losos, 2009). En algunas partes de Japón, donde ya se han establecido poblaciones silvestres de ésta especie, se alimenta primordialmente de la cícada *Meimuna boninensis* (Toda *et al.*, 2010).

Sus depredadores potenciales incluyen serpientes, aves, mamíferos y ciertos invertebrados como arañas, ciempiés y escorpiones (Corey, 1988; Leal & Thomas, 1994; Simon, 2007). Siendo más específicos, entre las especies que depredan a este anolis de manera regular se encuentra la serpiente *Alsophis portoricensis* (Leal & Thomas, 1994) y varias aves como *Falco sparverius*, *Leiocephalus carinatus*, *Margarops fuscatus* y *Saurothera vieillotii* (Crawford, 2011). En una población de *A. carolinensis* introducida en la isla Guam se ha documentado su depredación por otra especie igualmente introducida, la serpiente café arbórea (*Boiga irregularis*) (EOL, 2016).

Anolis carolinensis se puede encontrar comúnmente perchado en postes, bardas y troncos de árboles con la cabeza hacia abajo. Es un animal solitario, diurno que defiende su territorio de una manera agresiva realizando movimientos con la cabeza y extendiendo su saco gular (Campbell, 2000). Esta especie al igual que otros lagartos puede desprender su cola cuando es atacada y a los pocos meses la regenera por completo (McLeod, 2016).

Los machos adultos de anolis verde tienden a luchar y formar jerarquías para el dominio social en hábitats con recursos limitados (Greenberg, 1978). Son altamente territoriales y compiten intensamente por el hábitat y acceso a las hembras. En estos

combates los anolis tienden a morder a su rival (Jenssen *et al.*, 2001). Por otro lado, a este reptil se le ha observado ocasionalmente participar en aseos grupales, comportamiento que podría explicarse por la necesidad de eliminar ectoparásitos (Greenberg, 1978).

Anolis carolinensis es un lagarto arborícola por lo general abundante y con una amplia distribución en el sudeste de los Estados Unidos (Conant & Collins, 1998). Es el único anolis nativo de este país. Actualmente se distribuye por toda la costa este de Estados Unidos, al norte de California, oeste de Texas y sur de Florida (Crawford, 2011). En México esta especie se distribuye en la provincia tamaulipeca (Flores-Villela & McCoy, 1993). El anolis verde es el miembro de su género más estudiado en el mundo, incluso se pueden encontrar registros de hace más de cien años (Lovern, 2004). En su rango de distribución nativo, el anolis verde habita en bosques templados y tropicales, siempre y cuando encuentre sombra, humedad y vegetación adecuada para desarrollarse (Álvarez *et al.*, 2005).

Las glaciaciones del Pleistoceno influyeron en la distribución actual de *A. carolinensis* y también en las relaciones filogenéticas entre las especies dentro del género. Existen estudios en donde estas glaciaciones se han propuesto como un fenómeno importante para explicar la diversificación de los anolis del Caribe (Glor *et al.*, 2004).

En las regiones dónde ha invadido puede encontrarse en una gran variedad de tipos de vegetación: matorral xerófilo, bosque espinoso y bosque tropical caducifolio (Álvarez *et al.*, 2005). Un ejemplar fue reportado en la Isla de Cozumel, Quintana Roo, aunque este registro no es totalmente confiable (Lee, 1996). En las islas japonesas de Ogasawara esta especie fue introducida en la década de 1960 de manera no intencional (Hasegawa *et al.*, 1988). Lo mismo ocurrió en Cuba, las Bahamas y Guam, donde ya ha establecido poblaciones silvestres (Crawford, 2011).

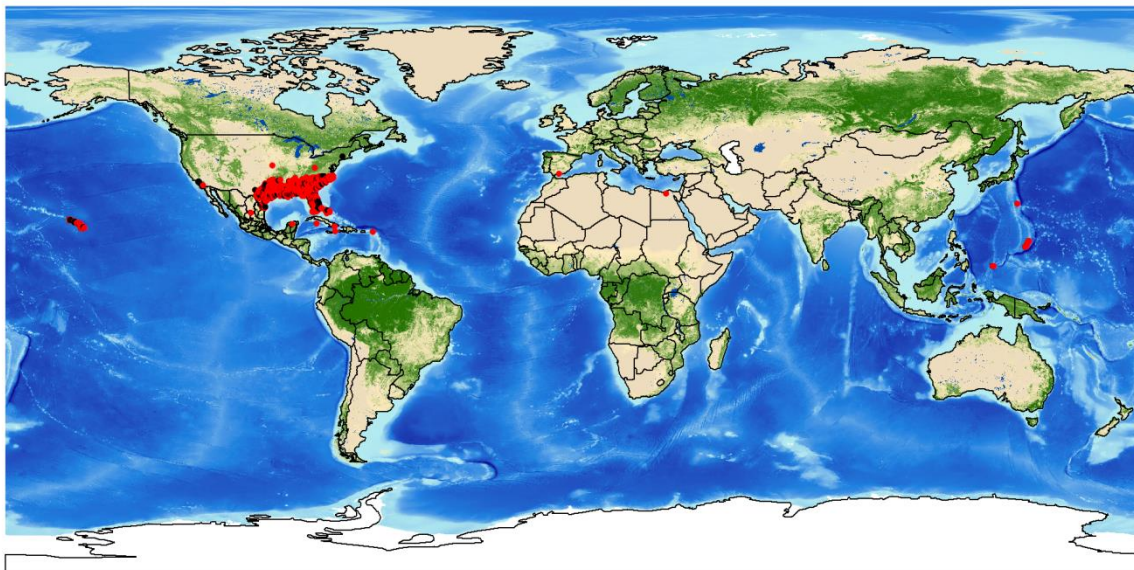


Figura 2.2. Registros de presencia de *A. carolinensis* (puntos negros= observaciones en zonas urbanas; puntos rojos = observaciones en vida silvestre).

Estatus

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) coloca a esta especie bajo la categoría de “Preocupación menor”. Tampoco se encuentra protegida por la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES). Aunque algunos investigadores creen que la especie pudiera estar en riesgo debido al alto número de individuos comercializados, en su área de distribución nativa son abundantes y muchas de sus poblaciones están presentes dentro de áreas naturales protegidas (Losos, 2009). El anolis verde fue introducido en las islas de Ogasawara donde ha establecido poblaciones silvestres. La conducta voraz de alimentación de estas lagartijas ha provocado un colapso en las poblaciones de insectos de las islas, y por lo tanto, la especie ha sido categorizada como una especie exótica invasora en Japón desde junio del 2005 (Toda *et al.*, 2010).

Usos y comercialización

Historia de la comercialización

Históricamente estos lagartos han sido comercializados en Estados Unidos. Se venden en zoológicos y se utilizan para programas educativos y también para experimentación (Rohrlich & Rubin, 1975).

Origen de los individuos comercializados

De acuerdo con Enge (1993), en Estados Unidos se vendieron de 1990 a 1991 7,521 individuos y de 1991 a 1992 6,576. Todos extraídos de poblaciones silvestres para comercialización como mascotas. Trece de las diecisiete especies de lagartos nativos de Florida fueron comercializados en dicho período, y de 19,346 lagartos nativos capturados en el medio silvestre que se vendieron como mascotas 73% fueron anolis verdes (Enge, 1993).

Con base en la información proporcionada por el Servicio Nacional de Sanidad Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA) se obtuvo el origen de los individuos a partir de las solicitudes de importación a México que recibió dicho organismo en el año 2015 y parte del 2016. El único país de origen para *A. carolinensis*, según las solicitudes, es Estados Unidos. El número total de solicitudes fue de 1,940, de las cuales 1,700 se hicieron en 2015 y el restante para lo que va del 2016.

Condiciones de crianza/reproducción

Como se mencionó anteriormente, el anolis verde en condiciones de cautiverio puede vivir hasta ocho años si se le da un buen cuidado. Por lo general, este reptil tiene un costo bajo, pero el equipo requerido para su mantenimiento como mascota es bastante costoso. Cuando esta especie es manipulada puede llegar a estresarse y si se le toma de la cola, puede desprenderse de ella. Los terrarios para su contención deben ser bastante amplios (*e.g.* un contenedor de 10 galones es suficiente para dos ejemplares). En el contenedor es importante dejar solamente a un macho, ya que son agresivos entre ellos. Debe adaptarse su refugio de tal manera que tenga acceso a los rayos solares. La temperatura ideal para

estos lagartos está entre los 24 y 27°C durante el día y durante la noche puede oscilar de 18 a 24°C (McLeod, 2016).

En cuanto al nivel de humedad, es importante que se le proporcione al anolis entre un 60 o 70%, lo que se logra rociando un poco de agua en el interior de su guarida. Se le puede alimentar con una amplia gama de insectos, sin embargo, los grillos parecen ser los preferidos por esta especie (McLeod, 2016)

Análisis económico

El anolis verde tiene una gran importancia económica en Estados Unidos ya que es uno de los reptiles más comercializados dentro del país. Principalmente se venden para zoológicos o para programas educativos, aunque también existe demanda para utilizarlos en estudios científicos (Enge, 1993). Esta especie cuesta aproximadamente 4.99 dólares de acuerdo con el sitio de internet Reptile City (Baum, 2014). Si consideramos que en México se importaron de 2010 a 2016 un total de 1,242 ejemplares (PROFEPA), es posible hacer una estimación de los ingresos que legalmente dejó para nuestro país la comercialización de esta especie la cual está en ~116,315 pesos durante ese periodo de tiempo (Fig. 2.3).

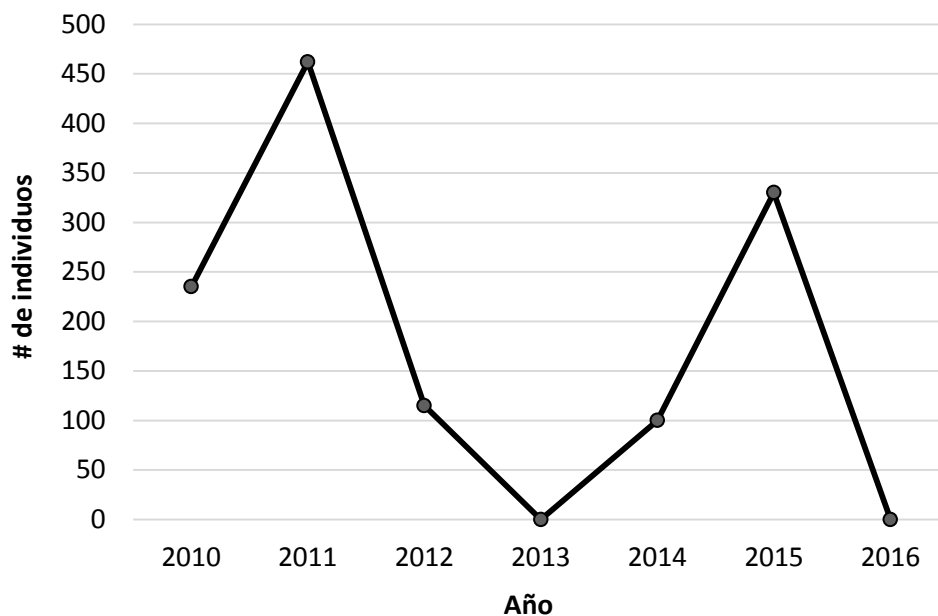


Figura 2.3 Número de individuos de *A. carolinensis* importados en México del 2010 al 2016 (PROFEPA).

Rutas de introducción

Debido a que es una especie muy comercializada en los Estados Unidos se cree que su introducción (accidental o deliberada) en otros lugares es por causa del transporte por vía marítima. Su invasión en las islas de Ogasawara probablemente fue de manera no intencional (Toda *et al.*, 2010).

Potencial de establecimiento y colonización

Potencial de colonización

Esta lagartija tiene gran tolerancia a la inanición, es muy evasiva, tiene la capacidad de utilizar el camuflaje y se dispersa rápidamente (Toda *et al.*, 2010). Estas cuatro características le han permitido colonizar nuevos ambientes.

Potencial de dispersión

No obstante, algo que limita su capacidad de dispersión es que este anolis no se ha adaptado a sitios perturbados o urbanos (Crawford, 2011). Cabe mencionar que no se encontró información referente al rango de dispersión que puede alcanzar este anolis y tampoco acerca de algún tipo de comportamiento migratorio que pudiera tener esta especie.

Jenssen & Nunez (1998) mencionan que el tamaño del territorio controlado por los machos está directamente correlacionado por el tamaño corporal, cuanto mayor sea el individuo mayor será el territorio custodiado. A pesar de que los machos tienen rangos de territorio mayores a los de las hembras, año tras año tienden a permanecer dentro de los mismos límites territoriales que varían de 5 a 10 m² (Jenssen & Nunez, 1998).

Evidencia de impactos

Impactos/beneficios socioeconómicos

Se considera que puede generar impactos positivos en los sistemas agrícolas porque puede ayudar a combatir plagas, ya que se alimenta de polillas y grillos (Rohrlich & Rubin, 1975; Losos, 2009).

Impacto a la salud

Anolis carolinensis es un reptil relativamente inocuo ya que la fuerza de su mordedura es insuficiente para provocar lesiones en la piel (Losos, 2009). Sin embargo, es importante recordar que los reptiles son portadores comunes de la bacteria *Salmonella*, por lo que la higiene adecuada es necesaria durante su manejo, especialmente con niños o personas con sistemas inmunes debilitados (McLeod, 2016). Además, *Anolis sagrei* y *A. carolinensis* comparten parásitos de la género *Urotrema* con murciélagos (Fried & Kletkewicz, 1987), por lo que posiblemente, en su calidad de especie exótica, pudiera actuar como vector de enfermedades y parásitos a la fauna nativa (Álvarez *et al.*, 2008).

Impactos ambientales y a la biodiversidad

Este lagarto compite por recursos en su área nativa con la especie exótica *A. sagrei*. Está documentado que esta última depreda a los juveniles del *A. carolinensis* y viceversa. En caso de un establecimiento masivo de la especie se podría esperar competencia con otras especies de lagartijas (Campbell, 2000). Para el año 2005 la comunidad científica eligió a este reptil como la primera especie para llevar a cabo la secuenciación de su genoma. Algunos científicos mencionan que las poblaciones se han vuelto menos comunes, sin embargo, no se cuenta con datos que comprueben dicha aseveración. Se atribuye la

disminución a la introducción masiva del anolis café Cubano (*A. sagrei*). Por ejemplo, la presencia de *A. sagrei* en Florida pudiera ser la causa de que el anolis verde se desplace a ambientes más arbóreos, que también son ocupados frecuentemente por *A. porcatatus* (EOL, 2016).

En las islas japonesas Ogasawara, *A. carolinensis* ha provocado un gran impacto en las poblaciones de insectos nativos, ya que es un lagarto primordialmente insectívoro (Karube, 2010). En el trabajo de Kawakami (2010) se indica de manera general que el principal impacto que ha causado *A. carolinensis* en los lugares donde ha invadido es la depredación sobre las especies de insectos *Glipaogasa warensis*, *Colpodes boninensis* y *Xylotrechusta kakuwa*. También ha provocado la desaparición de algunas poblaciones de libélulas y pequeños escarabajos xilófagos (Washitani, 2004).

Control y mitigación

Es prioritario prevenir la invasión y dispersión de esta especie en islas todavía no invadidas, ya que los intentos de erradicación resultan más difíciles. El Ministerio de Medio Ambiente de Japón lleva a cabo una serie de proyectos para la captura del *A. carolinensis* a través de trampas adhesivas, además en el puerto de Chichijima se está trabajando para evitar la dispersión de la especie a islas vecinas. De la misma manera en Hahajima se están haciendo proyectos experimentales para tratar de recuperar la comunidades de insectos (Toda *et al.*, 2010). Estos autores mencionan que además son importantes las mediciones periódicas para evaluar la eficacia de los métodos de control y erradicación del anolis, así como estudiar y monitorear la estructura poblacional en los programas de erradicación del lagarto y en los de conservación de los insectos nativos.

Normatividad

En Estados Unidos existe una estricta regulación para la utilización comercial de algunas especies, ya que cualquier persona que desee exhibir reptiles vivos en público o adquirirlos para venderlos requiere de una licencia. La cuota anual de estas licencias es de cinco dólares para exhibir o vender menos de diez individuos y de 25 dólares para una licencia en la que se requiera exhibir o vender una cantidad mayor a diez individuos (Enge, 1993).

Anolis sagrei
Anolis café / Abaniquillo costero maya / Cuban brown anole



Figura 3.1. Ejemplar de *Anolis sagrei* (Foto: Ianaré Sévi).

Introducción

Taxonomía

Reino: Animalia

Filo: Chordata

Clase: Sauropsida

Orden: Squamata

Familia: Dactyloidae

Género: *Anolis*

Especie: *Anolis sagrei* (sinonimia: *Norops sagrei*)

Fuente: Álvarez-Romero *et al.*, (2005b)

Descripción

Anolis sagrei es una lagartija de tamaño mediano, moderadamente robusta con hocico corto, cola y garras largas. Las escamas del dorso medio se encuentran aumentadas y quilladas, las escamas laterales son pequeñas y granulares. Las escamas ventrales son quilladas y mucho más grandes que las del dorso medio. Las escamas supra-caudales son quilladas y muy conspicuas en machos. Los machos poseen un par de escamas post-anales aumentadas y en promedio miden entre 55-60 mm, aunque pueden alcanzar hasta 70 mm de longitud. Las hembras miden de 40-45 mm aunque también pueden crecer hasta los 57 mm (Lee, 1996).

La coloración dorsal es muy variable pero generalmente son café o gris con manchas oscuras, barras o manchones. Las hembras varían en sus colores, algunas tienen una línea vertebral y otras tienen un patrón de barras. El abanico gular de los machos es amarillo, naranja o rojizo. Las escamas del abanico a veces tienen puntos blancos. La parte libre del abanico está bordeada con crema o amarillo. En hembras el abanico es pequeño pero funciona y presenta trazos de coloración (Calderón-Mandujano *et al.*, 2013).

En los juveniles se puede encontrar una coloración muy similar al de los machos y las hembras adultos, sin embargo los juveniles macho son a menudo más difíciles de distinguir de las hembras adultas, ya que su papada llega a ser del mismo color que el de éstas, aunque un poco más pequeña (Norval *et al.*, 2002).

Esta lagartija presenta dedos largos con almohadillas reducidas, lo cual presenta una adaptación para agilizar su movimiento de correr o saltar (Williams, 1983; Campbell, 2001).

Biología e historia natural

En relación al apareamiento, se ha descrito como los machos de *A. sagrei* exhiben sus sacos gulares extendiéndolos como un componente en el comportamiento de cortejo hacia las hembras (West-Eberhard, 1983). Aunque no se conocen más detalles sobre el apareamiento de ésta especie, de acuerdo con Casanova (2004), varios aspectos conductuales son muy similares a los de su pariente cercano *A. carolinensis*. En éste último se da un comportamiento de poliginia de defensa hacia la hembra. Esto quiere decir que el macho cuida y se reproduce con varias hembras de forma exclusiva y así evita que otros machos de su especie se reproduzcan con ellas. La hembra puede realizar ciertos movimientos que le indican al macho cuando está lista para reproducirse, después el macho toma la decisión de copular o no con la hembra (Casanova, 2004).

Anolis sagrei tiene una reproducción estacional donde la hembra produce puestas múltiples (Lee, 1996). El tiempo de gestación (incubación) es aproximadamente de 29 días y el tamaño de la puesta es de un huevo cada 10 días durante el verano; entre junio y

septiembre (Campbell, 2000). La frecuencia de la puesta de huevos es más baja durante la estación seca que durante la época húmeda (Licht & Gorman, 1970), ya que las hembras prefieren poner sus huevos en suelos húmedos o madera podrida. Los machos alcanzan la madurez sexual cuando miden aproximadamente 54 mm de longitud hocico-cloaca y pesan entre seis y ocho gramos, mientras que las hembras cuando miden 43 mm y pesan entre tres y cuatro gramos (Álvarez-Romero *et al.*, 2005b).

Su ingesta puede ser tan voraz que puede reducir el número y la diversidad de las poblaciones de especies de arañas de las que suele alimentarse, también consume hormigas, cucarachas, escarabajos, gusanos, moluscos (*e.g.* caracoles, babosas) e inclusive puede llegar a depredar crías de anolis verde (Campbell, 2002; Álvarez-Romero *et al.*, 2005b). De acuerdo con Casanova (2004) en ocasiones llegan a comer su propia piel mudada y su cola cuando se llega a separar del resto de su cuerpo. En raras ocasiones se le ha visto alimentándose de frutas (Holbrook, 2012).

Usualmente los machos defienden sus territorios de forma agresiva, esto lo hacen desplegando su saco gular (papada), caso muy similar a cuando están en temporada reproductiva (Regalado & Garrido, 1993). Esta especie es diurna y los individuos perchan de manera conspicua en paredes rocosas, postes de bardas y edificios. Sin embargo, tienen preferencia por mantenerse cerca del suelo (Álvarez-Romero *et al.*, 2005b).

Como todos los reptiles, esta lagartija es un poiquiloterma que requiere utilizar el calor ambiental para elevar su temperatura corporal mediante técnicas de termorregulación, es por ello que la mayor parte del día se pasa tomando el sol (Álvarez-Romero *et al.*, 2005b).

Durante las épocas de frío la especie se puede llegar a refugiar debajo de la corteza de árboles o en troncos podridos. Esta lagartija tiene la capacidad de moverse rápido y cuando es perseguido o se siente amenazado puede soltar la cola para distraer a sus depredadores mientras escapa (autotomía). Su cola se regenera posteriormente, aunque con una versión más pequeña que la original. Sus múltiples depredadores incluyen serpientes, otros lagartos, aves e incluso arañas (EOL, 2016).

Esta especie es originaria de América, nativa de las Bahamas e islas aledañas como Cuba (Álvarez-Romero *et al.*, 2005b). Se cree que invadió la península de Florida seis veces por separado en la década de 1940, y por el año de 1970 la especie ya se había establecido en zonas urbanas de todo Florida convirtiéndose en un organismo sumamente abundante. En Estados Unidos se ha extendido a los estados de Georgia, Texas, el sur de California y Hawái. También ha sido introducido en otras islas del Caribe y América Central. Recientemente se ha documentado en Taiwán (en un vivero de plantas cerca de una población en la zona agrícola) en Jamaica (Campbell, 2002) y en Granada (Greene *et al.*, 2002; Kolbe *et al.*, 2004). En México la especie se distribuye en el Caribe y en estados como Tabasco Yucatán, Campeche, Quintana Roo, Tamaulipas y Chiapas (Lee, 1996; Lever, 2003).

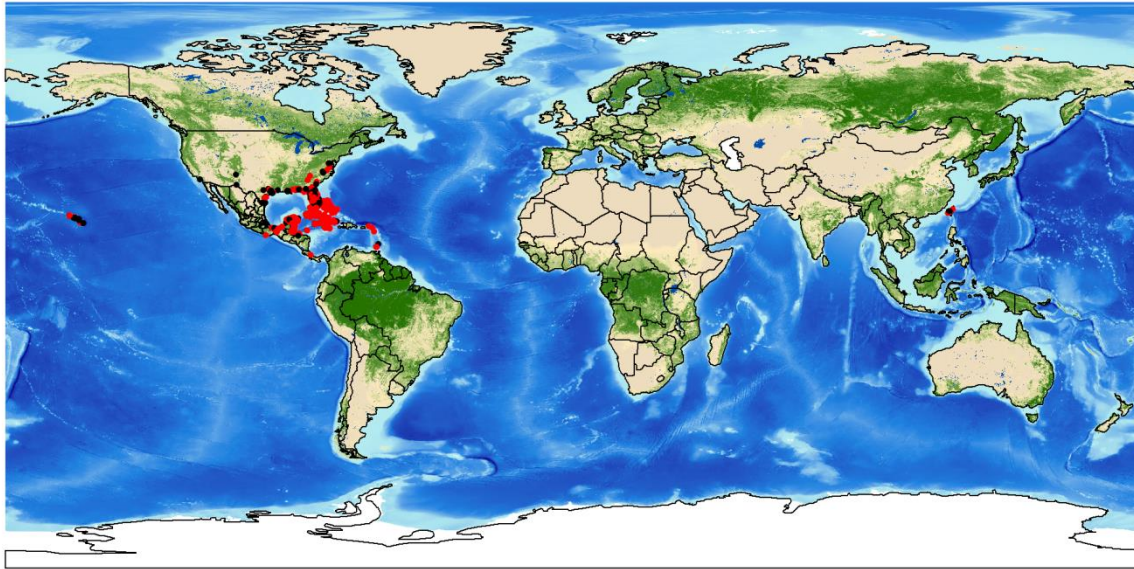


Figura 3.2. Registros de presencia de *A. sagrei* (puntos negros= observaciones en zonas urbanas; puntos rojos = observaciones en vida silvestre).

Estatus

La especie *A. sagrei* se encuentra reportada por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad como invasora y es uno de los vertebrados que están adjuntados en el Anexo 1 de la convocatoria para elaborar diagnósticos sobre el estado de las invasiones biológicas de especies exóticas y propuestas para su manejo en regiones prioritarias para la CONABIO (CONABIO, 2016). Esta especie está considerada en algunos países como invasora y en algunos lugares como plaga (Campbell, 2002). Un ejemplo de esto se observa en Florida y en zonas adyacentes tales como Georgia, Texas, y los estados de Luisiana. En México y Belice, la especie es un exitoso invasor e incluso se ha documentado que unos cuantos especímenes pueden establecer grandes poblaciones rápidamente (Angetter *et al.*, 2011).

Usos y comercialización

Historia de la comercialización

Desde hace unas décadas *A. sagrei* se convirtió en una especie con un alto valor en el mercado de mascotas. Pueden ser comprados a través de sitios web que ofrecen la venta de estos reptiles (Reptile City, 2016). No existe información acerca de que esta especie tenga algún otro uso.

Origen de los individuos comercializados.

De acuerdo con PROFEPA y SEMARNAT hay registros de importaciones en México de esta especie del año 2010 al 2014 (Tabla 3.1). No se encontró información sobre el origen de los individuos importados y tampoco se sabe si en los últimos dos años (2015 y 2016) se

ha registrado su importación, esto de acuerdo con datos obtenidos del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA, 2016).

Tabla 3.1. Importaciones de la especie por año, datos obtenidos para México (Fuente: PROFEPA).

Año	Número de importaciones
2010	30
2011	115
2012	5
2014	30

Condiciones de crianza y reproducción

Esta especie puede criarse como mascota doméstica ya que no requiere de mucho espacio. Según la página de Reptile City (2016) se debe tener una pecera con cubierta y con una capacidad de 15 a 20 litros. Esto permitirá que se concentre el calor. La temperatura debe estar entre los 21°C y 28°C. Ésta se puede obtener mediante luz led u otras bombillas con un alto voltaje. La alimentación tiene que ser basada en insectos y en suplementos en polvo para brindarles calcio.

Análisis económico

Esta especie cuesta aproximadamente 4.99 dólares de acuerdo con el sitio de internet Reptile City (2016). Si consideramos que en México se importaron de 2010 a 2012 y luego en 2014 un total de 180 ejemplares (PROFEPA), es posible hacer una aproximación de los ingresos que legalmente dejó para nuestro país la comercialización de esta especie: ~16,742 pesos.

Rutas de introducción (en México y en el mundo)

Esta especie es transportada fácilmente por los humanos, deliberada o accidentalmente, por lo que se ha expandido con rapidez. Se introdujo a los Cabos de Florida a finales de 1800 aproximadamente, por medio de cargamentos de barcos que venían de las Antillas; una vez allí, se expandió a través de Florida hasta Georgia, Texas y Luisiana. También se introdujo en Jamaica y Hawai. *Anolis sagrei sagrei* y *Anolis sagrei ordinatus* fueron las subespecies originalmente introducidas a Florida. En México, se encuentra en los estados de Campeche, Quintana Roo (Isla Mujeres), Tabasco, bordeando la Península de Yucatán y en Chiapas. Existen también algunos registros de *Anolis* en la Reserva Ecológica “El Ocote”, Chiapas, aparentemente asignables al taxón (Lee, 1996; Álvarez-Romero *et al.*, 2005b).

De acuerdo con la historia taxonómica de *A. sagrei*, en México existe al menos una subespecie nativa, *Anolis sagrei mayensis*, cuya descripción original indica como localidad tipo, la Isla Panlao, en la boca de Río Mamantel en la Laguna de Términos, Campeche (Smith & Burger, 1950) . Con esta publicación se consideró que el taxón descrito se distribuía en Campeche, Belice y la costa Caribeña de Guatemala. Lo anterior implica que la presencia de la especie en México no necesariamente es de naturaleza exótica y que los registros, fuera de la zona definida como su área de distribución original en Belice, podría ser producto de una expansión natural. Otra posibilidad es que además de la subespecie nativa, en México exista la presencia de una subespecie exótica proveniente de las islas del Caribe y como resultado de una expansión hacia México de la población introducida a EUA. Lo anterior requiere, en primer lugar de un estudio detallado de la naturaleza taxonómica del complejo en cuestión (*Anolis sagrei*) y también de un análisis genético que ayude a determinar el origen y la relación que guardan las diferentes poblaciones y subespecies identificadas hasta ahora (Álvarez-Romero, 2003).

Potencial de establecimiento y colonización

Potencial de colonización

Esta especie tiene un potencial alto de colonización debido a su elevado éxito reproductivo, el cual se debe principalmente a que cada hembra pone un huevo cada 10 días a lo largo de toda la temporada reproductiva, lo que se traduce en una alta densidad poblacional (Álvarez-Romero *et al.*, 2005b). Se piensa que es responsable de la disminución dramática en la abundancia de *A. carolinensis* (Anolis verde), ya que en el área nativa de ésta última compiten por recursos, lo que inclusive provoca que en ocasiones que *A. sagrei* depreda juveniles del Anolis verde (Álvarez-Romero *et al.*, 2008). Campbell & Echternacht (2003) reportan que, de doce hembras y seis machos introducidos, se alcanzó una población de entre 8,000 a 15,000 ejemplares por hectárea en tan sólo cuatro años. Hoy en día aproximadamente 50 poblaciones con densidades de alrededor de 12,000 organismos por hectárea se conocen en todos los condados de Florida peninsular (Kolbe *et al.*, 2004).

Potencial de dispersión

La especie *A. sagrei* presenta poblaciones que no hacen migraciones estacionales significativas. La dispersión de los juveniles no se considera migración. Tampoco hay registros de movimientos prolongados de sus poblaciones de manera local (EOL, 2016).

Evidencia de impactos

Impactos/beneficios socioeconómicos

El beneficio económico a partir de esta especie se da por el mercado de mascotas, debido a que su reproducción en cautiverio es muy exitosa. Se ha sugerido que el impacto global de la especie en las poblaciones de presas es probablemente demasiado pequeño para ser considerado como un impacto económicamente importante (Masterson, 2007).

Impactos a la salud

La especie no representa realmente un riesgo para el hombre, sin embargo si tiene el potencial de portar y transmitir enfermedades y bacterias como salmonella (Álvarez-Romero *et al.*, 2005b).

Impactos ambientales y a la biodiversidad

Es probable que haya un desplazamiento de otros anolis por competencia o que afecte las poblaciones de otras lagartijas menores por depredación. Posiblemente sea un vector de enfermedades y parásitos a la fauna nativa. Esta especie ha tenido mayores efectos negativos sobre la herpetofauna nativa en ambientes perturbados (Álvarez-Romero *et al.*, 2005b). Se piensa que esta especie es responsable de la disminución dramática en la abundancia de *A. carolinesis* en el área de distribución original de esta última. Las dos especies son similares en tamaño y existe un solapamiento considerable en sus dietas, lo que sugiere competencia en recursos alimenticios; es además el depredador de otros *Anolis* de menor tamaño. Desde su introducción, este anolis se ha convertido en una de las especies más abundantes en distintos lugares, en Veracruz (Catemaco y San Andrés Tuxtla) sus hábitos de depredador han desplazado fácilmente a *Anolis sericeus*. También se ha observado una conducta agresiva por parte de *A. sagrei* hacia lagartijas de la especie *Sceloporus teapensis* (Schüttler & Karez, 2008).

Control de mitigación

No hay evidencias de que exista un control para la especie *A. sagrei*. Se clasifica como invasora y solo en algunos países como plaga. Tampoco hay medidas para erradicar a la especie. La abundancia, la fecundidad y los hábitos generalistas que la especie exhibe son tan altos que su erradicación es casi imposible. En Estados Unidos no se han tomado medidas para erradicar o controlar a las poblaciones de esta especie ya que es muy poco probable que pueda tener éxito su control (Campbell, 2002). Se sabe que *A. sagrei* tiene una mayor adaptabilidad por su proporción poblacional y se manifiesta teniendo en cuenta la capacidad de esta lagartija de colonizar nuevos lugares o territorios (potencial de migración). Hay autores que consideran que se deben tomar medidas drásticas para su control en el futuro (Norval *et al.*, 2012).

Normatividad

En Estados Unidos esta especie no se encuentra incluida dentro de alguna categoría de riesgo de acuerdo a la UICN y su comercio en el ámbito internacional no está sujeto a restricciones de CITES (WCMC, 2014.). Tampoco se tiene registro de alguna Ley o norma que proteja a la especie en México.

Existe un documento expedido por SEMARNAT, que consiste en un trámite llamado "Incorporación al registro de mascotas y aves presa" el cual presenta una serie de requisitos que deben ser llenados por la persona que desee tener ejemplares de vida silvestre nacional o fauna exótica como mascota para que conviva en ambientes domésticos (SEMARNAT, 2016).

Chamaeleo senegalensis
Camaleón de Senegal / Senegal chameleon



Figura 4.1. Ejemplar de *Chamaeleo senegalensis* (Foto: Noah Elhardt).

Introducción

Taxonomía

Reino: Animalia

Filo: Chordata

Clase: Sauropsida

Orden: Squamata

Familia: Chamaeleonidae

Género: *Chamaeleo*

Especie: *Chamaeleo senegalensis*

Fuente: Wilms (2013)

Descripción

La cabeza, cuerpo y cola del Camaleón de Senegal están recubiertos de pequeñas escamas de tamaño homogéneo. Tiene ojos sobresalientes, recubiertos de un párpado cónico, y orientable por separado en cada sentido. La parte trasera de la cabeza es aplanada, y con un borde posterior formando un ángulo recto u obtuso; carece de lóbulos occipitales. Estos camaleones cuentan con una cresta gular y una cresta ventral y sólo tienen una garra en cada dedo. Los machos no poseen espolón trasero y su cola, por lo general, es un poco más corta que el cuerpo (Trape *et al.*, 2012). La coloración en los machos puede variar de un tono gris-marrón a verde con una banda lateral blanca; las manchas pueden

tornase rápidamente de color marrón claro a gris. El dimorfismo sexual se muestra en la diferencia de tamaños del casco entre los machos y hembras. Las hembras presentan un tamaño menor de casco o yelmo y su coloración es de un verde parduzco (Junius-Bourdain, 2012). Esta especie puede medir entre 152 a 203 mm de largo (Reptile City, 2016).

Biología e historia natural

Este camaleón posee una amplia distribución que abarca principalmente dos tipos de ecosistemas (sabana húmeda y sabana seca). Los principales países donde se distribuye son: Senegal, Guinea, Sierra Leona, Liberia, Costa de Marfil, Ghana, Togo, Benin, Nigeria, Mali, Gambia y Camerún (Leaché *et al.*, 2006, Segniagbeto *et al.*, 2015).

La madurez sexual de *C. senegalensis* inicia aproximadamente entre los cinco y seis meses de edad. Las hembras se muestran más agresivas que los machos en las primeras etapas de madurez (Junius-Bourdain 2012). Las hembras grávidas se distinguen de otras hembras por manchas y puntos amarillos o naranjas (Cuadrado, 2000). No existe información específica que detalle otros aspectos reproductivos de *C. senegalensis*, sin embargo existe información al respecto sobre *Chamaeleo calyptratus* (Diaz Jr *et al.*, 2015), especie emparentada filogenéticamente, que puede darnos una idea de las características reproductivas del camaleón de Senegal. La reproducción en *C. calyptratus* ocurre en los meses de septiembre a octubre y es sexual de tipo ovípara con un período de incubación de entre 103 a 115 días (Junius-Bourdain, 2012). Esta especie muestra un ciclo de reproducción de septiembre a octubre en su área de distribución nativa. El tamaño medio de puesta de huevos es 40-50, siendo la máxima puesta documentada de 91 huevos (Diaz Jr *et al.*, 2015).

La temperatura del *C. senegalensis* oscila entre 25°C y 30°C durante el día; en la noche su temperatura es menor, fluctuando entre los 17°C y los 25°C (Junius-Bourdain 2012). Es diurno y se alimenta de insectos y otros artrópodos que captura aflojando repentinamente su larga lengua (Trape *et al.*, 2012).

Cuando se ve amenazado trata de intimidar a su agresor abriendo la boca para ahuyentarlo. Sin embargo, es totalmente inofensivo para el hombre (Trape *et al.*, 2012). Esta especie se encuentra de manera abundante en las ciudades y pueblos dentro de su rango de distribución nativo, debido a que también le gusta alimentarse del árbol de "Neem" (*Azadirachta indica*) que por lo general se encuentra plantado a lo largo de las carreteras aledañas a las ciudades (Leaché *et al.*, 2006).

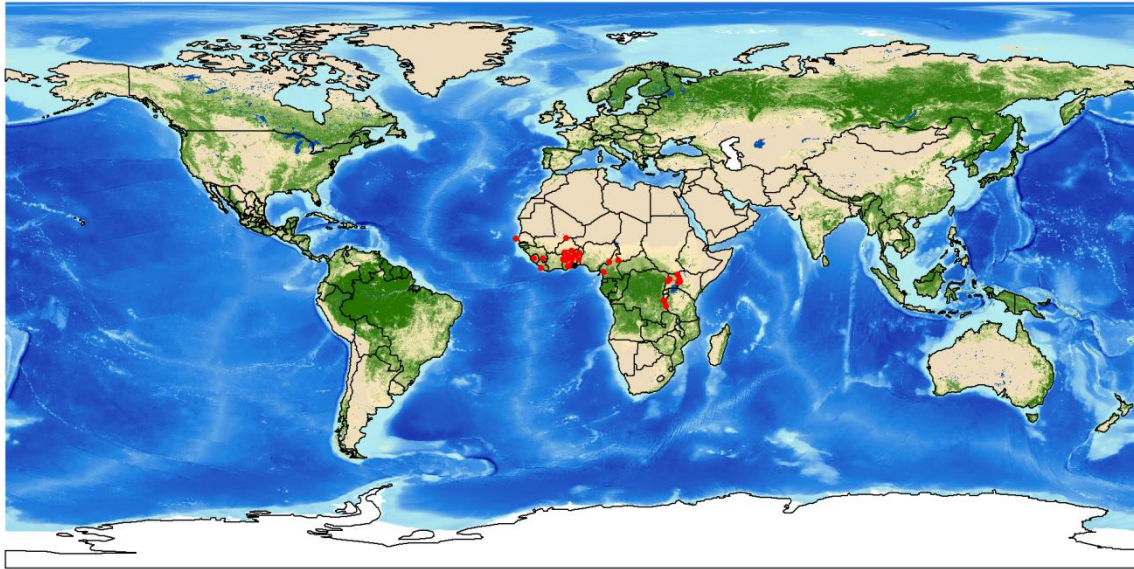


Fig. 4.2. Registros de presencia de *C. senegalensis* (puntos negros= observaciones en zonas urbanas; puntos rojos = observaciones en vida silvestre).

Estatus

Esta especie se encuentra en el apéndice II de CITES bajo la categoría de “Preocupación menor”, ya que su distribución converge en algunas áreas naturales protegidas (Wilms, 2013).

Usos y comercialización

Historia de la comercialización

El comercio global de camaleones como mascota inicia a partir de 1977 en donde países africanos representaron el 96% de las exportaciones. Madagascar, Tanzania y Togo dominaban el comercio (Fig. 4.3 a), mientras que Estados Unidos domino el mercado de importación con 69% de los individuos. Seis países de Europa importaron un total del 23.4% del total de especímenes (Holanda 4.3%; Alemania 6.9%; Bélgica 3.7%; Francia 3.4%; España 3.1%; Reino Unido 2.0%) y Japón importó el 3.2% (Fig. 4.3 b). El camaleón de Senegal representó el 26.5% de todas las exportaciones registradas de 1997 a 2001. Los principales países exportadores fueron: Togo con un total 187,046; Benín con 24,303 individuos comercializados; y Ghana con 10,526 individuos (Carpenter *et al.*, 2004).

Adicionalmente, esta especie es utilizada en su país de origen con propósitos medicinales y para algunos rituales y ceremonias de tipo religioso (Leaché *et al.*, 2006).

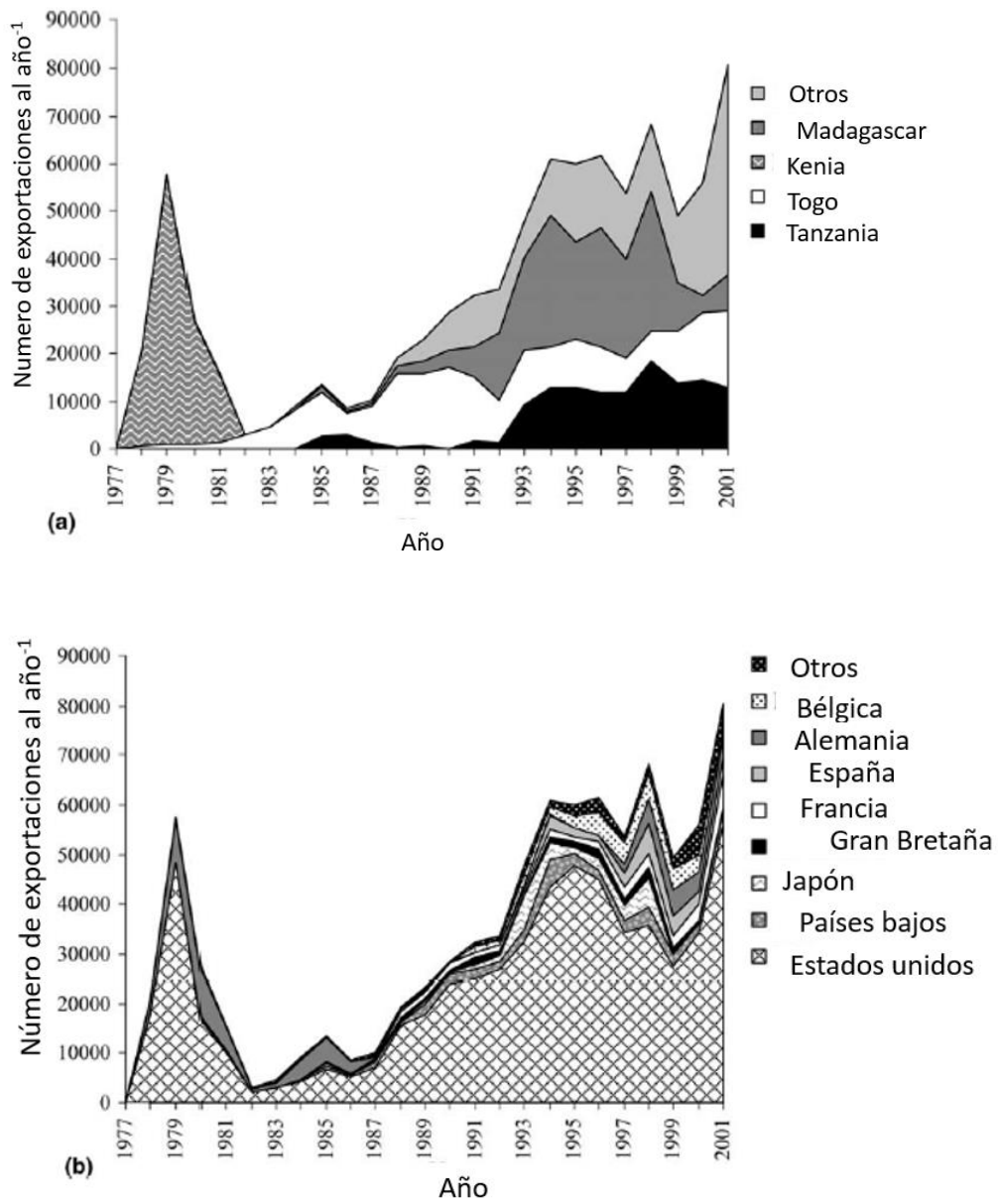


Figura 4.3. Número de camaleones exportados (a) e importados (b) por año en cada país entre 1977 y 2001 de acuerdo con CITES (Tomado de Carpenter *et al.*, 2004).



Figura 4.4. Número de individuos de las especies principales de camaleones exportados anualmente entre 1977 y 2001 (Tomado de Carpenter *et al.*, 2004).

Origen de los individuos comercializados

La mayoría de los individuos de *C. senegalensis* son capturados del medio silvestre debido a que sus poblaciones son abundantes. Esta especie no se cría comúnmente en cautiverio a diferencia de otros camaleones como el *Trioceros jacksonii* y el camaleón pantera (*Furcifer pardalis*) (Leaché *et al.*, 2006; Diaz Jr *et al.*, 2015). No obstante, de acuerdo con la información recabada de las bases de CITES algunos de los especímenes comercializados fueron recolectados en el medio silvestre y otros criados en granjas, aunque se desconoce exactamente la ubicación de estas (Fig. 4.5).

De acuerdo con datos solicitados al Servicio Nacional de Sanidad Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA), del 2015 al 2016 se hicieron 200 solicitudes de ejemplares de *C. senegalensis* para México; 100 de ellos con origen en Ghana y los otros 100 con origen de Benín. Los 200 ejemplares pasarían por Estados Unidos antes de llegar a México.

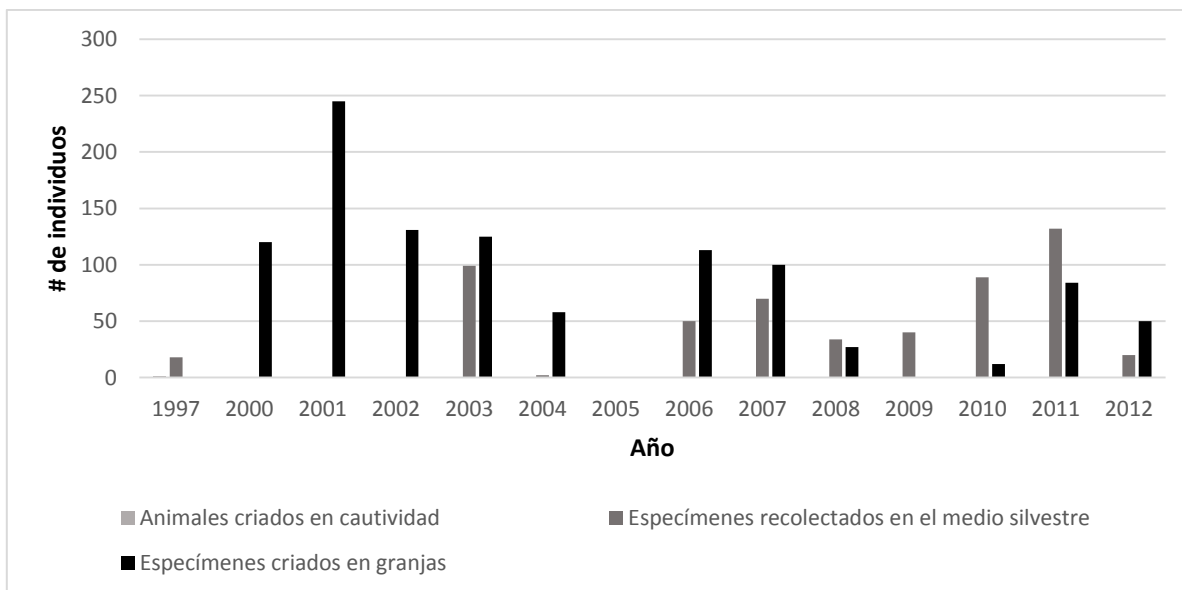


Figura 4.5. Origen de los individuos exportados (CITES 2016).

Condiciones de crianza/reproducción

En condiciones controladas este camaleón debe tener un espacio amplio para poder desarrollarse. Se requiere un terrario de $\sim 40.6 \times 40.6 \times 76.2$ cm de tamaño adornado con plantas naturales o combinado con algunas artificiales (Francis, 2008).

El terrario debe tener una adecuada iluminación de tal forma que provea radiación necesaria de rayos UVA/UVB. Se recomienda para esto utilizar lámparas de vapor de mercurio. Estas radiaciones hacen que el camaleón genere la vitamina D3 necesaria para la fijación del calcio en los huesos. La ausencia de luz provoca enfermedad metabólica de los huesos (Francis, 2008).

La temperatura ideal debe oscilar entre 26.6°C y 29.4°C y se recomienda tener el terrario con una humedad de entre 50% y 75% (Alberdi 2016).

El camaleón de Senegal necesita ser desparasitado constantemente. Para su alimentación solo requiere de una a tres presas al día (de pequeñas a medianas) con uno o dos días de ayuno a la semana. Los animales que se encuentran en condiciones de aclimatación, crecimiento o reproducción, pueden requerir un mayor número de presas (Francis 2008, Reptile City, 2016).

Como se menciona anteriormente, las hembras maduran sexualmente a los seis meses de edad y es necesario separar al macho tan pronto como sea posible ya que la hembra es agresiva hacia este. Francis (2008) describe un caso en el que durante la gestación, una hembra de camaleón recibió una dieta de presas silvestres casi al 100%, y tuvo una puesta ~ 20 huevos, que fueron incubados.

Análisis económico

Esta especie es de gran valor para la industria del comercio de mascotas (WCMC, 2010). De manera general, los informes UNEP-WCMC (2010) mencionan que aproximadamente 170,000 individuos vivos de esta especie fueron exportados entre 2000 y 2009. Los principales países exportadores son Togo, Benín y Ghana, con alrededor de 160,000

ejemplares; y los principales países importadores fueron: Taiwán, Tailandia, Rusia, Nueva Zelanda, Italia, España, Dinamarca, República Checa, Canadá, Bélgica, México, Hungría, Francia y Malasia. Los costos se desconocen ya que no se mencionan en el informe (WCMC 2010, Wilms 2013).

Específicamente para México, el comercio del *C. senegalensis* se inició a partir de 1997 con un total de 18 individuos importados; del año 2000 al 2005 se importaron un total de 1,251 individuos; para el 2006 se importaron 366 individuos; del 2007 al 2009 el número de importación total fue de 359 individuos; y finalmente del 2010 al 2012 fueron importados 539 individuos (Fig. 4.6) (CITES, 2016).

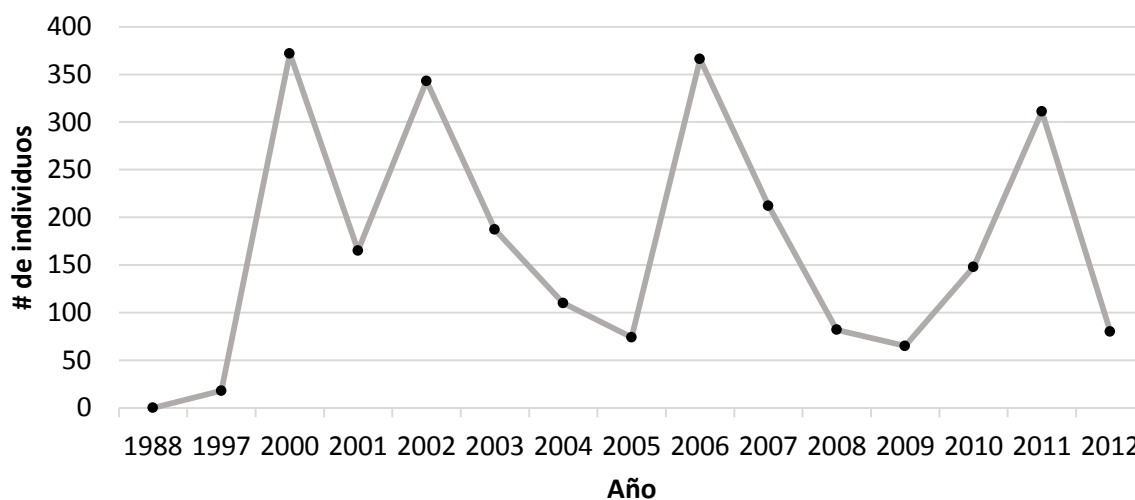


Figura 4.6. Número de individuos de *C. senegalensis* importados a México entre 1997 y 2012 (CITES, 2016).

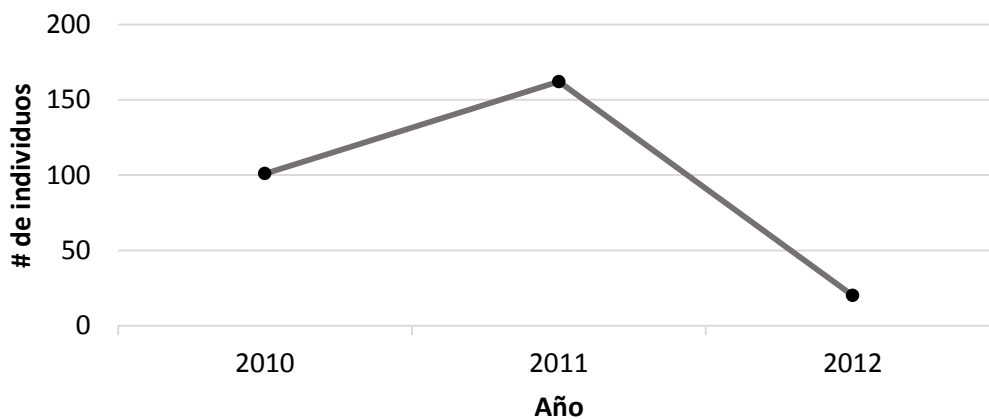


Figura 4.7. Ejemplares de *C. senegalensis* importados a México del 2010 a 2012 (PROFEPA).

La página web 'Reptozaurios.com' tiene a la venta ejemplares de *C. senegalensis* con un precio de 750 pesos. Esta es una empresa nacional que se dedica a la importación/exportación, crianza y comercialización de mascotas. Ofrece especies 100%

legales, y se encuentran ubicados en el Distrito Federal. En Estados Unidos esta especie tiene un precio de 29.99 dólares más costos de importación (Reptile City, 2016).

Si consideramos que en México se importaron de 2010 a 2012 un total de 283 ejemplares (PROFEPA), es posible hacer una aproximación de los ingresos que legalmente dejó para nuestro país la comercialización de esta especie: ~159,297 pesos.

Potencial de establecimiento y colonización

Potencial de colonización

Consideramos que esta especie podría tener un alto potencial de colonización en las regiones donde las condiciones ambientales sean similares a su rango de distribución nativo debido a la frecuencia con la que se propagan (Fujisaki *et al.*, 2010) y a sus elevados números poblacionales en vida silvestre (Wilms, 2013).

Potencial de dispersión

De acuerdo con Fujisaki *et al.*, (2010), *C. senegalensis* es una especie que potencialmente podría dispersarse rápidamente debido a la gran cantidad de huevos que anualmente pone la hembra. No obstante, esto dependerá de que las condiciones ambientales sean favorables para su persistencia. En Florida se encontraron dos especímenes de *C. senegalensis* y uno de *Trioceros melleri*, aunque los autores mencionan que tal vez los individuos fueron abandonados y que la reproducción no se presentó de manera natural (Krysko *et al.*, 2011), ya que como se menciona anteriormente, esta especie necesita requerimientos ambientales específicos para poder reproducirse, si no los tiene no realiza esta función o los huevos no eclosionan (Francis, 2008).

Evidencias de impactos

Impactos a la salud

Los reptiles que viven en libertad albergan una gran variedad de parásitos como protozoarios y metazoos. En *C. senegalensis* ha sido registrada la presencia de nemátodos parásitos como *Foleyella furcata* (Széll *et al.*, 2001), y cestodos como *Oochoristica koubeki* (Mašová *et al.*, 2012). Ambos parásitos no dañan al ser humano pero podrían causar enfermedades en otras especies de fauna. Por otro lado, se ha detectado *Salmonella* sp. en estos camaleones y esta bacteria si afecta y puede ser transmitida a los humanos de forma directa por la manipulación del reptil o indirecta mediante el contacto con un objeto contaminado por sus heces, agua o alimentos que estuvieron en previo contacto con el animal (Geue & Löschner, 2002).

Impactos ambientales y a la biodiversidad

No existe información respecto a que esta especie cause algún tipo de impacto sobre los ecosistemas o la biodiversidad.

Control y mitigación

Actualmente la legislación nacional e internacional ha tenido éxito en la regulación de las exportaciones desde la década de 1990. Esto debido al control en las exportaciones actuales de esta especie por parte de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) y un acuerdo internacional concertado entre los gobiernos (Wilms, 2013).

Normatividad

El camaleón de Senegal se encuentra desde 1977 en el apéndice II de CITES y de acuerdo con el diario oficial de la Unión Europea, específicamente en el reglamento de ejecución (UE) nº 757/2012, el 20 de agosto 2012 se decretó suspender su introducción junto a otras especies de flora y fauna de interés comercial.

Actualmente se han realizado diferentes reuniones para dar recomendaciones a diferentes países para el control o suspensión del comercio de esta especie, ya que como se ha mencionado a lo largo de este reporte esta especie es de interés comercial (CITES, 2016) y países como Estados Unidos y la Unión Europea se encuentran regulando sus importaciones y exportaciones (WCMC, 2016). Por ejemplo, en la 'Vigésimo octava reunión del Comité de Fauna Tel Aviv (Israel)', del 30 de agosto al 3 de septiembre de 2015, se seleccionaron algunas especies para un examen del comercio significativo tras la 'Conferencia de las Partes sobre Cambio Climático de las Naciones Unidas (COP15)'.

Dendroaspis viridis

Mamba verde de África occidental / Mamba verde de Hallowell / Western Green Mamba



Figura 5.1. Ejemplar de *D. viridis* (Foto: TerraZoo).

Introducción

Taxonomía

Reino: Animalia

Filo: Chordata

Clase: Sauropsida

Orden: Squamata

Familia: Elapidae

Género: *Dendroaspis*

Especie: *Dendroaspis viridis*

Fuente: GBIF (2016)

Descripción

La Mamba verde occidental (*Dendroaspis viridis*), también conocida como Mamba verde de Hallowell, es una serpiente larga, delgada y venenosa del género *Dendroaspis* (mambas) que fue descrita por primera vez en 1844 por el herpetólogo estadounidense Edward Hallowell. La longitud promedio de los adultos es entre 1.4 y 2.1 metros, aunque

algunos individuos pueden alcanzar los 2.4 metros (Spawls *et al.*, 1995). Su cabeza es de tamaño moderado, puntiaguda y alargada; ligeramente distinguible del cuello; está cubierta anteriormente con nueve placas lisas; la escama rostral es hexagonal y la frontal anterior pentagonal; tiene entre 7 y 8 escamas supralabiales y entre 11 y 13 infralabiales; de 2-3 preoculares y de 3-4 postoculares; entre 11-15 hileras de escamas dorsales en la parte media del cuerpo; entre 210-242 escamas ventrales; de 105-125 subcaudales; y la placa anal está dividida (Spawls *et al.*, 1995). La parte superior dorsal del cuerpo es verde oliva mientras que la barbilla y la garganta son más amarillas. La piel intersticial es negra claramente visible, especialmente en la parte posterior. No existe información específica para esta especie sobre dimorfismo sexual aparente, ni tampoco alguna diferenciación con respecto a los juveniles (además del tamaño) (Hallowell, 1844; Spawls *et al.*, 1995).

Biología e historia natural

Esta especie se distribuye desde el sur de Senegal y Gambia hasta Benín. Se limita a las zonas tropicales húmedas, con registros en Guinea Bissau, Guinea, Sierra Leona (Trape & Mané, 2006) y Togo (Segniagbeto *et al.*, 2011). Más específicamente, su distribución se limita en gran parte a las zonas donde las precipitaciones superan los 1500 mm (Trape & Mané, 2006), aunque en Togo su rango se extiende hasta bosques secos abiertos y en Guinea a sabanas y zona litoral (Segniagbeto *et al.*, 2011); la mayoría de los registros de Gambia y Guinea-Bissau son de bosques conservados, sin embargo la especie también persiste en áreas donde la cobertura arbórea se ha eliminado (suburbios de ciudades y comunidades rurales) (Spawls *et al.*, 1995).

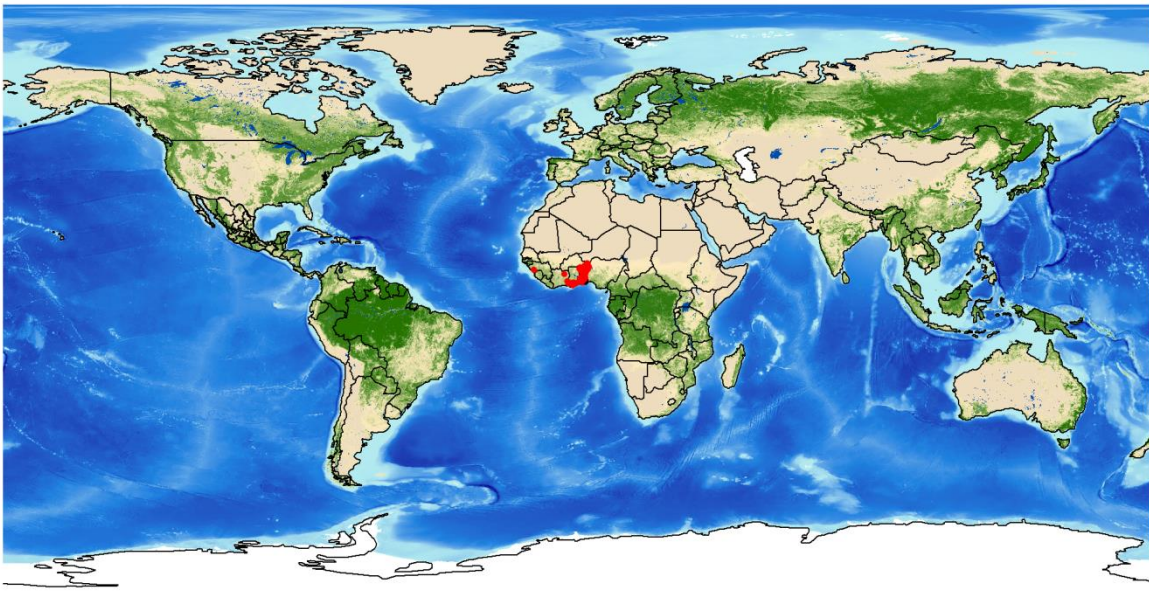


Figura 5.2. Registros de presencia de *D. viridis* (puntos negros= observaciones en zonas urbanas; puntos rojos = observaciones en vida silvestre).

La reproducción que poseen las serpientes del género *Dendroaspis* es de tipo ovípara. Ponen de 9-14 huevos que miden entre 60-80 mm de largo y con un diámetro de ~35 mm. Cuando nacen las crías miden entre 400 a 500 mm de largo, su crecimiento es muy rápido y en esta etapa se alimentan principalmente de ratones y ratas pequeñas (Melero *et al.*, 2011). Para *Dendroaspis viridis* existe muy poca información, sin embargo Melero *et al.*, (2011) describieron la reproducción de unas mambas verdes en cautiverio que copularon de 15 a 17 horas a mediados de abril y a los 99 días la hembra puso cinco huevos con medidas de 68-87 mm x 28-30 mm y tres más pequeños estériles. El tiempo de incubación fue de 85 días, donde solo eclosionaron dos de los huevos. Los individuos tenían unos 400 mm de longitud al nacer. A los cinco días de vida comenzaron a alimentarse de crías de ratón.

Esta serpiente es de rápido movimiento y se alimenta principalmente de roedores (ratones, ratas y ardillas), pero en ocasiones también de aves, murciélagos y musarañas. También se alimentan de lagartos, ranas y huevos de aves (Spawls *et al.*, 1995; Baranga, 2002; Trape & Mané, 2006).

Es una serpiente diurna, arbórea y habita principalmente en bosques húmedos donde hace guaridas en árboles. Es poco agresiva a menos que se sienta amenazada (Trape & Mané, 2006).

Estatus

Esta especie está reportada por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad como invasora y es uno de los vertebrados que está adjunto en el Anexo 1 de la convocatoria para elaborar diagnósticos sobre el estado de las invasiones biológicas de especies exóticas y propuestas para su manejo en regiones prioritarias para la conservación (CONABIO, 2016).

Con relación a su estatus de conservación, esta especie se encuentra en la categoría de 'Baja preocupación' de la IUCN debido a su amplia distribución, sus hábitos generalistas, sus poblaciones estables (dentro de su área nativa) y a que no se han identificado grandes amenazas que pudieran afectarla (Luiselli, 2001).

Usos y comercialización

Historia de la comercialización

Entre 2003 y 2005, 37 especímenes vivos de *D. viridis* fueron exportados de Togo con propósito desconocido (Segniagbeto *et al.*, 2011). En dicho trabajo no se especifica si estos animales fueron criados en cautiverio o habían sido capturados en vida libre.

Para México no existe información donde se reporte que esta especie haya sido comercializada como mascota, para exhibición, comida o con fines de investigación.

Origen de los individuos comercializados

Estados Unidos actualmente es el principal exportador de serpientes en el mundo (Ivanyi & Altimari, 2004). El estudio realizado por Urioste & Bethencourt (2011) recopila información a través del análisis de más de 12,400 mensajes en foros de coleccionistas de mascotas exóticas (legales e ilegales) así como los listados de los 5 últimos años de

especies comercializadas por algunos de los mayores distribuidores de fauna exótica de España y Europa en el que los autores concluyen que es relativamente sencillo adquirir especies de ofidios venenosos, incluidos diversos elápidos como la Mamba verde.

Condiciones de crianza/reproducción

Las Mambas verdes requieren un terrario relativamente amplio lleno de ramas y plantas artificiales. Se recomienda usar como substrato una mezcla de turba de coco, tierra para maceta y corteza. Cuando los individuos mudan de piel se recomienda agregar al terrario esfagno (*Sphagnum sp.*) para mantener la humedad alta. Se debe proporcionar a los individuos calor, se sugiere colocar un cable calefactor debajo del terrario y una lámpara de 60 watts en algún costado. También se puede proporcionar iluminación extra usando un tubo largo de neón. Finalmente, se recomienda proporcionar al menos 5 litros de agua en un contenedor abierto para que puedan beber y refrescarse (Mastenbroek, 2002).

Análisis económico

En Estados Unidos el 18% de los hogares tienen serpientes y su comercialización representa un mercado de 264 millones de dólares anuales (Collis & Fenili, 2011). Actualmente, la importación se ha reducido de manera considerable en dicho país a medida que la reproducción y la cría se han afianzado internamente.

No se registró ninguna importación de *D. viridis* para México desde el 2010 de acuerdo con datos obtenidos de la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente y del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (Pavia, 1999; PROFEPA, 2016; SENASICA, 2016).

Rutas de introducción

El tráfico de serpientes exóticas es bastante común, siendo primordialmente traficadas las mambas y las cobras; principalmente desde Estados Unidos y Europa (WWF, 2016). No obstante, para México no se ha registrado alguna ruta de introducción legal de acuerdo al Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA, 2016b).

Potencial de establecimiento y colonización

Potencial de colonización

Esta especie pudiera establecerse en diferentes ambientes como bosques secos, sabanas y zonas litorales, aunque principalmente necesita de altas precipitaciones para su supervivencia (Segniagbeto *et al.*, 2011). Puede ocupar áreas suburbanas al igual que zonas rurales, ya que han sido observados ejemplares en ambientes con vegetación no conservada, cambiando su hábitat natural (Spawls *et al.*, 1995).

Potencial de dispersión

El grupo de las mambas cuenta con un bajo potencial de dispersión ya que estas son muy territoriales. Son activas durante el día y regresan a su guarida por las noches, delimitando ámbitos hogareños (Håkansson & Madsen, 1983; Szalay, 2014).

Evidencias de impactos

Impactos/beneficios socioeconómicos

El mercado y comercialización de serpientes representa un mercado ampliamente distribuido generando alrededor de 264 millones de dólares anuales (Collis & Fenili, 2011). Sin embargo, no se cuenta con datos específicos para *D. viridis*.

Impactos a la salud

El veneno de la mamba contiene neurotoxinas inusuales llamadas “dendrotoxinas”. Son 59 proteínas de aminoácidos que se unen a los canales de potasio dependientes del voltaje en las terminaciones nerviosas, causando el lanzamiento de la acetilcolina. Estas toxinas son responsables de diversos síntomas como: parestesia, signos de estimulación autonómica del sistema nervioso y espasmos musculares (contracciones de los grupos de fibras musculares). Las cuatro especies de mambas (*D. polylepis*, *D. angusticeps*, *D. jamesoni* y *D. viridis*) son capaces de causar rápidamente parálisis progresiva descendente, que puede comenzar 15 minutos después de la mordedura y progresar hasta una parálisis respiratoria mortal (Warrell, 2010).

En África se estiman alrededor de 20,000 muertes por año causadas por mambas, principalmente la mamba negra (Warrell, 2010). En Europa, entre 1996 y 2006 ocurrieron alrededor de 150 casos de mordedura por serpientes venenosas que eran mantenidas como mascotas, las especies implicadas en este tipo de situaciones fueron serpientes de cascabel, cobras, mambas y corales principalmente (Urioste, 2011).

Las serpientes, no solo tienen importancia en salud humana por la mordedura de aquellas especies venenosas, sino que además, pueden ser hospederos y vectores de diferentes agentes patógenos para el hombre (Rataj *et al.*, 2011). Entre los parásitos de ofidios, responsables de la transmisión de determinadas enfermedades al hombre, se encuentran algunas especies de garrapatas, ácaros y pentastómidos (Shultz 1975, Mapp & Goldman 1976, Boyce & Kazacos 1991, Abadi *et al.*, 1996, Mansfield *et al.*, 2009, Tappe & Büttner 2009, Marschang 2011, Amate 2012, Norman 2012, Rojo 2012).

En la saliva y boca de las serpientes también se encuentran diversos microorganismos (*e.g.* *Aeromonas hydrophila*, *Pseudomonas aeruginosa* y *Peptostreptococcus sp.*) que pueden ser agentes etiológicos de infección primaria y secundaria. Por ejemplo *A. hydrophila* causa bacteriemias, mionecrosis y celulitis y *P. aeruginosa* produce infecciones de heridas o puede penetrar a través de soluciones de continuidad insignificantes en la piel. Si la cantidad presente en el torrente circulatorio es suficientemente grande, puede ocasionar bacteriemias. Esta bacteria ha sido aislada de la boca de diferentes serpientes (Bergillos & Rivas, 2013).

Impactos ambientales y a la biodiversidad

Debido a que la Mamba verde occidental no es una especie de amplia distribución y no ha sido reportada como invasora (Szalay, 2014), no se cuenta con información acerca de sus potenciales impactos ambientales y a la biodiversidad.

Control y mitigación

Dendroaspis viridis no se encuentra bajo la vigilancia de programas de especies invasoras, aunque se menciona en una lista para la prevención de invasiones en KwaZulu-Natal, Sudáfrica (DEA, 2016).

Normatividad

Los estados de California, Delaware, Iowa, Kansas, Louisiana, New Jersey, Tennessee y Washington, en Estados Unidos mantienen como ilegal la posesión, venta o exhibición de serpientes silvestres o criadas en cautiverio, venenosas y algunas constrictoras (USDA, 2016).

Gekko gecko
Gecko tokay / Tokay gecko

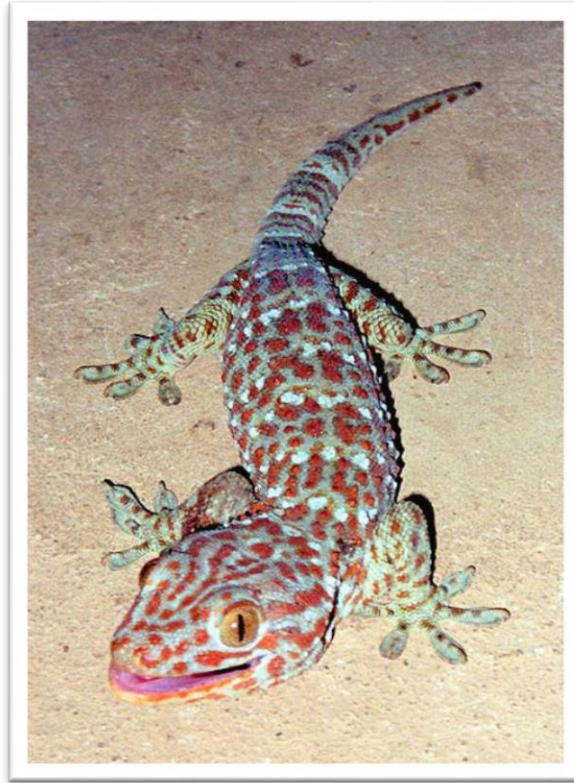


Figura 6.1. Ejemplar de *Gekko gecko* (Foto: Richard Lina).

Introducción

Taxonomía

Reino: Animalia

Filo: Chordata

Clase: Sauropsida

Orden: Squamata

Familia: Gekkonidae

Género: *Gekko*

Especie: *Gekko gecko*

Fuente: Corl (1999)

Descripción

Comúnmente conocido como gecko tokay; alcanza una longitud de unos 350 mm; tiene cuerpo cilíndrico y algo aplanado en la parte superior; sus extremidades están bien definidas y uniformemente desarrolladas; sus párpados se fusionan y transparentan (Corl 1999, Roesler *et al.*, 2011). El sistema auditivo consiste en dos pequeños agujeros en

ambos lados de la cabeza; tienen un rango de audición de ~300 Hz a 10,000 Hz. El macho es más colorido y más grande que la hembra; también presentan una inflamación en la base de la cola debido a la presencia de los dos hemipenes (Holmes *et al.*, 2005). Los dedos poseen pequeñas vellosidades que generan un intercambio de cargas eléctricas permitiéndoles fijarse en superficies verticales y moverse a grandes velocidades. El promedio de esperanza de vida del tokay se sitúa en los nueve y diez años, pero hay individuos que han superado por mucho esta cifra (Czaplewski, 2010).

Biología e historia natural

Su rango de distribución natural abarca los siguientes países: China, India, Indonesia, Camboya, Laos, Malasia, Birmania, Nepal, Filipinas, Singapur, Tailandia y Vietnam, sin embargo, también se tienen registros en partes de África, Australia y Estados Unidos (Washington, Florida y California) (Roesler *et al.*, 2011).

Durante la época reproductiva es común que el tamaño de los testículos en los machos se amplíe y emitan un sonido peculiar para atraer a las hembras. El ciclo reproductivo de éstas ocurre entre los meses de mayo y septiembre; la puesta es de dos huevos por hembra y miden alrededor de 16-20 mm. También es característico en esta especie que los nidos se pongan en conjunto con otros individuos; como consecuencia de esto se ha observado hasta 140 huevos en un mismo sitio (Meshaka Jr, 2011). Durante la copula, el macho se acerca a la hembra desde la parte posterior y se mueve de lado a lado, posteriormente la sostiene con sus dientes mordiciéndola en la región del cuello (Corl, 1999). La edad reproductiva inicia en el primer año de vida, aproximadamente cuando alcanzan un tamaño de 126 mm los machos, y 110 mm las hembras (Meshaka Jr, 2011).

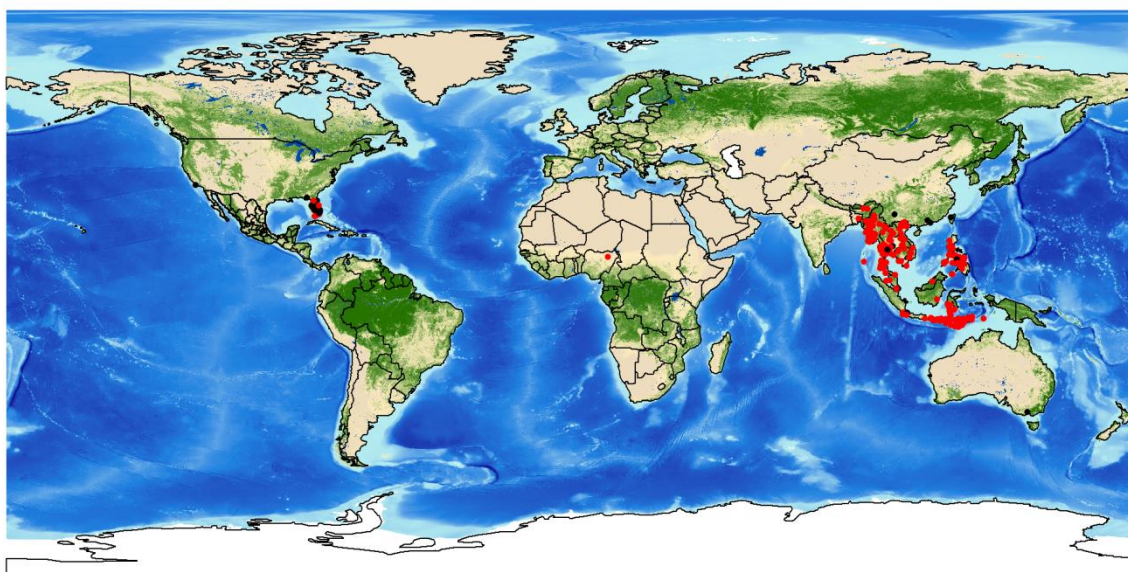


Figura 6.2. Registros de presencia de *G. gecko* (puntos negros= observaciones en zonas urbanas; puntos rojos = observaciones en vida silvestre).

El gecko tokay se alimenta principalmente de invertebrados (*e.g.* arácnidos, ciempiés, crustáceos, escarabajos, hormigas, polillas, gasterópodos, libélulas, caballitos del diablo, termitas, grillos, langostas, cucarachas, saltamontes, gusanos de seda), sin embargo puede llegar a alimentarse también de aves pequeñas y algunos roedores (Meshaka Jr *et al.*, 1997).

Tiene un carácter agresivo y difícilmente establecen una buena relación con el hombre. Los machos tienen un carácter más territorial que las hembras. Es una especie con hábitos predominantemente nocturnos, permaneciendo por lo general en su refugio durante el día y saliendo durante la noche para buscar a sus presas utilizando una manera de caminar que consiste en estirar las patas y separar el cuerpo del suelo (Meshaka Jr, 2011).

Estatus

Esta especie se ha introducido en algunas islas de Hawái (Pavia, 1999) y partes de Florida, Estados Unidos, en donde ha establecido poblaciones silvestres diferentes condados (Alachua, Hillsborough, León y Pinella) convirtiéndose en especie exótica invasora (Meshaka Jr, 2011). También se tiene documentada su presencia en Australia y África (Mean,s 1996).

Usos y comercialización

Historia de la comercialización

Los individuos comercializados se venden principalmente como mascota en Estados Unidos y la Unión Europea, mientras que en Vietnam y China se utilizan con frecuencia con propósitos medicinales (Stuart 2004). Hacia inicios de los noventa esta especie se comenzó a comercializar como mascota, importándola principalmente a algunas islas de Hawái y partes de Florida (Pavia 1999). En Indonesia actualmente se permite la cría comercial, y el gobierno ha dado permiso para que seis empresas exporten Geckos tokay criados en cautiverio para el mercado de mascotas. Sin embargo, estudios relacionados con el tráfico de esta especie mencionan que las empresas exportadoras no reproducen los Geckos tokay en los números de las necesidades logísticas comerciales, ya que sería demasiado costoso. En su lugar exportan geckos capturados en la naturaleza, algunos muertos para el comercio medicinal, en un número mucho mayor de lo permitido. De acuerdo con Lagat (2009) ~1.2 millones de Geckos tokay se exportan cada año en Indonesia.

Origen de los individuos comercializados

De acuerdo con datos obtenidos del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA) en los últimos dos años (2015 y 2016) se solicitó la importación de 900 Geckos tokay provenientes de Estados Unidos e Indonesia, hacia el aeropuerto internacional de la Ciudad de México y a Monterrey, Nuevo León (Fig. 6.3). Es probable que las poblaciones provenientes de Indonesia sean de vida libre, ya que este país abarca parte de su distribución natural (Roesler *et al.*, 2011).

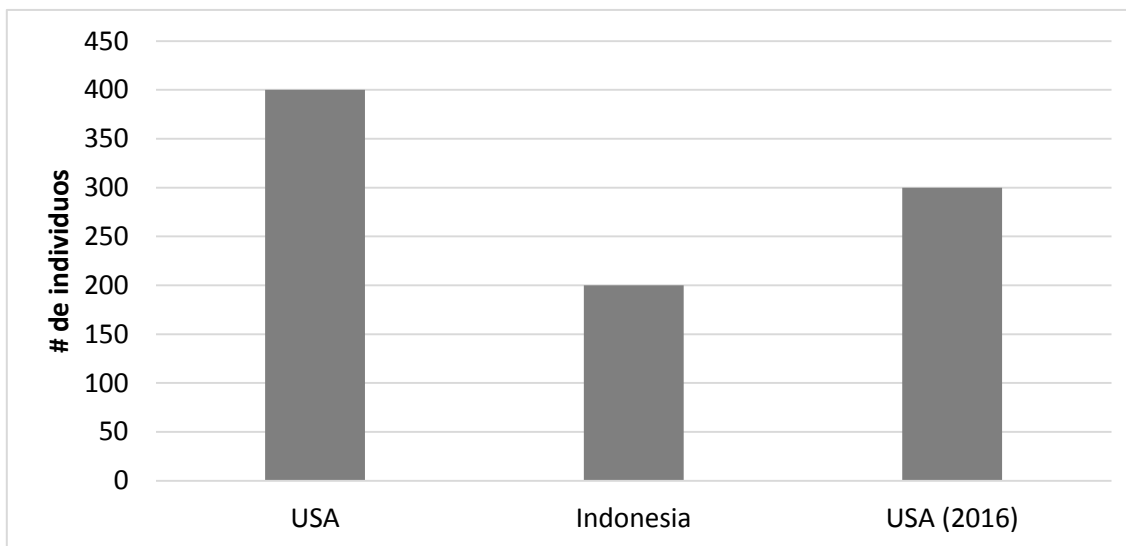


Figura. 6.3. Registro del origen de importaciones de *G. gecko* entre 2015-2016.

Condiciones de crianza/reproducción

Se debe contar con un terrario adecuado y en óptimas condiciones, con un volumen de 100 litros o más. Es mejor si se tiene un espacio vertical amplio para que el individuo pueda moverse, trepar y desarrollarse sin límites de espacio. La humedad relativa debe ser del 60% y la temperatura debe estar entre los 27°C y 32°C. Lo ideal es poner una pareja en convivencia o un macho con varias hembras. Es mejor si las fuentes de calor se encuentran por encima del terrario, ya que los geckos pasan la mayoría del tiempo en ramas o paredes y no en el suelo. El ambiente debe ser de tipo boscoso, con un suelo de corteza de coco o de orquídea y abundantes plantas, cuevas o troncos limpios donde esconderse y que ayuden a mantener la humedad. También necesitan ramas o superficies para trepar y descansar porque les gusta permanecer en altura, no hace falta usar lámparas con radiación UVB/UVA. La dieta de estos geckos consiste en insectos de distintas clases, los cuales se deben de preparar desde 24 horas antes alimentándolos con una comida nutritiva y se deben espolvorear con un complejo vitamínico-mineral para que sean una buena fuente de proteínas para los geckos. Los geckos de mayor tamaño pueden recibir un ratón recién nacido. Es importante instalar un sistema de goteo para que siempre tengan agua fresca y a disposición, ya que no beben agua de un recipiente sino de las gotas en las hojas (Huey, 2008).

Análisis económico

Su precio es de ~20 dólares en Estados Unidos y ~450 pesos en México (Wilson & Porras, 1983; Reptile City, 2016). Entre 2015 y 2016, hubo 9 solicitudes de importación para 900 individuos (Fig. 6.3), sin embargo, solo se registraron 145 importaciones en 2015 y ninguna para el 2016 (Fig. 6.4). Con base en las importaciones efectivas es posible calcular un ingreso de ~62,000 pesos por su comercialización en México (SENASICA, 2016).

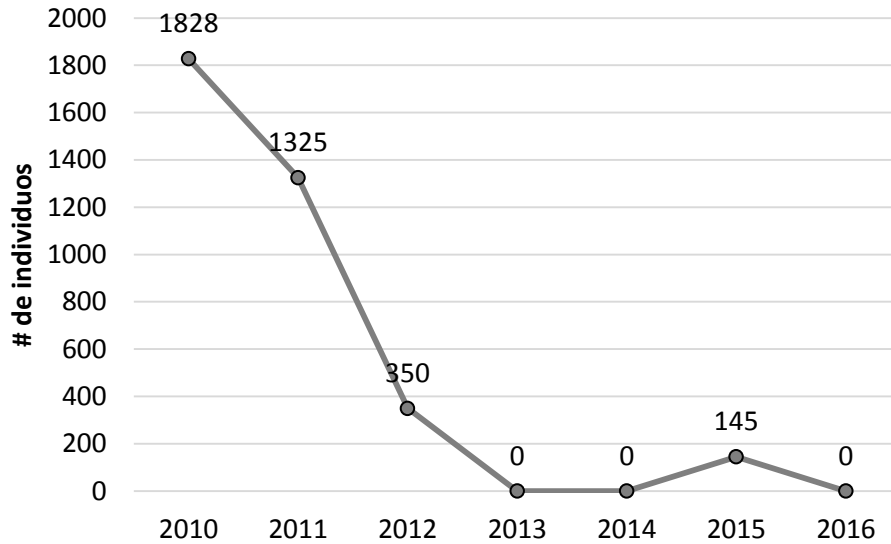


Figura. 6.4 Cantidad de individuos importados a México entre 2010-2016.

Rutas de introducción

Hacia inicio de los noventa esta especie se comercializó como mascota, importándose principalmente a algunas islas de Hawái y partes de Florida (Pavia, 1999). En la actualidad, la principal ruta de introducción del *G. gecko* a México es desde Estados Unidos. Entre 2015 y 2016 se solicitó la importación de más de 900 individuos a México, de los cuales 700 serían importados de criaderos de estados unidos y los 200 restantes de Indonesia (Fig. 6.3) (SENASICA, 2016).

Potencial de establecimiento y colonización

Potencial de colonización

El gecko tokay tiene un amplio potencial de colonización, ya que se puede adaptar fácilmente a zonas antropogénicas (Wilson & Porras, 1983; Aowphol *et al.*, 2006) y como se mencionó anteriormente tiene una dieta sumamente diversa (Bucol & Alcalá, 2013).

Potencial de dispersión

Se exportan millones de geckos tokay al año, principalmente a Estados Unidos, por lo que su principal vía de dispersión es por medios antrópicos, es decir, a través de la comercialización de mascotas exóticas, ya que es de ámbitos hogareños y de manera natural no recorre grandes distancias (Kraus, 2008).

Evidencias de impactos

Impactos/beneficios socioeconómicos

Tiene impactos positivos en la economía de varios países, ya que como se mencionó con anterioridad de Estados Unidos a México se importaron alrededor de 3,648 en los últimos

seis años, acumulando un total 72,000 dólares a Estados Unidos, y de 1,641,600 pesos a México (Kraus, 2008).

Impactos a la salud

Los geckos tokay tienen un temperamento agresivo y pueden infligir mordeduras graves cuando son manipulados (Corl, 1999). Además, como muchos reptiles, es portador de bacterias como la Salmonella que puede infectar a sus dueños por medio del contacto físico (Smith *et al.*, 2012). Se han hecho estudios en donde se evalúa la resistencia de las bacterias entéricas comensales de los geckos tokay importados para el comercio de mascotas. En dichos estudios se demostró que estas bacterias muestran resistencia contra algunos antibióticos incluyendo: ampicilina, amoxicilina, ácido clavulánico, cefoxitina, cloranfenicol, kanamicina y tetraciclina por mencionar algunos (Smith & Burger, 1950).

Impactos ambientales y a la biodiversidad

Gekko gecko compete con especies arbóreas endémicas como ranas y otras lagartijas, y además se alimentan de pequeñas aves y serpientes (Bartlett & Bartlett, 1999; Love, 2000), lo que pudiera representar un impacto negativo sobre la biodiversidad y ecosistemas donde invada. Por otro lado también consume insectos plaga como cucarachas y langostas lo que representa un impacto positivo hacia las comunidades humanas (Aowphol *et al.*, 2006).

Control y mitigación

No existe información sobre las medidas de mitigación para esta especie.

Normatividad

En México, la mayoría de los individuos que se venden en el mercado de mascotas lo hacen bajo un esquema de aprovechamiento de vida silvestre criándose en cautiverio; aunque también hay importados que llegan legal o ilícitamente. Debido a que los geckos tokay no se enumeran bajo la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES), su comercio internacional no está sujeta a regulación (Huey 2008, Czapplewski, 2010).

Varanus indicus
Monitor de manglar/ Mangrove monitor



Figura 7.1. Ejemplar de *Varanus indicus* (Foto: Jebulon).

Introducción

Taxonomía

Reino: Animalia

Filo: Chordata

Clase: Sauropsida

Orden: Squamata

Familia: Varanidae

Género: *Varanus*

Especie: *Varanus indicus*

Fuente: IUCN (2009)

Descripción

Su coloración varía entre negro y marrón púrpuro oscuro arriba con numerosas manchas salteadas blancas, crema o amarillas; su pecho es blanco o crema. Tiene entre 110 y 180 hileras de escamas en la parte media del cuerpo. Las escamas de la cabeza son pequeñas y lisas, menos una serie de escamas agrandadas más anchas entre las escamas supraoculares. Las escamas del vientre son lisas y la cola está fuertemente comprimida con una quilla dorsal media y es 1.3-1.8 veces tan larga como la longitud hocico cloaca. Las

escamas caudales tienen una quilla baja o lisa sin anillos completos (las escamas de la parte inferior son más grandes que las de la parte superior) (Cogger, 2014). La boca usualmente tiene un color rojo, debido a la sangre mezclada con la saliva, que utiliza para asustar a los depredadores o atraer sus presas (GISD, 2007). *Varanus indicus* alcanza diferentes tamaños en diferentes etapas de su vida y dependiendo de los sitios en los que se encuentran viviendo. En las islas Salomón presentan un promedio de 1250 mm; en Nueva Bretaña se han examinado varanos con longitudes de 1240 mm (Hediger, 1934). En las islas y cayos del este de Nueva Guinea alcanzan los 1000 mm mientras que en Ceram llegan a casi 1400 mm de longitud total (Wikramanayake & Dryden, 1988). Pueden pesar entre 500 y 1900 gramos; los machos son mucho más grandes que las hembras (Bennett, 1995).

Los juveniles muestran algunas diferencias en comparación con los adultos. Su patrón dorsal consiste en filas irregulares oblicuas de color negro con el centro amarillo. La coloración de su lengua es uniforme donde solo la punta de la lengua y una franja delgada en su cuerpo son color gris (Frydlová, 2009).

Biología e historia natural

Su reproducción es de tipo ovípara; las hembras incuban entre 2 y 20 huevos, que miden entre 35-50 mm de largo oblongos y blancos. La gestación dura de 7 a 8 meses (GISD, 2007). Durante la reproducción las hembras necesitan un nido para efectuar varias puestas al año (Henkel & Schmidt, 2010). En cautiverio se tiene documentado hembras que han llegado a poner 25 huevos durante 26 meses, con un promedio de 4 a 6 huevos en cada temporada de reproducción. Las hembras almacenan grasa para utilizarla como fuente de energía al producir los huevos. En cuanto a su madurez sexual, se sabe que las hembras la alcanzan a los 275 mm mientras que los machos a los 320mm. El macho produce esperma durante todo el año, así como reservas de grasa que se elevan durante las estaciones de secas y lluvias. También se ha observado que las hembras tienden a hacerse más grandes o bien a tener depósitos de grasa mayores en medio y al final de la temporada de lluvia. Se reproducen durante la estación seca y las crías salen del cascarón en época de lluvias, cuando la comida es abundante (Wikramanayake & Dryden, 1988).

Los machos llegan a tener luchas con otros de su especie para cortejar a las hembras. Al encontrarse en combate toman una posición vertical, en una postura de ataque (GISD, 2007). Se ha observado que cuando la comida es abundante tienden a reproducirse de forma continua y que una vez que las crías salen del cascarón los padres dejan de prestarles atención (GISD, 2007).

Varanus indicus es un depredador carnívoro, terrestre-arborícola (Uetz & Hosek, 2016), que se alimenta principalmente de caracoles, carroña, huevos podridos (Greer, 2006), ranas, cangrejos terrestres, peces, insectos, aves, y huevos de otros reptiles como el cocodrilo marino (*Crocodylus porosus*) (Brook *et al.*, 2004). Para ubicar a sus presas, forrajea en troncos caídos, madrigueras, en zonas de anidación de aves o reptiles, hojarasca y grietas (Losos & Greene, 1988).

Al ser *V. indicus* una especie que llega a habitar en lugares cerca de asentamientos humanos su dieta también está compuesta por lechones, pollos domésticos y huevos de calamar (de cebo de pesca). La especie es muy generalista y puede adaptarse a diferentes

hábitats lo que provoca que pueda cambiar de presas y alimentos con base en su abundancia y disponibilidad. Durante la estación húmeda la abundancia de alimentos para los juveniles es mayor, ya que pueden encontrar un gran número de insectos. En cautiverio se alimentan primordialmente de peces (GISD, 2007).

En relación a su conducta, *V. indicus* pasa la mayor parte de su tiempo en el agua, en reposo o en busca de alimento. Es una especie con grandes habilidades para la depredación ya que puede nadar, bucear, trepar con gran agilidad, saltar árboles o rocas altas y cavar con soltura (Bennett, 1995). Generalmente suele permanecer solo y es diurno (Cogger *et al.*, 1983). Cuando es asustado suele refugiarse en el agua o en árboles (Bennett, 1995).

Se distribuye en la costa norte de Australia (territorio norte y Queensland) y en todo Papúa Nueva Guinea; en general limitándose a las áreas de influencia intermareal (IUCN 2009). También se encuentra en las islas del este de Indonesia (Sulawesi, Molucas, Islas Aru, Talaud, Irian Jaya, Timor y Halmahera), al oeste de Oceanía (Dryden *et al.*, 2004), en las Islas Bonin (Philipp 1999) y en Micronesia (Uetz & Hosek, 2016). Se ha introducido en las islas Marshall y en las islas Marianas (Ziegler, 2007), así como en el Archipiélago Bismarck, las islas Salomón y Guam (Koch *et al.*, 2009). De todas las especies que existen de varanos *V. indicus* es la que tiene una distribución más extensa (Bohme, 1997). Actualmente no se tiene registro sobre su presencia en México.

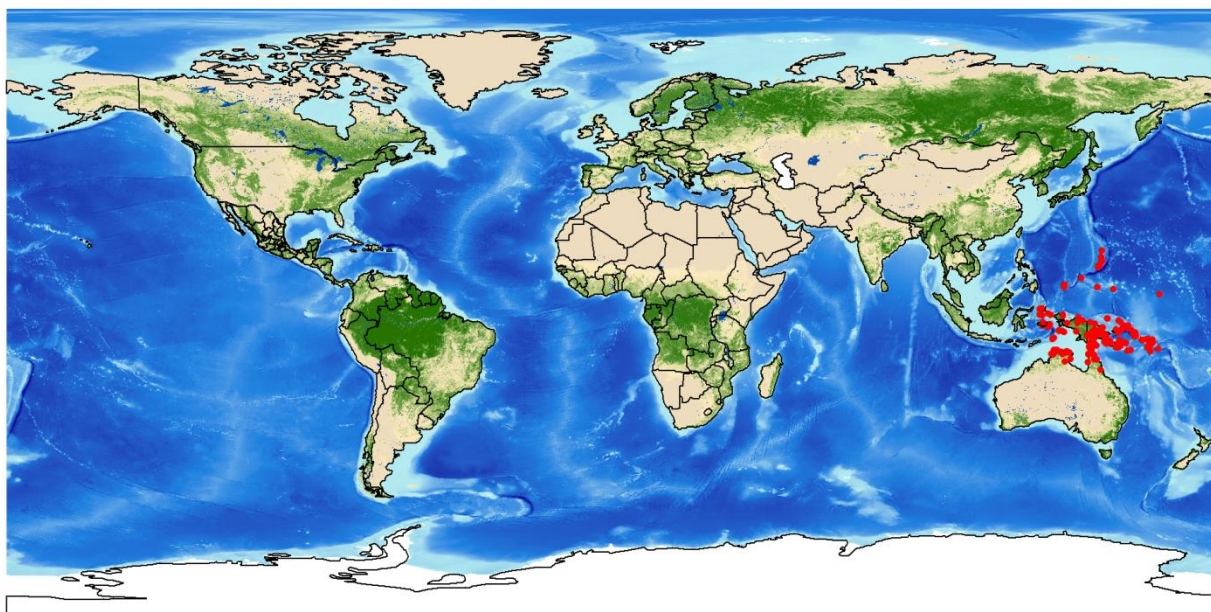


Figura 7.2. Registros de presencia de *V. indicus* (puntos negros= observaciones en zonas urbanas; puntos rojos = observaciones en vida silvestre).

Estatus

Esta especie está reportada por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad como invasora y es uno de los vertebrados que están adjuntados en el Anexo 1 de la convocatoria para elaborar diagnósticos sobre el estado de las invasiones

biológicas de especies exóticas y propuestas para su manejo en regiones prioritarias para la conservación (CONABIO, 2016).

La especie ha sido detectada como plaga es en la Isla de Cocos perteneciente a Australia donde son conocidos por devorar aves y huevos de especies nativas. Las Islas Marianas es otro lugar que presenta un caso similar al de la Isla de Cocos donde además tiene un gran impacto en los asentamientos humanos (Cota, 2008). En las Islas Marshall y Palau se consideran una molestia pues compiten con los humanos por algunos recursos alimenticios (*e.g.* cangrejos). Sin embargo, de manera contraria en otros lugares estos varanos tienen buena reputación ya que se alimentan de cangrejos que se comen los cultivos de arroz (Sutherland *et al.*, 2011).

Usos y comercialización

Historia de la comercialización

No existe un registro claro sobre el período en que se comenzó a comercializar *V. indicus*, sin embargo se sabe que la especie era popular en el comercio internacional de mascotas en la década de 1970 y principios de 1980. En éste último año, 13,000 lagartos de manglar se comercializaban en todo el mundo. Entre 1983 y 1992 el comercio de reptiles vivos en Estados Unidos aumentó del 28% al 82% del mercado mundial; en 1995 se exportaron más de 2.5 millones de reptiles vivos y en 1996 los Estados Unidos de América exportaron o reexportaron 9.5 millones de reptiles, principalmente a Europa y Asia oriental (Bennett, 1995).

De acuerdo con Uchida (1969) en Micronesia los colonos polinesios introdujeron a *V. indicus* para controlar la plaga de ratas que existía en la isla. No obstante resultó poco apropiada su introducción ya que este reptil es diurno lo que limitó su interacción con los roedores. Además, debido a que es una especie que consume una gran cantidad de presas comenzó a alimentarse de animales domésticos que también sirven para consumo humano (Uchida, 1969; Cota, 2008). En Papua Nueva Guinea también ha sido introducido, para eliminar escarabajos que se alimentan de las plantaciones de Coco, sin embargo no es posible saber hasta el momento que otros impactos podría ocasionar en esta región (Sutherland *et al.*, 2011).

Origen de los individuos comercializados

Varias especies de varanos (*V. salvator*, *V. bengalensis*, *V. indicus*, *V. flavescens*, *V. niloticus* y *V. exanthematicus*) fueron exportadas de Asia Sudoriental (425,000 a 1,300,000 por año) y África (275,000 a 800,000 por año) durante la última década, para su uso en la industria de la marroquinería. Los principales exportadores fueron Indonesia, Singapur, Sudán, Nigeria y Mali, y los principales países importadores fueron Bélgica, Francia, Italia, Estados Unidos de América y Japón (Luxmoore, 1988).

No se encontró información sobre el origen de los individuos importados para México, tampoco existe información dentro de las solicitudes de importación para México de acuerdo con datos obtenidos del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA).

Tabla 7.1. Comercio neto de las especies del género *Varanus*: *V. indicus*, *V. indicus "kalabeck"* y *V. salvator* por país de exportación/reexportación de 1992 a 1996 (CITES. 2016).

Taxón	Término	País	1992	1993	1994	1995	1996
<i>Varanus</i> spp.	vivos	Indonesia	257	685	669	30	204
	pieles	"	-	-	-	2050	-
<i>V. indicus "kalabeck"</i>	vivos	"	631	1396	280	306	1029
<i>V. salvator</i>	vivos	"	4023	4330	2770	3526	4717
	pieles	"	1067320	577943	642185	467950	465860

Condiciones de crianza/reproducción

En cautiverio *V. indicus* puede llegar a ser un animal muy tímido y nervioso que tiene que estar provisto de un amplio recinto, el cual, le permita tener lugares donde trepar y esconderse; se le alimenta principalmente con peces (GISD, 2007). Para la reproducción necesitan un nido para efectuar varias puestas al año, el cual debe ser simulado artificialmente (Henkel & Schmidt, 2007). Los machos suelen ser más agresivos que las hembras (GISD, 2007).

En condiciones domésticas o bien como mascota se tiene otro tipo de crianza. De acuerdo con el sitio de internet Reptile City (Baum, 2014) esta especie debe mantenerse a una temperatura de entre 29°C a 32°C y con una luz expuesta a 35°C; por la noche la temperatura puede ser disminuida a 23°C. Es importante que la especie tome baños de sol y que la humedad sea adecuada; esta debe mantenerse entre el 70% y el 90%. Es necesario tener luces UV para mantener las condiciones de su ambiente lo más favorable posible ya que esto permite al reptil metabolizar el calcio mediante la creación de vitamina D3. Otra cosa fundamental para el varano es tener un recipiente grande de agua para que pueda sumergirse y nadar ya que se sabe que en vida libre les gusta pasar largo tiempo dentro de este medio. La alimentación que deben mantener es a base de huevos, ratones, grillos, corazones de res y suplementos de calcio y vitamina que se deben poner en sus alimentos.

Análisis económico

A pesar de que esta especie se exporta en el comercio de mascotas, la mayoría de los individuos capturados en la naturaleza se utilizan para el comercio de la piel o son cazados por su carne. En un período de diez años, 13,000 pieles fueron exportadas desde Indonesia. No obstante, las pieles de monitor son difíciles de identificar a nivel de especie por lo que las cifras mencionadas anteriormente deben de ser tomadas con cautela (IUCN 2009).

Actualmente *V. indicus* tiene un valor de 249.99 dólares en mercados estadounidenses (Reptile City, 2016). No se puede considerar si existen cifras económicas de importaciones para México en los últimos años ya que los registros de ejemplares son nulos dentro del país.

Rutas de introducción

No se han documentado liberaciones, escapes o la misma presencia del *V.indicus* en México. En otros lugares su introducción fue por acción del ser humano, tal es el caso de la Isla de Micronesia dónde fue introducida como fuente de alimento y para el control de la población de ratas. Situación similar ocurrió en las Islas Marshall dónde fue introducida antes de la Segunda Guerra Mundial y dónde se convirtió en plaga (Buden, 2000).

Potencial de establecimiento y colonización

Debido a sus características biológicas y a la evidencia empírica sobre su introducción en otras regiones del mundo, se podría considerar que esta especie tiene una alto potencial de colonización y de establecimiento (IUCN, 2009).

Evidencia de impactos

Impactos/beneficios socioeconómicos

En la actualidad, *V. indicus* es cazado para alimentación, explotado para el comercio de su piel, y amenazado por la destrucción de su hábitat. Sin embargo, todavía es común e incluso se considera una plaga en algunas regiones del mundo (IUCN, 2009). En Estados Unidos esta especie es comercializada principalmente como mascota y alimento dentro del país, pero también es exportada a otras partes del mundo (Baum, 2014), donde inclusive se ha introducido como agente de control biológico (GISD, 2007).

Impactos a la salud

No se tiene documentado impactos a la salud humana o animal que pudiera ocasionar esta especie de varano.

Impactos ambientales y a la biodiversidad

Debido a que es una especie muy voraz y que consume una amplia gama de presas, representa una amenaza seria para la biodiversidad de las regiones donde ha invadido (Uetz & Hosek, 2016; Greer, 2006; Brook *et al.*, 2004).

Varanus niloticus
Varano del Nilo / Monitor del Nilo / Nile monitor



Figura 8.1 Ejemplar de *V. niloticus* macho (Foto: Bernard DUPONT).

Introducción

Taxonomía

Reino: Animalia

Filo: Chordata

Clase: Sauropsida

Orden: Squamata

Familia: Varanidae

Género: *Varanus*

Especie: *Varanus niloticus*

Fuente: Enge *et al.*, (2004a)

Descripción

El varano del Nilo es el lagarto más largo de África alcanzando un máximo de 2430 mm de longitud total (Enge *et al.*, 2004a) y un peso de hasta 8.1 kilogramos (Faust & Bayless, 1996). Esta especie puede llegar a vivir de 10 a 20 años. Tiene una lengua bífida con las características olfativas muy desarrolladas, cola de color gris-marrón, y en el cuerpo presenta de seis a nueve bandas de color amarillo u bandas de ocelos del mismo color. En

los juveniles los ocelos son de un color negro y amarillo más brillante (Spawls *et al.*, 2006). En general, los varánidos son monomórficos, lo cual significa que es difícil discernir entre un macho y una hembra. Anteriormente se consideraba que se podían diferenciar por la amplitud de la cabeza o los patrones de escamas de la parte pre o post-anal, pero tales métodos no han sido confirmados por análisis estadísticos robustos (Horn & Visser, 1997).

Con base en diferencias morfológicas, fenológicas y de hábitat, Bohme & Ziegler (1997) llegan a la conclusión de que hay dos variedades geográficas: *Varanus niloticus niloticus* (Linnaeus 1776) y *Varanus niloticus ornatus* (Daudin, 1803). Estos pueden distinguirse fácilmente porque el *V. n. ornatus* tiene una lengua de color claro y presenta de tres a seis bandas de ocelos en la parte posterior en comparación con el *V. n. niloticus* que tiene de seis a nueve bandas.

Biología e historia natural

Este lagarto está adaptado a ambientes acuáticos y ambientes terrestres. Es muy ágil para nadar, trepar, correr y escarbar, lo que le permite cazar toda una amplia gama de presas marinas, dulceacuícolas, terrestres y arborícolas, además se sabe que pueden cazar en grupo (GISD, 2007).

Las hembras de esta especie maduran, en promedio, cuando alcanzan una talla de 1200 mm, e inicialmente ponen sólo diez huevos por año; cabe mencionar que en las juveniles la fecundidad es mayor. En cuanto al tiempo en alcanzar dicha madurez se ha reportado 24 meses para las hembras y de 18 a 30 meses para los machos (de Buffrénil, 1992). De acuerdo a Loveridge (1936) pueden poner una enorme cantidad de huevos, hasta 60 en una sola camada, que generalmente tardan en eclosionar entre 6 y 10 meses. En Natal, Sudáfrica, lugar perteneciente a su distribución nativa se ha observado a las hembras depositar sus huevos en montículos de termitas de la especie (*Eutermes trinervius*), donde encuentran refugio, la temperatura y humedad adecuada para eclosionar (Cowles, 1928).

En África la reproducción y el desove o colocación de los huevos dentro del nido de termitas ocurre desde el mes de agosto hasta principios de enero (Bennett ,1995; Enge *et al.*, 2004). Mientras que en Florida, en la zona de Cape Coral, los monitores se reproducen entre abril y septiembre apareciendo las crías en los meses de febrero y abril (Campbell, 2005). Sumado a lo anterior, se sabe que los varanos macho son muy agresivos en épocas de apareamiento, ya que se ven involucrados en combates para obtener más oportunidades de aparearse (Branch, 1998).

Este monitor es oportunista y generalista en África, donde busca y caza cangrejos, langostas, mejillones, gasterópodos, peces, anuros, lagartijas, tortugas, serpientes, cocodrilos juveniles, huevos, aves, pequeños mamíferos, carroña y desechos de alimentos humanos (Enge *et al.*, 2004a). Los juveniles pueden ser insectívoros, alimentándose principalmente de himenópteros y coleópteros, pero también llegan a alimentarse de arácnidos, anfibios y cangrejos (Bennett, 2002). Se sabe que en su distribución nativa este varano se alimenta de huevos e individuos juveniles del cocodrilo del Nilo (Szczepaniuk, 2011).

Estos lagartos utilizan señales olfativas y visuales para reconocer su ambiente. Su lengua larga y bífida junto con el órgano vomeronasal (también conocido como órgano de

Jacobson) les permite detectar presas. Esto lo hace atrayendo partículas a la abertura del órgano en el paladar para que las neuronas sensitivas detecten sus compuestos químicos. Si el varano se siente amenazado infla su garganta y emite un fuerte silbido, se eleva un poco poniendo sus patas rígidas y ataca con su cola para alejar a su agresor (EOL, 2016).

Los individuos de esta especie se observan con frecuencia tomando el sol sobre rocas, en ramas o en el agua. Por las noches los varanos se dirigen a madrigueras y termiteros abandonados, pero si están en climas cálidos pueden pernoctar en las ramas de los árboles. De acuerdo con Cisse (1972) se encontró que en Senegal los monitores salen por las mañanas y no regresan hasta la tarde; también se ha documentado que las madrigueras que habitan generalmente no son excavadas por los propios lagartos (Edroma & Ssali, 1983).

De acuerdo con Enge *et al.*, (2004) este lagarto se puede encontrar casi en cualquier ecosistema donde existan cuerpos de agua permanentes. El rango de distribución nativa de esta especie se extiende a lo largo del África subsahariana a excepción de las regiones desérticas, encontrándose en los bordes del desierto y de las praderas, en bosques tropicales y en las proximidades de ríos, lagos, pantanos, estanques y en zonas costeras. Su presencia en asentamientos humanos y cultivos es frecuente; se observan por lo general alrededor de los vertederos refugiándose en grietas o madrigueras de otros animales (Enge *et al.*, 2004). Son lagartos principalmente acuáticos durante sus periodos de actividad y a menudo se ocultan en la vegetación densa de aguas someras (de Buffrénil & Hémerly, 2002). Este monitor se puede encontrar en altitudes que van desde los 0 hasta los 2000 msnm (Loveridge, 1953).

En su rango de distribución en Florida, donde ha sido introducido, los hábitats más adecuados para el monitor del Nilo son probablemente los manglares, los bordes de agua dulce y salada, los pantanos y orillas de los ríos, canales y lagos. Los pantanos y ciénagas de las reservas Charlotte Harbor Preserve State Park y Matlacha Pass Aquatic Preserve al oeste de Cape Coral probablemente representan zonas de alimentación (Enge *et al.*, 2004).

En Europa ya se ha observado al *V. niloticus* en vida silvestre. En 1999 un individuo proveniente de Sant Cugat, Barcelona, fue ingresado al Centro de Recuperación de Anfibios y Reptiles de Cataluña (CRARC), el cual se encarga de recibir y rehabilitar anfibios y reptiles nativos y exóticos (Martínez-Silvestre *et al.*, 2003).

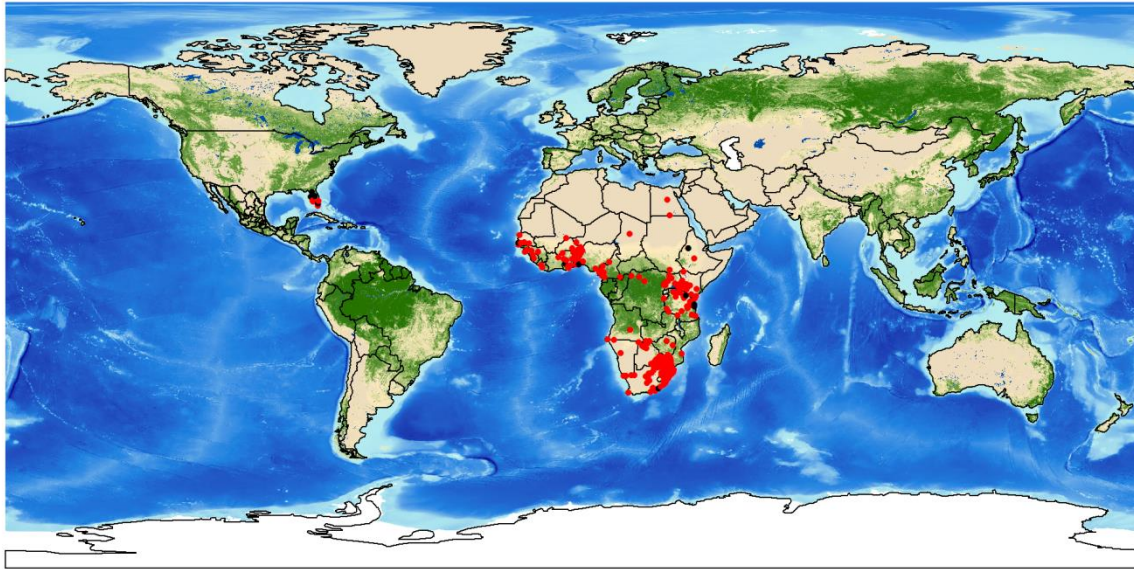


Figura 8.2. Registros de presencia de *V. niloticus* (puntos negros= observaciones en zonas urbanas; puntos rojos = observaciones en vida silvestre).

Estatus

En 1975, algunos estados de África sustituyeron la Ley de Animales Silvestres creada en 1963, con una nueva ley que brinda protección a los cocodrilos, pitones y lagartos monitor. *V. niloticus* también se encuentra enlistado en el Decreto de Especies Amenazadas de 1985, lo que significa que el comercio internacional de esta especie está prohibido (Anadu, 1987; Branch, 1998).

También están protegidos por la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) en su Apéndice II y la regulación obligatoria del comercio internacional es a través de permisos. Se sabe poco acerca del tamaño poblacional y la estructura genética de esta especie, situación que dificulta una gestión eficaz y limita los esfuerzos de conservación (Dowell *et al.*, 2015). Desde 1990 fue introducido en Florida donde ahora está establecido y son una especie condicional en Florida según el Código Administrativo de Florida, esto significa que por ser una especie exótica e invasora existe una regulación para evitar su liberación en el medio silvestre (Fujisaki *et al.*, 2010).

No se encuentra bajo ninguna categoría de protección establecida por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Tampoco está enlistada en el Convenio sobre la Conservación de Especies Silvestres y Migratorias (CMS). En México esta especie de reptil está categorizada como invasora por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO, 2016).

Usos y comercialización

Historia de la comercialización

El monitor del Nilo es la segunda especie de varano más explotada comercialmente para aprovechamiento de sus pieles y por la industria de mascotas. En África son consumidos por el humano y tanto sus órganos como los tejidos se ocupan con fines medicinales o bien la piel es utilizada para aprovechar el cuero (Jenkins & Broad, 1994; de Buffrénil & Castanet, 2000). En ciertas regiones se cazan para obtener la grasa de sus órganos reproductores porque se cree que es una cura para los dolores de oído (Szczepaniuk, 2011). Entre 1975 y 2005 las exportaciones de organismos vivos constituyó el 22.9% del comercio mundial de varánidos (Dowell *et al.*, 2005).

Origen de los individuos comercializados

Si bien su distribución en África es extensa, los principales exportadores de piel se concentran en la región de Sahel, Mali, Camerún, Chad, Nigeria y Sudán (Jenkins & Broad, 1994; Bennett, 1995; de Buffrénil & Castanet, 2000). Con respecto a organismos vivos, de acuerdo con el Diario Oficial de la Unión Europea y el Informe Bienal CITES (2013-2014) los individuos comercializados tienen sus orígenes en Benín y Togo, los cuales provienen tanto de vida silvestre como de granjas de cría o engorda (Bennett, 1995). Es importante mencionar que *V. niloticus* es uno de los lagartos monitores que más se exporta junto con *V. exanthematicus*, *V. albigularis* y *V. salvator*, y que son 82 los países involucrados en las importaciones y exportaciones (Pernetta 2009) (Figuras: 8.3, 8.4 y 8.5).

No se encontró información sobre el origen de los individuos importados para México, pero hay dos países (Togo y España) de origen que aparecen en las solicitudes de importación para nuestro país de acuerdo con datos obtenidos del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA). Aunque la cantidad de importaciones del *V. niloticus* ha disminuido en los últimos cinco años, todavía existe una demanda de este reptil en México, ya que el SENASICA recibió un total de 160 solicitudes de importación en el año 2015 y parte del 2016.

Condiciones de crianza/reproducción

Si el varano es criado desde pequeño puede que se alcance un nivel de confianza entre él y su cuidador, pero por lo general son muy temperamentales (Kruzer 2016). Existen otros lagartos que están menos adaptados a la vida en cautiverio que el varano del Nilo. De acuerdo con de Buffrénil (1992) el *V. niloticus* al luchar por su vida es más agresivo y peligroso que un cocodrilo de talla similar. Su cuidado presenta algunas complicaciones por su gran tamaño y requerimientos. La gente compra este reptil porque los bebés tienen colores brillantes, y nunca consideran que después de un par de años se convierte en un gran carnívoro, feroz y capaz de romper el cuello de sus mascotas (*e.g.* gatos y perros) con una mordida (Bennett, 1995).

Como mascota, generalmente son alimentados con insectos (*e.g.* grillos) y cuando se trata de juveniles son alimentados con ratas y otros roedores. Aunque el monitor se alimenta de presas vivas no se recomienda dárselas de este modo para evitar el riesgo a que el varano sea mordido. En cuanto a la vivienda del reptil, se recomienda que sea de un tamaño mayor o igual al doble de la talla del varano, además debe contener lo necesario para que pueda nadar, escalar y esconderse cuando así lo requiera. También el espacio destinado al *V. niloticus* debe de contar con rayos UVB invisibles (Kruzer, 2016). Se

ha reportado que en cautividad el varano alcanza una longevidad máxima de 14 a 15 años (EOL, 2016). La información respecto a la copulación y uso de los hemipenes en los varanos es escasa (Horn & Visser, 1997).

Análisis económico

Entre 1980 y 1985 el comercio mundial de especímenes vivos de monitor del Nilo tuvo un promedio de 816 ejemplares por año. Sin embargo, se comercializaron en promedio más de 400,000 pieles; 1988 fue el año más rentable para el negocio ya que se exportaron más de 700,000 pieles (Bennett, 1995). Actualmente, se estima que cada año entran al comercio internacional 500,000 pieles pertenecientes al monitor del Nilo las cuáles se utilizan para la elaboración de calzado, carteras, bolsos, cinturones y correas de reloj (Dowell *et al.*, 2005).

Esta especie cuesta aproximadamente 49.99 dólares de acuerdo con el sitio de internet Reptile City (Baum, 2004). Si consideramos que en México se importaron de 2010 a 2016 un total de 109 ejemplares (PROFEPA), es posible hacer una aproximación de los ingresos que legalmente dejó para nuestro país la comercialización de esta especie: ~101,840 pesos.

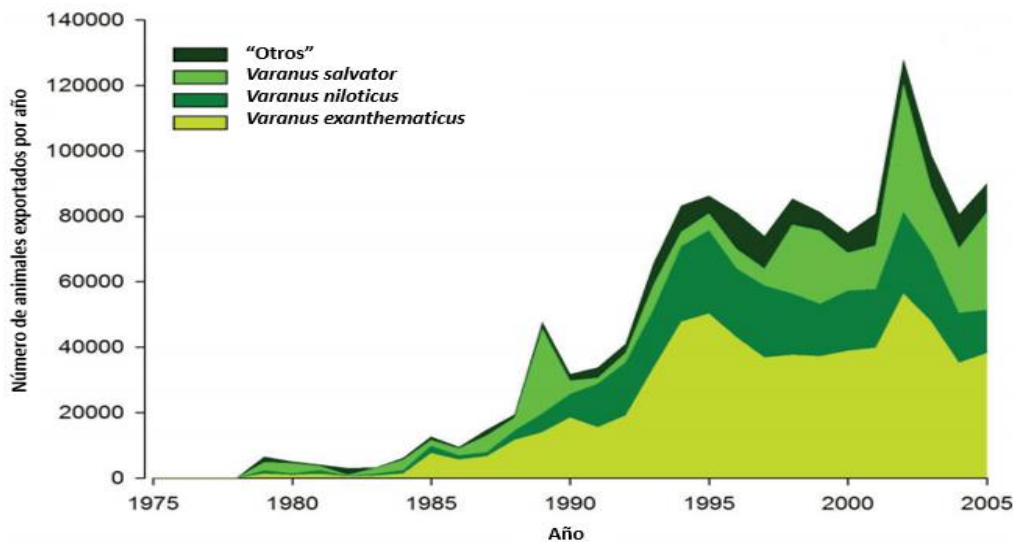
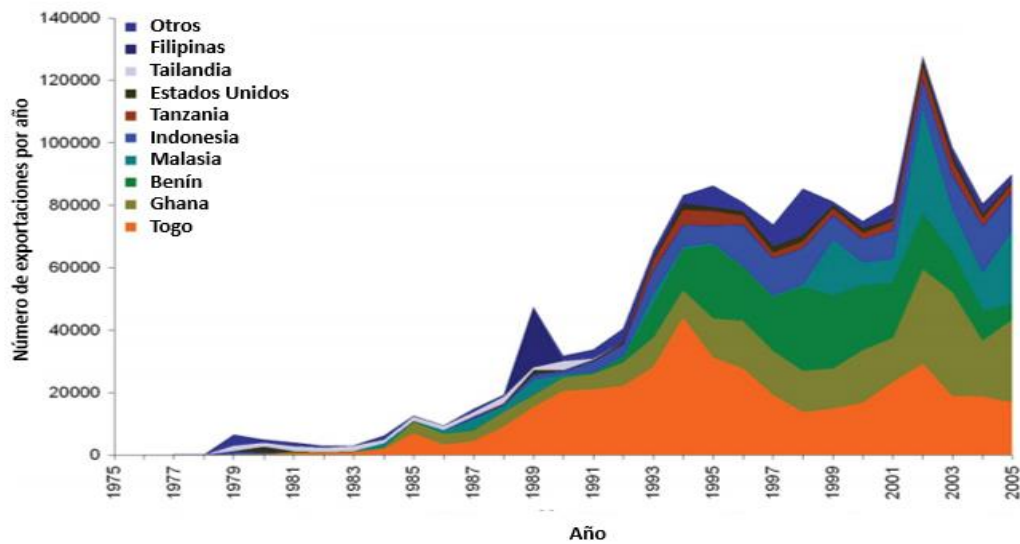


Figura 8.3. Número de individuos por especie de varano, exportados anualmente como animales vivos para fines comerciales. Recuperado de Pernetta (2009).



8.4. Número de organismos vivos de varanos exportados entre 1975 y 2005 por país según datos del CITES. Recuperado de Pernetta (2009).

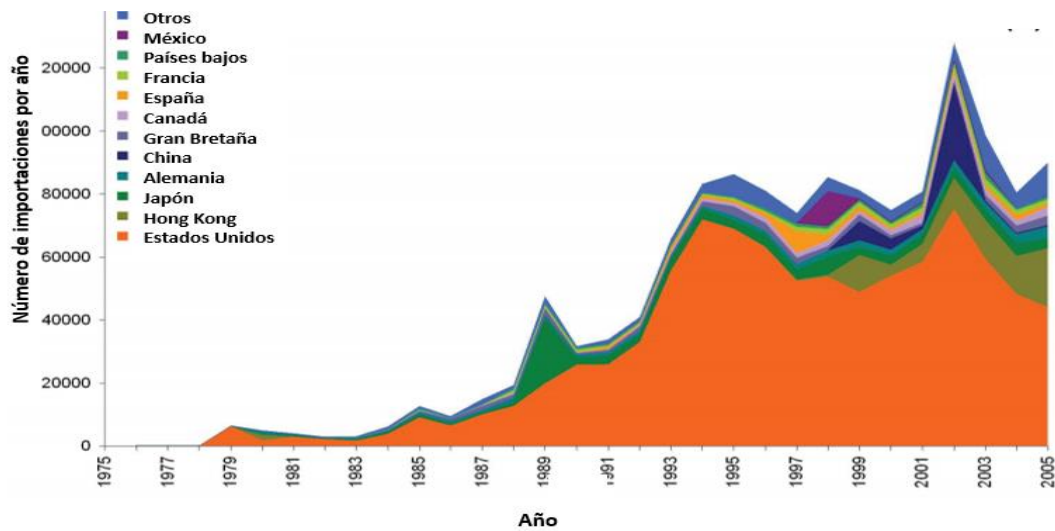


Figura 8.5. Número de organismos vivos de varanos importados entre 1975 y 2005 por país, con base en los registros del CITES. Recuperado de Pernetta (2009).

Los países que más los exportan alrededor del mundo son Austria, Suiza, España, Estados Unidos, entre otros. Pero los países anteriores también son los mayores importadores de esta especie junto con Francia, Emiratos Árabes Unidos, Canadá y México. Nuestro país importa individuos de los siguientes países: Austria, Suiza, España, Italia y Estados Unidos (CITES, 2016).

Rutas de introducción

Muchas de las especies exóticas de reptiles que se importan a México para mascotas provienen de Florida (Lazcano *et al.*, 2010). Para el caso de *V. niloticus*, Estados Unidos y España son los países de procedencia enlistados en la base de solicitudes de importación (2015-2016) que para el presente reporte se obtuvo del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA).

Potencial de establecimiento y colonización

Potencial de colonización

El aumento en la demanda para adquirir especies exóticas como mascota ha dado lugar a un comercio que está en pleno auge y la liberación deliberada o accidental por parte de los dueños o comerciantes de dichas especies se ha convertido en la principal causa de colonización de reptiles (Fujisaki *et al.*, 2010). Este lagarto es menos adecuado para la vida en cautiverio en comparación con otros reptiles debido al tamaño que alcanza de adulto (Bennett, 1995), por esta razón en Florida muchos varanos han sido liberados. Por otro lado, también los comerciantes acostumbran a liberar especímenes enfermos para que establezcan una población y puedan capturar otros individuos y venderlos (Enge *et al.*, 2004).

Potencial de dispersión

Debido a la gran diversidad de ecosistemas en México, existe un alto riesgo para que muchas especies exóticas puedan convertirse en invasoras y se establezcan en zonas muy biodiversas (Lazcano *et al.*, 2010).

El lagarto del Nilo ha establecido poblaciones silvestres en todos los hábitats de humedales y zonas terrestres adyacentes en Florida; incluyendo zonas residenciales y agrícolas (Eniang *et al.*, 2015) (Fig. 8.6). Por lo que en México se podrían identificar como zonas vulnerables los manglares, humedales y ecosistemas costeros con características ambientales similares a las zonas de Florida donde la especie se ha establecido.

Por otro lado, se trata de una especie prolífica que potencialmente puede alcanzar altas densidades poblacionales (Western, 1974). Además su estilo de vida tan diverso (terrestre, acuático y trepador) lo convierte en una especie con gran adaptabilidad a ambientes diferentes y con un alto potencial de establecerse en casi cualquier ecosistema (Western, 1974).

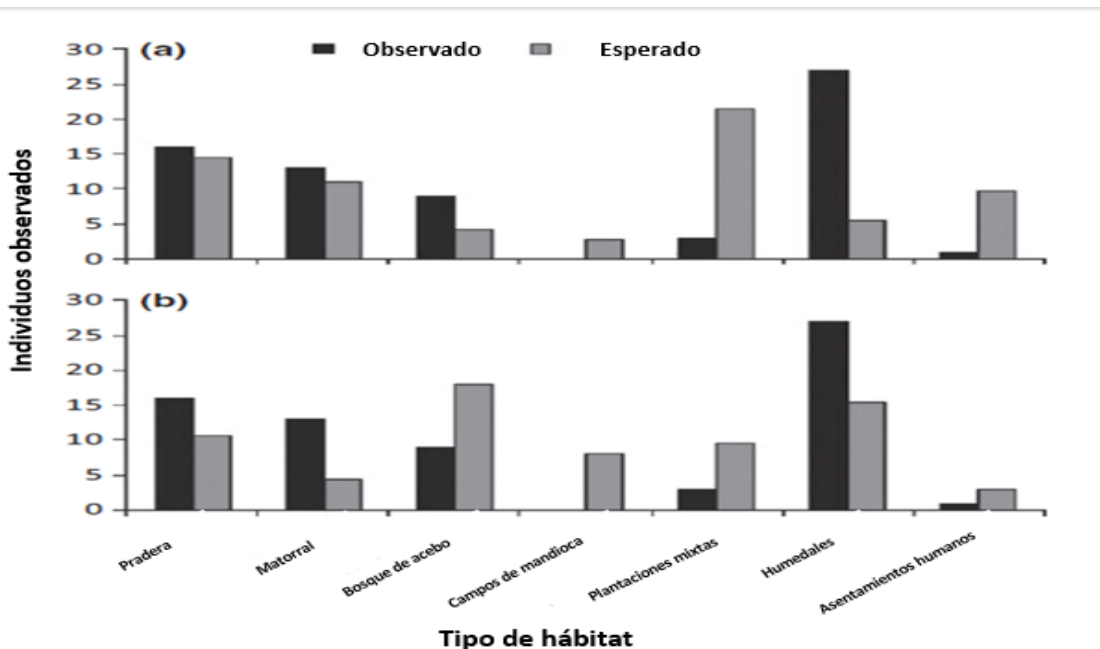


Figura 8.6. Número de individuos de *V. niloticus* observados en relación al tipo de hábitat al oeste de Nigeria. Se observa que el hábitat preferente son los humedales. En la gráfica (a) las barras de frecuencia esperadas representan el porcentaje relativo disponible de cada tipo de hábitat. En la gráfica (b) las barras de frecuencia esperadas representan el tiempo de esfuerzo de muestreo (número de horas) dedicado a cada hábitat. Imagen tomada de Eniang y colaboradores (2014).

Evidencia de impactos

Impactos/beneficios socioeconómicos

Esta especie ha sido ampliamente comercializada por Estados Unidos como mascota lo cual ha representado un importante beneficio socioeconómico para este país, esto a pesar de tener características y un tamaño corporal poco adecuados para este fin (Engeman *et al.*, 2011). Recientemente, *V. niloticus* ha sido utilizado como indicador de contaminación por plomo y cadmio en los humedales subsaharianos (Ciliberti *et al.*, 2011). Por otro lado, como impacto negativo se ha documentado que esta especie llega a causar daños en granjas porque se alimenta de pollos (EOL, 2016).

Impactos a la salud

Los monitores en general poseen unas garras y dientes filosos que utilizan para defenderse de sus depredadores y enemigos. Algunos adultos pueden causar lesiones a las personas, aunque estas por lo general sólo requieren de curaciones menores (Bennett, 1995).

Desde hace algunos años, se ha documentado que los reptiles importados en los Estados Unidos a menudo están infestados de garrapatas con patógenos potencialmente peligrosos para el ganado (Burridge & Simmons, 2003). Young (1965) observó en un ejemplar de *V. niloticus* 56 garrapatas de la especie *Amblyomma exornatum*. Esta especie de garrapata representa un grave peligro ya que transmite diferentes enfermedades zoonóticas que afectan tanto a los animales como al hombre (Forlano *et al.*, 2008).

También se ha reportado *Trichinella sp.* en varanos de vida silvestre que habitan en Zimbabwe (Pozio, 2005). Este nematodo produce la trichinellosis que afecta a los humanos causándoles diarrea, náuseas, edemas alrededor de los ojos y dolores musculares (Bailey & Schantz, 1990). Otro parásito que ha sido documentado que infecta al varano del Nilo es *Pseudomona aeruginosa*. Seixas *et al.*, (2014) reportaron un caso de muerte en un ejemplar de seis años de *V. niloticus* a causa de esta especie de patógeno el cuál además también puede causar graves enfermedades en humanos.

No obstante, contrario a lo mencionado en el párrafo anterior, varios individuos capturados en Cape Coral, Florida, sorprendentemente tenían pocos parásitos externos o internos y casi todos estaban en buen estado (Campbell, 2005).

Impactos ambientales y a la biodiversidad

El varano del Nilo es un lagarto inteligente y al ser generalista representa una amenaza importante para una amplia diversidad de fauna nativa (Campbell, 2005). En esta región, se ha identificado su presencia en áreas en el que representa una seria amenaza para aves vulnerables como el tecolote llanero (*Athene cunicularia*) y otras especies acuáticas (Enge *et al.*, 2004). Sumado a lo anterior, las poblaciones establecidas del *V. niloticus* en Lee, Charlotte y otros condados de Florida, representan un gran riesgo para los cocodrilianos nativos (*Alligator mississippiensis* y *Crocodylus acutus*), por las evidencias bibliográficas del consumo de huevos y crías de cocodrilos en África (NAS, 2016).

Además diversos autores han documentado su impacto sobre diferentes especies de tortugas: 1. De acuerdo con Edroma y Ssali (1983) el varano compite por las madrigueras del de la tortuga de Gopher (*Gopherus polyphemus*). 2. Spawls *et al.*, (2002) mencionan que esta especie es experta en la búsqueda de nidos de tortugas marinas y terrestres. 3. Ikarán (2007) describe que el varano del Nilo es el principal depredador de huevos de la tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*), y 4. Tomas *et al.*, (1999) reportan a esta especie como uno de los principales depredadores de las tortugas marinas *Chelonia mydas*, *Dermochelys coriacea*, *Lepidochelys olivacea* y *Eretmochelys imbricata* en Bioko, África.

Finalmente, también se ha reportado ampliamente que esta especie funge como uno de los principales depredadores de huevos y crías del cocodrilo del Nilo (Szczeplaniuk 2011). El talapoin sureño (*Miopithecus talapoin*) también forma parte de las presas del varano del Nilo (EOL, 2016).

Control y mitigación

Los métodos que se describen a continuación son los que se han implementado en Florida debido a los impactos ya documentados anteriormente:

Método físico: más de cien individuos fueron capturados con éxito por Campbell (2005), donde se utilizaron trampas Havahart con calamares de cebo a lo largo de las orillas de los canales. Los especímenes se sometieron a la eutanasia de forma ética y más tarde fueron diseccionados para revelar la dieta y carga parasitaria. Cabe mencionar que el tamaño de los varanos fue variado, desde muy pequeño hasta adultos de más de dos metros de longitud total y con 12 kilogramos de peso.

Control químico: Maudlin y Savarie (2010) investigaron el uso del acetaminophen, como agente tóxico letal en juveniles de la pitón de Birmania y el monitor del Nilo.

Normatividad

De acuerdo con el Diario Oficial de la Unión Europea y el Informe Bienal CITES (2013-2014) está prohibida la introducción del varano del Nilo en la Unión (Bennett, 1995). Por otro lado, algunas normas reguladoras que consolidaron las leyes relativas a especies no autóctonas entraron en vigor el 1 de enero de 2008 en Florida, Estados Unidos. Dichas normas prohíben la liberación de especies exóticas y la posesión de ciertas especies como animales de compañía. Bajo estas reglas seis reptiles exóticos considerados como 'de mayor preocupación' ahora requieren un permiso para mantenerlas como animales de compañía: *Python molurus bivittatus*, *P. reticulatus*, *P. sebae*, *Morelia amethystina*, *Eunectes murinus* y *Varanus niloticus* (Fujisaki *et al.*, 2010).

RESULTADOS

Se recopilaron un total de 8,386 registros de presencia de los cuáles 81% correspondieron a los lagartos del género *Anolis*. Para las otras especies se obtuvieron cientos de ocurrencias, exceptuando *C. senegalensis* para el cual sólo se pudieron conseguir 39 registros. Con respecto a la procedencia de las observaciones, tal como se suponía, un elevado número de éstas estuvieron asociadas a grandes urbes: *A. sagrei* (41%), *A. carolinensis* (21%), *A. agama* (19%) y *G. gecko* (14%) (Anexo I).

Tabla 1. Número de registros de presencia para las especies de reptiles en su rango de distribución actual (Libre = observación en hábitat silvestre, Urbana = observación en ciudad).

Especie	Libre	Urbana	Total
<i>Agama agama</i>	356	84	440
<i>Anolis carolinensis</i>	4141	1167	5308
<i>Anolis sagrei</i>	900	650	1550
<i>Chamaeleo senegalensis</i>	36	3	39
<i>Dendroaspis viridis</i>	156	9	165
<i>Gekko gecko</i>	367	64	431
<i>Varanus indicus</i>	223	1	224
<i>Varanus niloticus</i>	217	12	229

Dos especies (*A. agama* y *V. niloticus*) representan un riesgo extremo para México de acuerdo al consenso por mayoría generado a partir de los tres modelos de riesgo con base en Bomford (2008). *G. gecko*, *A. carolinensis* y *A. sagrei* fueron etiquetadas bajo la categoría de riesgo serio; éstas dos últimas ya con poblaciones silvestres en nuestro país. *C. senegalensis* y *V. indicus* fueron consideradas de riesgo moderado, aunque resulta importante mencionar que ésta última cae en la categoría de riesgo extremo de acuerdo con el 'Modelo_3'. *D. viridis* representa un riesgo bajo para México. Para casi todas las especies la coincidencia entre modelos fue dos de tres en cuanto a la asignación de categorías, con excepción de *A. sagrei* para la cual hubo una total coincidencia entre los tres modelos (Tabla 1). La descripción detallada de cada modelo y la justificación de cada valor se presenta en el Anexo II.

Tabla 2. Categorías asignadas a cada especie de reptil con base en los tres modelos utilizados en este informe y el consenso por mayoría. Modelo_1: ‘Modelo original (Bomford, 2006)’, Modelo_2: ‘Modelo de aves y mamíferos para reptiles y anfibios’, Modelo_3: ‘Modelo basado en Bomford *et al.*, (2008)’.

Especie	Modelo_1	Modelo_2	Modelo_3	Consenso
<i>Agama agama</i>	Serio	Extremo	Extremo	Extremo
<i>Anolis carolinensis</i>	Serio	Moderado	Serio	Serio
<i>Anolis sagrei</i>	Serio	Serio	Serio	Serio
<i>Chamaeleo senegalensis</i>	Moderado	Bajo	Moderado	Moderado
<i>Dendroaspis viridis</i>	Bajo	Bajo	Moderado	Bajo
<i>Gekko gecko</i>	Serio	Extremo	Serio	Serio
<i>Varanus indicus</i>	Moderado	Moderado	Extremo	Moderado
<i>Varanus niloticus</i>	Extremo	Extremo	Serio	Extremo

NicheA mostró tener mejor capacidad que Maxent de anticipar la distribución de las especies en las regiones invadidas (‘especies_inv’ y ‘especies_invMx’). Por ejemplo, las condiciones ambientales que ocupan *A. carolinensis* y *A. sagrei* en México estuvieron muy bien representadas por los nichos, representados como elipsoides con volumen mínimo, de su distribución foránea (Fig. 1 y Fig. 2). El rendimiento de Maxent en la mayoría de las transferencias fue bastante malo con una capacidad predictiva peor que lo esperado por azar. La excepción fue *V. niloticus*, aunque para esta especie también tuvo mejor rendimiento NicheA. Las tres especies en las cuáles Maxent superó a NicheA pertenecen a la categoría ‘especies_nat’, en las cuáles no se tuvo forma de validar las transferencias y la evaluación que se llevó a cabo corresponde a que tan bien los modelos caracterizaron la distribución nativa de estas especies (Tabla 3).

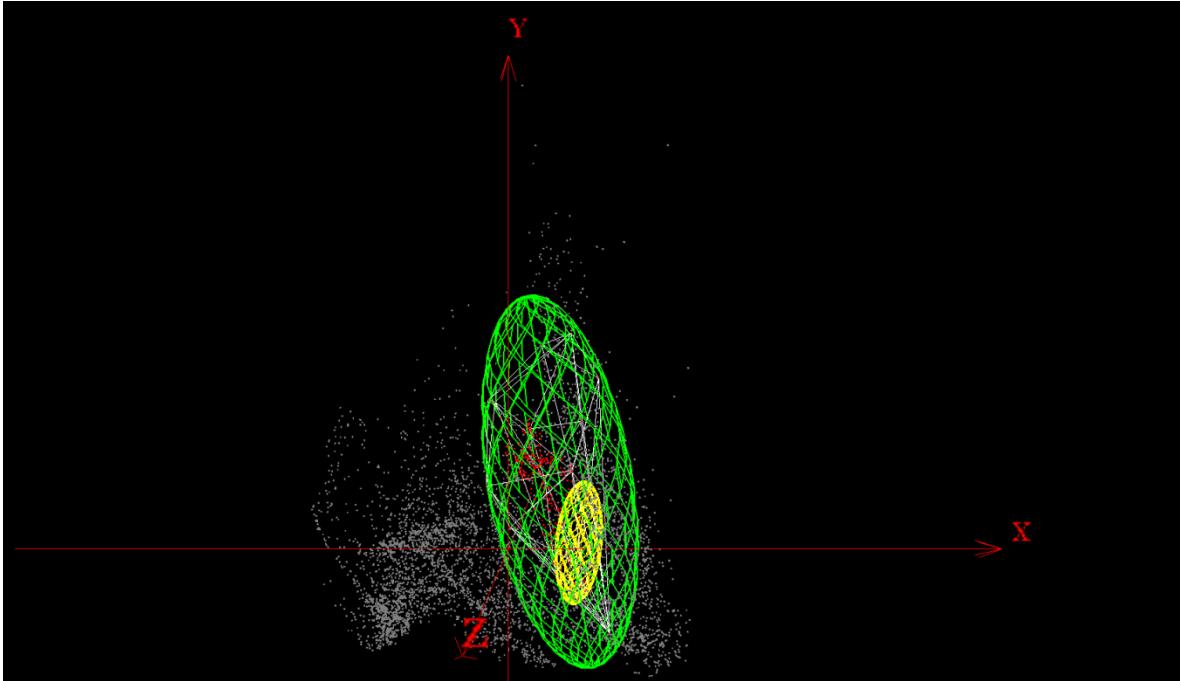


Figura 1. Elipsoides de volumen mínimo estimados por NicheA con base en los registros de presencia de *A. carolinensis* en México (amarillo) y foráneos (verde).

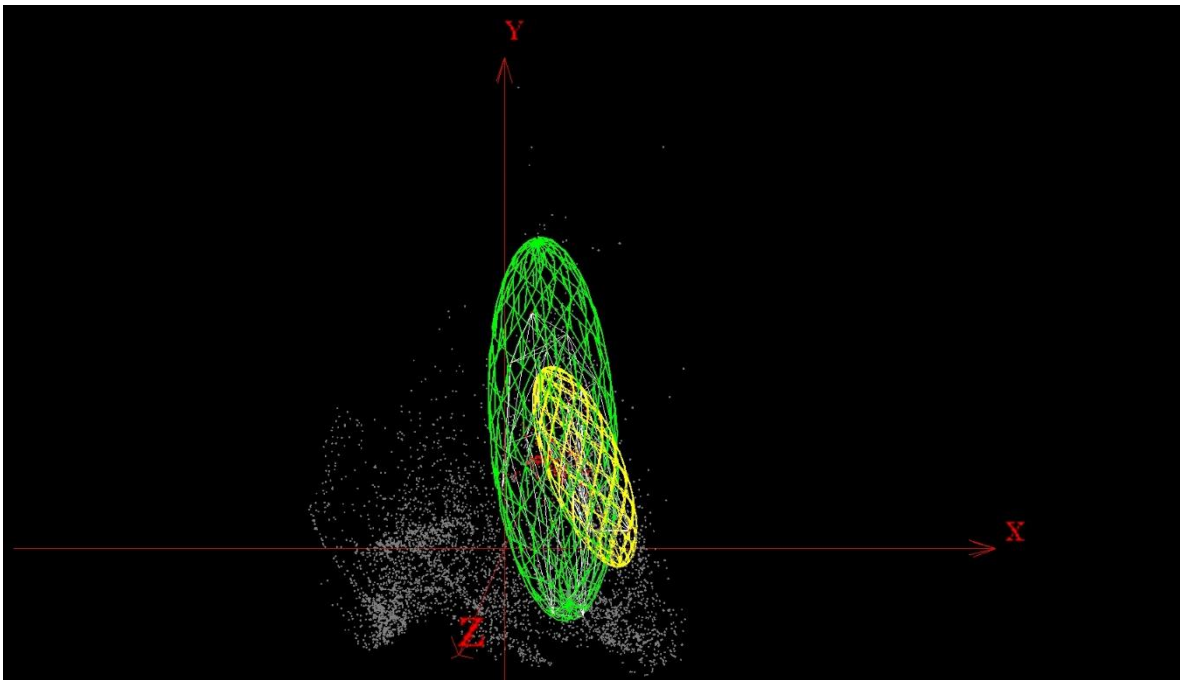


Figura 2. Elipsoides de volumen mínimo estimados por NicheA con base en los registros de presencia de *A. sagrei* en México (amarillo) y foráneos (verde).

Tabla 3. Validación estadística de los modelos mediante la técnica ROC Parcial (Peterson *et al.*, 2008). *Especies para las cuáles no se contó con datos independientes para validar las transferencias.

Especie	Maxent	Niche Analyst
<i>Agama agama</i>	0.28	0.66
<i>Anolis carolinensis</i>	0.76	1.17
<i>Anolis sagrei</i>	0.83	1.10
<i>Chamaeleo senegalensis</i> *	1.88	1.72
<i>Dendroaspis viridis</i> *	1.89	1.64
<i>Gekko gekko</i>	0.54	0.69
<i>Varanu indicus</i> *	1.83	1.71
<i>Varanu niloticus</i>	1.22	1.47

Los mapas de favorabilidad ambiental y de distribución potencial para cada especie (condiciones adecuadas) se presentan en los Anexos III y IV. Es posible observar ciertas coincidencias entre los modelos generados por Maxent y NicheA. Sin embargo, llama la atención que en otros casos las predicciones fueron contrastantes (*e.g. A. carolinensis*).

Por último, varios de los modelos transferidos a México deben ser tomados con cautela, ya que para muchas especies fue posible identificar extrapolación estricta (predicción en ambientes novedosos fuera del rango de valores de las variables presentes en el área de calibración) (Anexo V).

CONCLUSIONES

Esta es la primera evaluación que se realiza en México sobre el riesgo potencial de establecimiento de reptiles exóticos. Las especies evaluadas en el presente análisis fueron identificadas por CONABIO debido a que son comercializadas en México y/o en regiones cercanas a nuestro país. Los análisis que se realizaron están basados en un protocolo para la evaluación de riesgo de vertebrados exóticos en Australia propuesto por el Centro de Investigación Cooperativo en Animales Invasores de Australia (Invasive Animals Cooperative Research Centre; Bomford, 2008).

Consideramos que es un protocolo robusto ya que se basa en criterios cualitativos y cuantitativos desarrollados a partir de evidencia empírica sobre los factores que influyen sobre la probabilidad de que una determinada especie de vertebrado establezca poblaciones silvestres y se pueda convertir en plaga. No obstante, la estimación, vía 'Climatch' (BRS, 2009), de similitud climática padece de algunas limitaciones importantes: 1.- la distribución de las estaciones meteorológicas a partir de las cuáles se asocia la información climática con los registros de presencia de las especies no se distribuyen de manera homogénea por el planeta, lo que puede ocasionar que para algunas especies no existan datos climáticos disponibles para asociar con sus ocurrencias, 2.- los análisis se realizan únicamente con los 16 parámetros climáticos establecidos por defecto en el programa lo que impide incluir otro tipo de factores (*e.g.* radiación, humedad, vegetación), 3.- algunas funciones básicas como la importación de los registros de presencia fallan o no son claras, por lo que la selección de las estaciones de origen se tuvo que hacer de manera manual, 4.- sólo genera estimaciones para los puntos donde existen estaciones meteorológicas (225 para México).

La incorporación de otras herramientas de análisis (*e.g.* Maxent y NicheA) permitió resarcir algunas de las limitaciones mencionadas en el párrafo anterior, y aportar detalle ecológico y geográfico en las estimaciones de favorabilidad ambiental y condiciones adecuadas para el potencial establecimiento de los reptiles. Se decidió incorporar al menos dos métodos ya que se ha demostrado que el desempeño de los algoritmos en la modelación correlativa de nichos es especie específico, y la mejor herramienta para una especie puede no ser la más adecuada para otra (Qiao *et al.*, 2015). Con base en las evaluaciones estadísticas se sugiere el uso de los modelos generados con NicheA sobre Maxent. En este último se observó cierto sobreajuste lo que le impidió anticipar en muchos casos las ocurrencias exóticas. Sin embargo, al no existir información en México para las 'especies_inv' y 'especies_nat' es imposible sostener esta decisión como irrefutable. La alternativa en estos casos podría ser un ensamble de modelos para representar la consistencia en las predicciones (Araújo & New, 2007).

Es importante mencionar que en tres (*A. carolinensis*, *A. sagrei* y *V. indicus*) de los ocho reptiles analizados, los modelos transferidos a México deben ser tomados con mucha precaución, ya que gran parte del territorio posee condiciones ambientales novedosas que se encuentran fuera de los rangos de valores presentes en el área de calibración de estas especies (extrapolación estricta) (Elith *et al.*, 2010, Owens *et al.*, 2013).

Finalmente, a pesar de las limitaciones mencionadas la información generada a partir de este proyecto permitirá a las autoridades competentes y a los tomadores de decisiones anticipar estrategias para evitar que estas especies causen problemas sociales, económicos e impacten a la biodiversidad y los ecosistemas de México.

ANEXOS

Anexo I. Registros de presencia por especie.

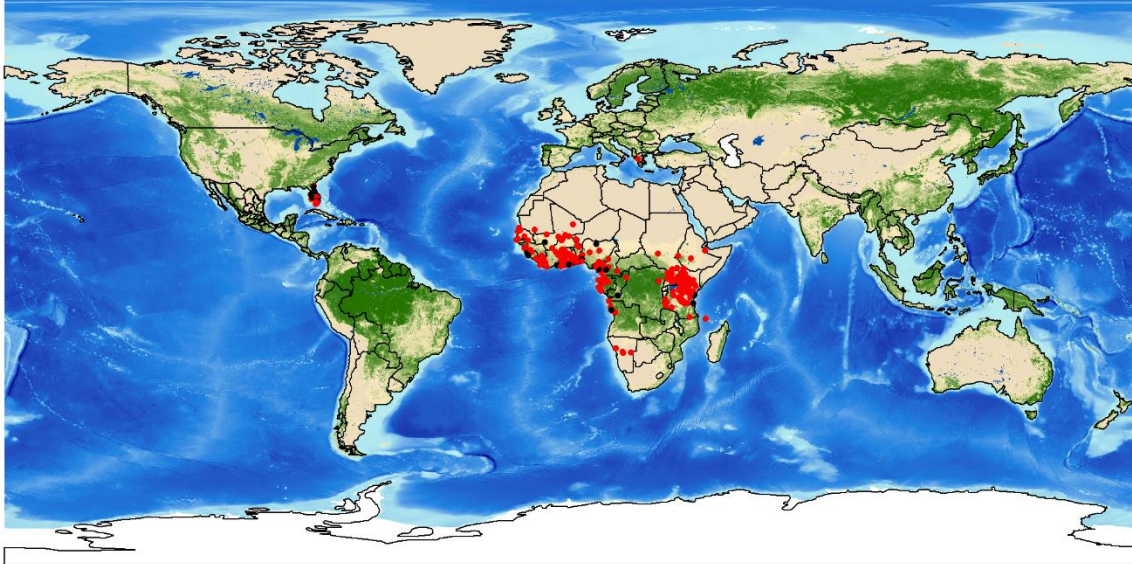


Figura 3. Registros de presencia de *A. agama* en su rango de distribución actual (puntos negros = registros procedentes de grandes urbes, puntos rojos = observaciones de la especie en vida libre).

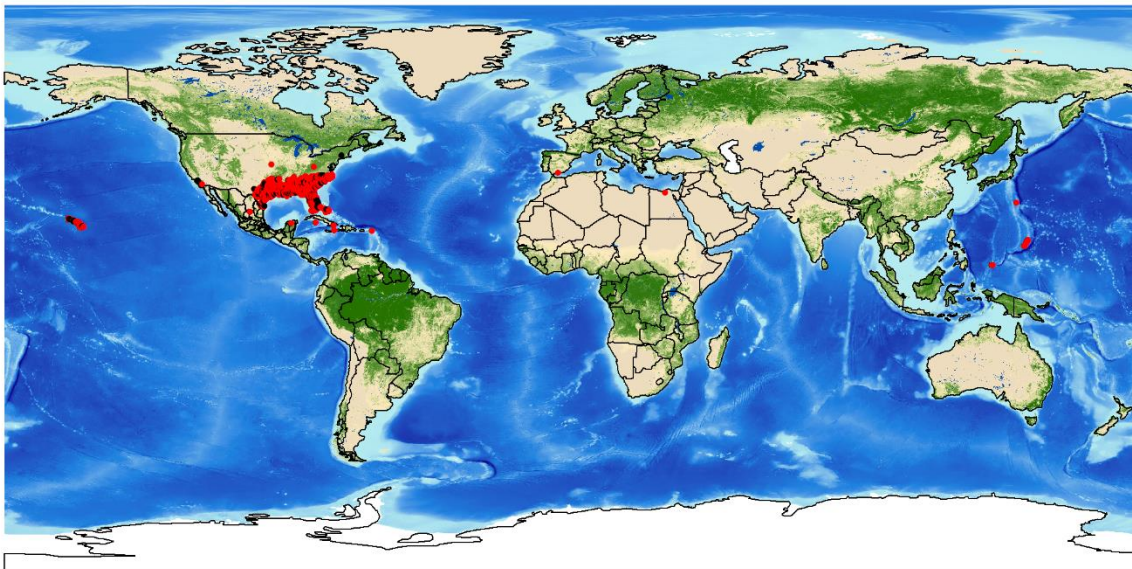


Figura 4. Registros de presencia de *A. carolinensis* en su rango de distribución actual (puntos negros = registros procedentes de grandes urbes, puntos rojos = observaciones de la especie en vida libre).

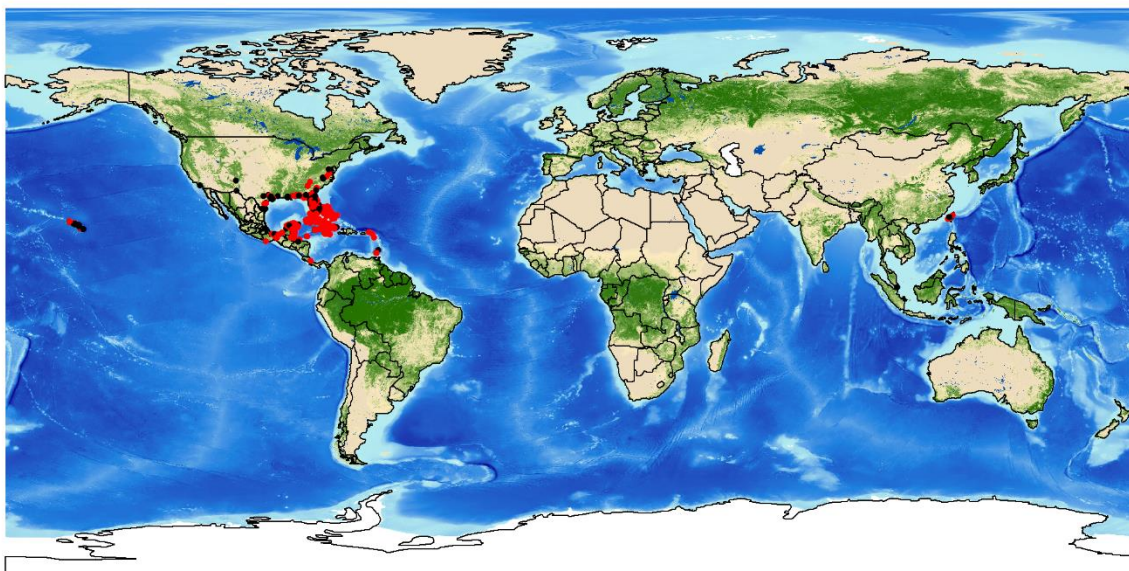


Figura 5. Registros de presencia de *A. sagrei* en su rango de distribución actual (puntos negros = registros procedentes de grandes urbes, puntos rojos = observaciones de la especie en vida libre).

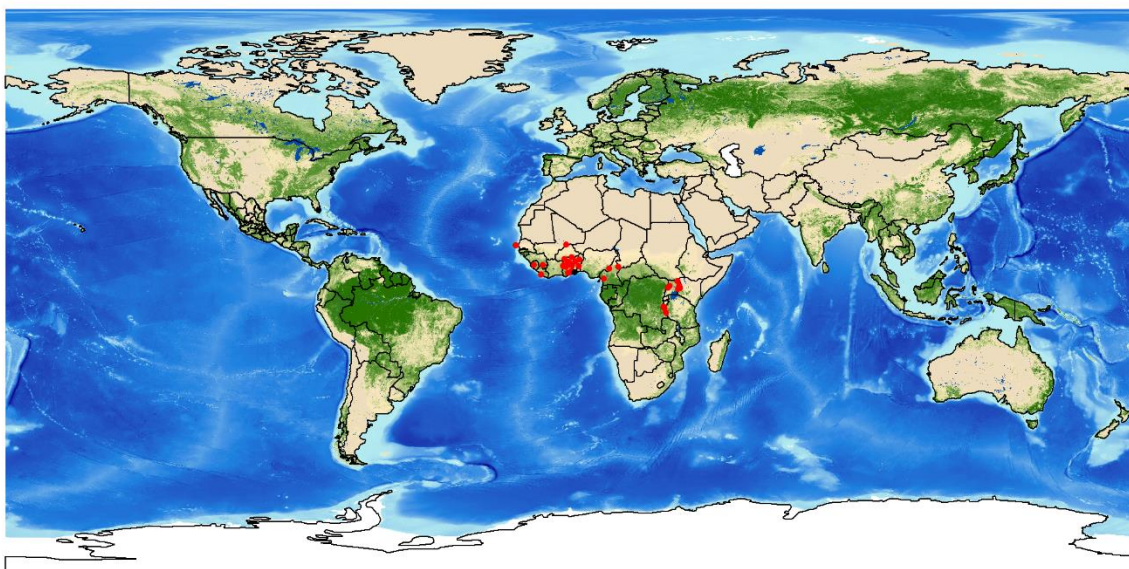


Figura 6. Registros de presencia de *C. senegalensis* en su rango de distribución actual (puntos negros = registros procedentes de grandes urbes, puntos rojos = observaciones de la especie en vida libre).

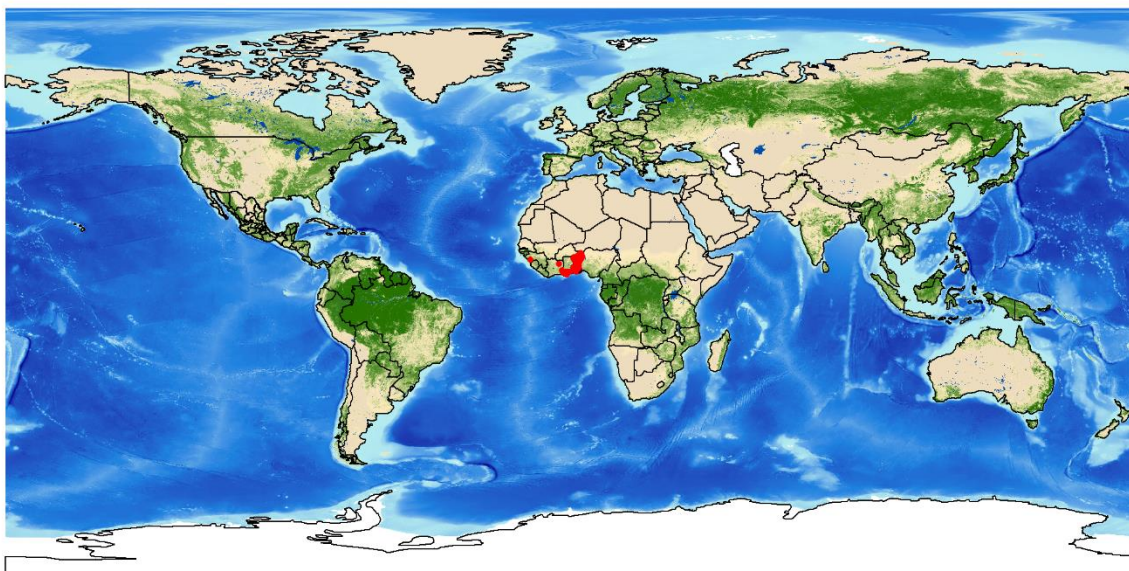


Figura 7. Registros de presencia de *D. viridis* en su rango de distribución actual (puntos negros = registros procedentes de grandes urbes, puntos rojos = observaciones de la especie en vida libre).

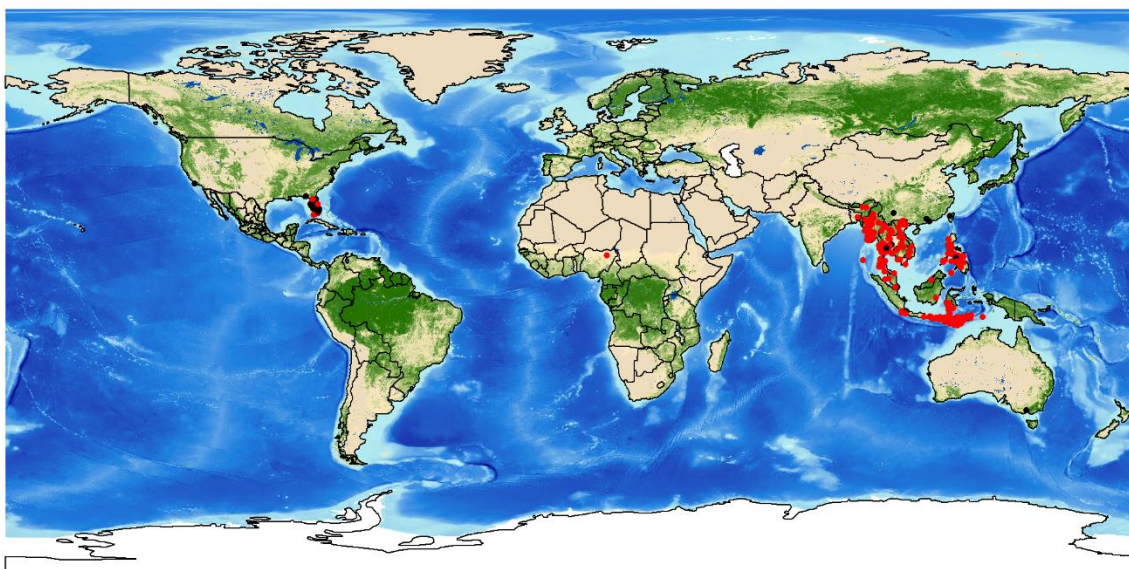


Figura 8. Registros de presencia de *G. gecko* en su rango de distribución actual (puntos negros = registros procedentes de grandes urbes, puntos rojos = observaciones de la especie en vida libre).

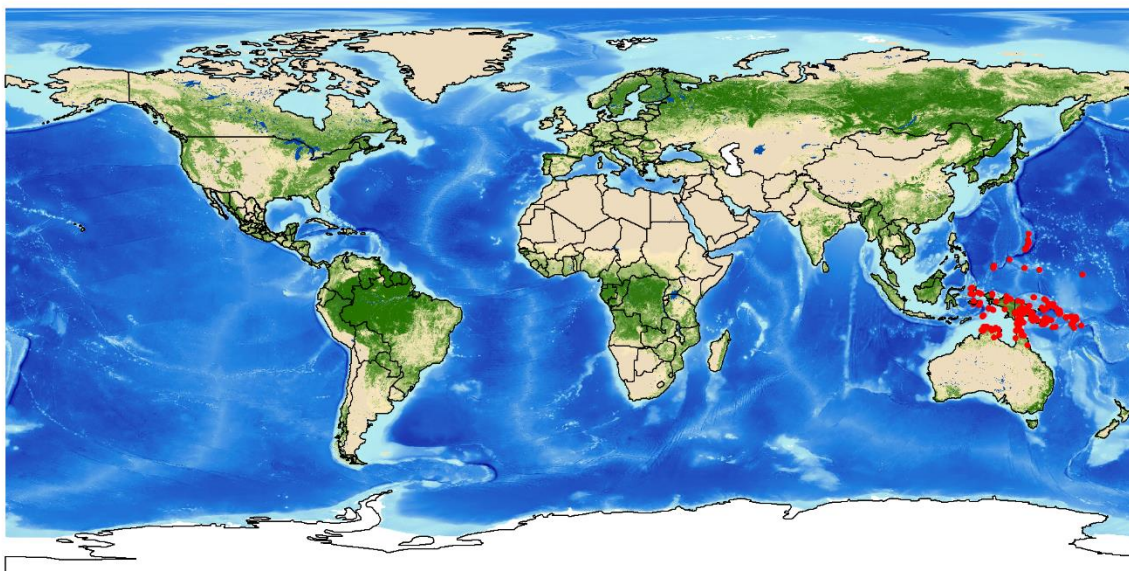


Figura 9. Registros de presencia de *V. indicus* en su rango de distribución actual (puntos negros = registros procedentes de grandes urbes, puntos rojos = observaciones de la especie en vida libre).

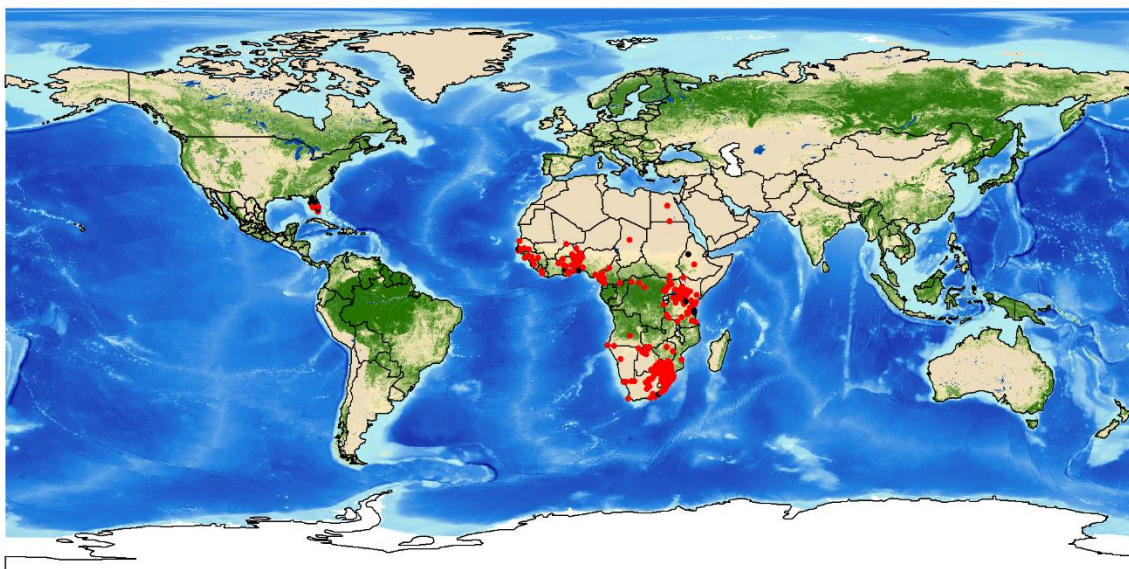


Figura 10. Registros de presencia de *V. niloticus* en su rango de distribución actual (puntos negros = registros procedentes de grandes urbes, puntos rojos = observaciones de la especie en vida libre).

Anexo II. Modelos para el análisis de riesgo por especie con base en Bomford (2008).

Análisis de riesgo para *Agama agama*

Tabla 4. Evaluación de riesgo de establecimiento para *A. agama* en México de acuerdo con el modelo australiano para reptiles y anfibios publicado por Bomford *et al.*, (2005) y modificado por Bomford (2006).

Modelo original (Bomford, 2006)	Puntuación
A. Valor de similitud climática	55
B. Valor por ser exótico en otros lugares	30
C. Valor taxonómico por familia	10
Riesgo de establecimiento	95
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Serio

Justificación de los valores:

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Valor por ser exótico en otros lugares (inciso B): en la década de 1990, algunos lagartos arcoíris fueron liberados o escaparon durante el huracán Andrew en la residencia de un comerciante de reptiles cerca del cruce de Coconut Palm Drive y la Avenida de la zona de Redland de Homestead en Florida. Estos individuos establecieron poblaciones en al menos cinco condados de este estado, y dos de éstas poblaciones han persistido durante 10 años (Meshaka Jr 2011). Diversos artículos describen aspectos sobre su introducción en otras regiones del mundo fuera de su rango nativo como Cabo Verde, España, Sicilia y Madagascar, ya sea para comercio como recurso alimenticio o como mascotas (Guillermet *et al.*, 1998; Enge *et al.*, 2004; Wagner *et al.*, 2009; Vasconcelos *et al.*, 2014; Lopes *et al.*, 2015). Por lo anterior, a esta especie se le asignó un valor de 30 en este inciso.

Valor taxonómico por familia (inciso C): Bomford (2008) asigna una puntuación de 30 a la familia Agamidae.

Tabla 5. Evaluación de riesgo de establecimiento para *A. agama* en México de acuerdo con el modelo de aves y mamíferos para reptiles y anfibios (Bomford 2008).

Modelo de aves y mamíferos para reptiles	Puntuación
A. Valor de similitud climática	5
B. Valor por tener poblaciones exóticas establecidas	4
C. Valor por el tamaño de su rango total de distribución	2
Riesgo de establecimiento	11
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Extremo

Justificación de los valores:

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (e.g. GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Valor por tener poblaciones exóticas establecidas (inciso B): debido a su introducción exitosa con poblaciones establecidas en islas como Cabo Verde, Sicilia, Madagascar y en tierras continentales como Florida y España, su puntuación en el inciso B es de 4 (Guillermet *et al.*, 1998; Enge *et al.*, 2004; Wagner *et al.*, 2009; Vasconcelos *et al.*, 2014; Lopes *et al.*, 2015).

Valor por el tamaño de su rango total de distribución (inciso C): la suma de la distribución nativa e introducida supera los 70 millones de km², por lo que su puntuación para este inciso es de 2 (Guillermet *et al.*, 1998; Enge *et al.*, 2004; Wagner *et al.*, 2009; Vasconcelos *et al.*, 2014; Lopes *et al.*, 2015).

Tabla 6. Evaluación de riesgo de establecimiento para *A. agama* en México de acuerdo con el modelo de reptiles y anfibios (Bomford, 2008).

Modelo basado en Bomford <i>et al.</i>, (2008)	Puntuación
A. Valor de efecto aleatorio por familia	-11.00
B. Valor proporcional por especie	0.50
C. Valor de similitud climática	1.52
Riesgo de establecimiento	1.00
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Extremo

Justificación de los valores:

Valor de efecto aleatorio por familia (inciso A): Bomford (2008) le asigna una puntuación de -0.11 de efecto aleatorio a la familia Agamidae.

Valor proporcional por especie (inciso B): una puntuación de 0.50 es asignada a esta especie de acuerdo con Bomford (2008).

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Análisis de riesgo para *Anolis carolinensis*

Tabla 7. Evaluación de riesgo de establecimiento para *A. carolinensis* en México de acuerdo con el modelo australiano para reptiles y anfibios publicado por Bomford *et al.*, (2005) y modificado por Bomford (2006).

Modelo original (Bomford, 2006)	Puntuación
A. Valor de similitud climática	30
B. Valor por ser exótico en otros lugares	30
C. Valor taxonómico por familia	20
Riesgo de establecimiento	80
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Serio

Justificación de los valores:

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Valor por ser exótico en otros lugares (inciso B): la conducta voraz de alimentación de esta especie ha provocado un colapso en las poblaciones de insectos de varias islas japonesas, por lo que ha sido categorizada como una especie exótica invasora en Japón desde junio del 2005 (Karube, 2010; Toda *et al.*, 2010).

Valor taxonómico por familia (inciso C): Bomford (2008) asigna una puntuación de 20 a la familia Iguanidae.

Tabla 8. Evaluación de riesgo de establecimiento para *A. carolinensis* en México de acuerdo con el modelo de aves y mamíferos para reptiles y anfibios (Bomford, 2008).

Modelo de aves y mamíferos para reptiles	Puntuación
A. Valor de similitud climática	4
B. Valor por tener poblaciones exóticas establecidas	2
C. Valor por el tamaño de su rango total de distribución	1
Riesgo de establecimiento	7
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Moderado

Justificación de los valores:

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Valor por tener poblaciones exóticas establecidas (inciso B): debido a su introducción exitosa con poblaciones establecidas en islas de Japón donde ya ha causado impactos a la fauna nativa se le asignó un valor de 2 (Hasegawa *et al.*, 1988; Toda *et al.*, 2010).

Valor por el tamaño de su rango total de distribución (inciso C): la suma de la distribución nativa e introducida supera los 2 millones de km², por lo que su puntuación para este inciso es de 1 (Flores-Villela & McCoy, 1993; Conant & Collins, 1998; Crawford, 2011).

Tabla 9. Evaluación de riesgo de establecimiento para *A. carolinensis* en México de acuerdo con el modelo de reptiles y anfibios (Bomford 2008).

Modelo basado en Bomford <i>et al.</i>, (2008)	Puntuación
A. Valor de efecto aleatorio por familia	0.49
B. Valor proporcional por especie	0.67
C. Valor de similitud climática	0.80
Riesgo de establecimiento	0.81
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Serio

Justificación de los valores:

Valor de efecto aleatorio por familia (inciso A): Bomford (2008) le asigna una puntuación de 0.49 de efecto aleatorio a la familia Iguanidae.

Valor proporcional por especie (inciso B): una puntuación de 0.67 es asignada a esta especie de acuerdo con Bomford (2008).

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Análisis de riesgo para *Anolis sagrei*

Tabla 10. Evaluación de riesgo de establecimiento para *A. sagrei* en México de acuerdo con el modelo australiano para reptiles y anfibios publicado por Bomford *et al.*, (2005) y modificado por Bomford (2006).

Modelo original (Bomford, 2006)	Puntuación
A. Valor de similitud climática	39
B. Valor por ser exótico en otros lugares	30
C. Valor taxonómico por familia	20
Riesgo de establecimiento	89
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Serio

Justificación de los valores:

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Valor por ser exótico en otros lugares (inciso B): se decidió dar un valor de 30 puntos para esta especie en la categoría de especie exótica ya que ha sido introducida en estados como Florida, Georgia, Texas, Sur de California y Hawaii pertenecientes a los Estados Unidos. Se sabe que también tienen presencia en islas del Caribe y América Central, en Jamaica (Campbell 2000) y en Granada (Greene *et al.*, 2002; Kolbe *et al.*, 2004). Dentro de México la especie se distribuye en los estados de Tabasco, Yucatán, Campeche, Quintana Roo, Tamaulipas y Chiapas (Lee, 1996; Lever, 2003).

Valor taxonómico por familia (inciso C): Bomford (2008) asigna una puntuación de 20 a la familia Iguanidae.

Tabla 11. Evaluación de riesgo de establecimiento para *A. sagrei* en México de acuerdo con el modelo de aves y mamíferos para reptiles y anfibios (Bomford, 2008).

Modelo de aves y mamíferos para reptiles	Puntuación
A. Valor de similitud climática	4
B. Valor por tener poblaciones exóticas establecidas	4
C. Valor por el tamaño de su rango total de distribución	1
Riesgo de establecimiento	9
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Serio

Justificación de los valores:

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Valor por tener poblaciones exóticas establecidas (inciso B): a esta especie se le asignó un valor de 4 puntos, ya que tiene poblaciones establecidas en Estados Unidos, Taiwán, México (Lee 1996, Lever 2003), Jamaica y Granda (Campbell, 2000).

Valor por el tamaño de su rango total de distribución (inciso C): la suma de la distribución nativa e introducida no supera los 9 millones de km², por lo que su puntuación para este inciso es de 1 (Álvarez-Romero *et al.*, 2005).

Tabla 12. Evaluación de riesgo de establecimiento para *A. sagrei* en México de acuerdo con el modelo de reptiles y anfibios (Bomford 2008).

Modelo basado en Bomford <i>et al.</i>, (2008)	Puntuación
A. Valor de efecto aleatorio por familia	0.49
B. Valor proporcional por especie	0.61
C. Valor de similitud climática	0.50
Riesgo de establecimiento	0.73
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Serio

Justificación de los valores:

Valor de efecto aleatorio por familia (inciso A): Bomford (2008) le asigna una puntuación de 0.49 de efecto aleatorio a la familia Iguanidae.

Valor proporcional por especie (inciso B): una puntuación de 0.61 es asignada a esta especie de acuerdo con Bomford (2008).

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Análisis de riesgo para *Chamaeleo senegalensis*

Tabla 13. Evaluación de riesgo de establecimiento para *C. senegalensis* en México de acuerdo con el modelo australiano para reptiles y anfibios publicado por Bomford *et al.*, (2005) y modificado por Bomford (2006).

Modelo original (Bomford, 2006)	Puntuación
A. Valor de similitud climática	13
B. Valor por ser exótico en otros lugares	15
C. Valor taxonómico por familia	30
Riesgo de establecimiento	58
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Moderado

Justificación de los valores:

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Valor por ser exótico en otros lugares (inciso B): de acuerdo con Bomford (2008) se debe asignar un valor de 15 si existen registros de presencia de la especie en vida silvestre pero no hay certeza de que estén reproduciéndose; este es el caso de esta especie. En Florida se encontraron dos especímenes *C. senegalensis*, sin embargo los autores mencionan que tal vez los individuos fueron abandonados por sus dueños (Krysko *et al.*, 2011).

Valor taxonómico por familia (inciso C): Bomford (2008) asigna una puntuación de 15 a la familia Chamaleonidae.

Tabla 14. Evaluación de riesgo de establecimiento para *C. senegalensis* en México de acuerdo con el modelo de aves y mamíferos para reptiles y anfibios (Bomford, 2008).

Modelo de aves y mamíferos para reptiles	Puntuación
A. Valor de similitud climática	3
B. Valor por tener poblaciones exóticas establecidas	0
C. Valor por el tamaño de su rango total de distribución	1
Riesgo de establecimiento	4
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Bajo

Justificación de los valores:

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Valor por tener poblaciones exóticas establecidas (inciso B): la única referencia que se tienen del camaleón de Senegal en un ambiente natural como especie fuera de su rango de distribución, es en el estado de Florida. Sin embargo, solo fueron reportados dos individuos que probablemente fueron abandonados de forma intencional (Krysko *et al.*, 2011).

Valor por el tamaño de su rango total de distribución (inciso C): la suma de la distribución nativa e introducida no supera los 12 millones de km², por lo que su puntuación para este inciso es de 1 (Leaché *et al.*, 2006).

Tabla 15. Evaluación de riesgo de establecimiento para *C. senegalensis* en México de acuerdo con el modelo de reptiles y anfibios (Bomford, 2008).

Modelo basado en Bomford <i>et al.</i>, (2008)	Puntuación
A. Valor de efecto aleatorio por familia	0.48
B. Valor proporcional por especie	0.00
C. Valor de similitud climática	0.30
Riesgo de establecimiento	0.27
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Moderado

Justificación de los valores:

Valor de efecto aleatorio por familia (inciso A): Bomford (2008) le asigna una puntuación de 0.48 de efecto aleatorio a la familia Iguanidae.

Valor proporcional por especie (inciso B): a este inciso no se le agregó ningún valor ya el camaleón de Senegal no se encuentra en la lista de especies exóticas introducidas que Bomford (2008) presenta.

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Análisis de riesgo para *Dendroaspis viridis*

Tabla 16. Evaluación de riesgo de establecimiento para *D. viridis* en México de acuerdo con el modelo australiano para reptiles y anfibios publicado por Bomford *et al.*, (2005) y modificado por Bomford (2006).

Modelo original (Bomford, 2006)	Puntuación
A. Valor de similitud climática	6
B. Valor por ser exótico en otros lugares	0
C. Valor taxonómico por familia	10
Riesgo de establecimiento	16
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Bajo

Justificación de los valores:

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Valor por ser exótico en otros lugares (inciso B): debido a que esta especie no se ha registrado como invasiva en países fuera de su distribución nativa, se encuentra en la categoría más baja de riesgo exótico en otros lugares (Puntuación de 0).

Valor taxonómico por familia (inciso C): Bomford (2008) asigna una puntuación de 10 a la familia Elapidae.

Tabla 17. Evaluación de riesgo de establecimiento para *D. viridis* en México de acuerdo con el modelo de aves y mamíferos para reptiles y anfibios (Bomford, 2008).

Modelo de aves y mamíferos para reptiles	Puntuación
A. Valor de similitud climática	2
B. Valor por tener poblaciones exóticas establecidas	0
C. Valor por el tamaño de su rango total de distribución	0
Riesgo de establecimiento	2
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Bajo

Justificación de los valores:

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Valor por tener poblaciones exóticas establecidas (inciso B): el valor asignado para este rubro es 0, ya que esta especie no tiene poblaciones silvestres fuera de su rango de distribución nativo.

Valor por el tamaño de su rango total de distribución (inciso C): la suma de su distribución nativa no supera los dos millones de km², por lo que su puntuación es de 0 (Spawls *et al.*, 1995, Trape & Mané 2006, Segniagbeto *et al.*, 2011).

Tabla 18. Evaluación de riesgo de establecimiento para *D. viridis* en México de acuerdo con el modelo de reptiles y anfibios (Bomford 2008).

Modelo basado en Bomford <i>et al.</i> , (2008)	Puntuación
A. Valor de efecto aleatorio por familia	0.74
B. Valor proporcional por especie	0.00
C. Valor de similitud climática	0.10
Riesgo de establecimiento	0.19
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Moderado

Justificación de los valores:

Valor de efecto aleatorio por familia (inciso A): Bomford (2008) le asigna una puntuación de 0.74 de efecto aleatorio a la familia Elapidae.

Valor proporcional por especie (inciso B): no existe una puntuación asignada para esta especie de acuerdo con Bomford (2008).

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Análisis de riesgo para *Gekko gecko*

Tabla 19. Evaluación de riesgo de establecimiento para *G. gecko* en México de acuerdo con el modelo australiano para reptiles y anfibios publicado por Bomford *et al.*, (2005) y modificado por Bomford (2006).

Modelo original (Bomford, 2006)	Puntuación
A. Valor de similitud climática	28
B. Valor por ser exótico en otros lugares	30
C. Valor taxonómico por familia	30
Riesgo de establecimiento	88
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Serio

Justificación de los valores:

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Valor por ser exótico en otros lugares (inciso B): se le otorgó 30 de puntuación en este rubro ya que se tienen registros de su introducción en algunas islas de Hawai (Pavia, 1999), y partes de Florida, Estados Unidos, donde tiene poblaciones establecidas y se ha convertido en especie invasora (Meshaka Jr, 2011). En este estado *G. gecko* ha incrementado su distribución ocupando condados como Alachua, Hillsborough, León y Pinella. En el condado de León, ha sido observado alrededor de las residencias humanas (Means, 1996).

Valor taxonómico por familia (inciso C): Bomford (2008) asigna una puntuación de 30 para la familia Gekkonidae.

Tabla 20. Evaluación de riesgo de establecimiento para *G. gecko* en México de acuerdo con el modelo de aves y mamíferos para reptiles y anfibios (Bomford, 2008).

Modelo de aves y mamíferos para reptiles	Puntuación
A. Valor de similitud climática	4
B. Valor por tener poblaciones exóticas establecidas	4
C. Valor por el tamaño de su rango total de distribución	2
Riesgo de establecimiento	10
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Extremo

Justificación de los valores:

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Valor por tener poblaciones exóticas establecidas (inciso B): se le asignó 4 de puntuación, ya que se tienen registros de poblaciones establecidas en Florida, Estados Unidos (Meshaka Jr, 2011).

Valor por el tamaño de su rango total de distribución (inciso C): se le asignó 2 puntos, ya que la suma de todo su rango de distribución supera los 70 millones de km² (Júnior, 2015).

Tabla 21. Evaluación de riesgo de establecimiento para *G. gecko* en México de acuerdo con el modelo de reptiles y anfibios (Bomford, 2008).

Modelo basado en Bomford <i>et al.</i> , (2008)	Puntuación
A. Valor de efecto aleatorio por familia	-0.41
B. Valor proporcional por especie	0.33
C. Valor de similitud climática	0.50
Riesgo de establecimiento	0.74
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Serio

Justificación de los valores:

Valor de efecto aleatorio por familia (inciso A): Bomford (2008) le asigna una puntuación de -0.41 de efecto aleatorio a la familia Gekkonidae.

Valor proporcional por especie (inciso B): esta especie tiene una puntuación de 0.33 de acuerdo con Bomford (2008).

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Análisis de riesgo para *Varanus indicus*

Tabla 22. Evaluación de riesgo de establecimiento para *V. indicus* en México de acuerdo con el modelo australiano para reptiles y anfibios publicado por Bomford *et al.*, (2005) y modificado por Bomford (2006).

Modelo original (Bomford, 2006)	Puntuación
A. Valor de similitud climática	12
B. Valor por ser exótico en otros lugares	30
C. Valor taxonómico por familia	15
Riesgo de establecimiento	57
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Moderado

Justificación de los valores:

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Valor por ser exótico en otros lugares (inciso B): se asignó un valor de 30 puntos para esta especie en la categoría de especie exótica ya que ha sido introducida en las islas Marshall y en las islas Marianas (Ziegler, 2007), así como en el Archipiélago Bismarck, las islas Salomón y Guam (Koch *et al.*, 2009). De todas las especies que existen de varanos; *V. indicus* es la que tiene una distribución más extensa (Bohme, 1997).

Valor taxonómico por familia (inciso C): Bomford (2008) asigna una puntuación de 15 a la familia Varanidae.

Tabla 23. Evaluación de riesgo de establecimiento para *V. indicus* en México de acuerdo con el modelo de aves y mamíferos para reptiles y anfibios (Bomford, 2008).

Modelo de aves y mamíferos para reptiles	Puntuación
A. Valor de similitud climática	3
B. Valor por tener poblaciones exóticas establecidas	2
C. Valor por el tamaño de su rango total de distribución	1
Riesgo de establecimiento	6
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Moderado

Justificación de los valores:

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Valor por tener poblaciones exóticas establecidas (inciso B): se le asignó una puntuación de 2, ya que sólo ha sido introducido en islas menores a los 50,000 km² (Ziegler, 2007; Koch *et al.*, 2009).

Valor por el tamaño de su rango total de distribución (inciso C): la suma de la distribución nativa e introducida no supera los 9 millones de km², por lo que su puntuación para este inciso es de 1 (Bohme, 1997; Philipp, 1999; Dryden *et al.*, 2004; Koch *et al.*, 2009; Uetz & Hosek, 2016).

Tabla 24. Evaluación de riesgo de establecimiento para *V. indicus* en México de acuerdo con el modelo de reptiles y anfibios (Bomford, 2008).

Modelo basado en Bomford <i>et al.</i> , (2008)	Puntuación
A. Valor de efecto aleatorio por familia	-0.59
B. Valor proporcional por especie	1.00
C. Valor de similitud climática	0.20
Riesgo de establecimiento	0.95
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Extremo

Justificación de los valores:

Valor de efecto aleatorio por familia (inciso A): Bomford (2008) le asigna una puntuación de -0.59 de efecto aleatorio a la familia Varanidae.

Valor proporcional por especie (inciso B): una puntuación de 1 es asignada a esta especie de acuerdo con Bomford (2008).

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Análisis de riesgo para *Varanus niloticus*

Tabla 25. Evaluación de riesgo de establecimiento para *V. niloticus* en México de acuerdo con el modelo australiano para reptiles y anfibios publicado por Bomford *et al.*, (2005) y modificado por Bomford (2006).

Modelo original (Bomford, 2006)	Puntuación
A. Valor de similitud climática	80
B. Valor por ser exótico en otros lugares	30
C. Valor taxonómico por familia	15
Riesgo de establecimiento	125
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Extremo

Justificación de los valores:

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Valor por ser exótico en otros lugares (inciso B): este varano fue introducido en el estado de Florida, Estados Unidos, donde ya ha establecido poblaciones silvestres (Enge *et al.*, 2004; Campbell, 2005; Eniang *et al.*, 2015). También se ha registrado la captura de individuo de esta especie en vida libre en Sant Cugat, Barcelona, aunque la existencia de poblaciones establecidas es dudosa (Martínez-Silvestre *et al.*, 2003).

Valor taxonómico por familia (inciso C): Bomford (2008) asigna una puntuación de 15 a la familia Varanidae.

Tabla 26. Evaluación de riesgo de establecimiento para *V. niloticus* en México de acuerdo con el modelo de aves y mamíferos para reptiles y anfibios (Bomford, 2008).

Modelo de aves y mamíferos para reptiles	Puntuación
A. Valor de similitud climática	5
B. Valor por tener poblaciones exóticas establecidas	4
C. Valor por el tamaño de su rango total de distribución	1
Riesgo de establecimiento	10
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Extremo

Justificación de los valores:

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Valor por tener poblaciones exóticas establecidas (inciso B): debido a la introducción y establecimiento posterior de esta especie en el continente americano, específicamente en la península de Florida (Enge *et al.*, 2004; Campbell, 2005; Eniang *et al.*, 2015), se le asignó a esta especie un valor de 4.

Valor por el tamaño de su rango total de distribución (inciso C): la suma de la distribución nativa e introducida no supera los 21 millones de km², por lo que su puntuación para este inciso es de 1 (de Buffrénil & Hémerly, 2002; Enge *et al.*, 2004).

Tabla 27. Evaluación de riesgo de establecimiento para *V. niloticus* en México de acuerdo con el modelo de reptiles y anfibios (Bomford, 2008).

Modelo basado en Bomford <i>et al.</i>, (2008)	Puntuación
A. Valor de efecto aleatorio por familia	-0.59
B. Valor proporcional por especie	0.33
C. Valor de similitud climática	1.00
Riesgo de establecimiento	0.85
Categoría asignada de riesgo de establecimiento	Serio

Justificación de los valores:

Valor de efecto aleatorio por familia (inciso A): Bomford (2008) le asigna una puntuación de -0.59 de efecto aleatorio a la familia Varanidae.

Valor proporcional por especie (inciso B): una puntuación de 0.33 es asignada a esta especie de acuerdo con Bomford (2008).

Valor de similitud climática (inciso A): la puntuación de la similitud climática fue calculada de acuerdo con Bomford (2008) usando el programa 'Climatch' (BRS, 2009) y con base en los registros de presencia obtenidos para esta especie de bases digitales (*e.g.* GBIF y VertNet) y literatura científica (material suplementario: 'registros reptiles SDC972015').

Anexo III. Mapas de favorabilidad ambiental por especie.

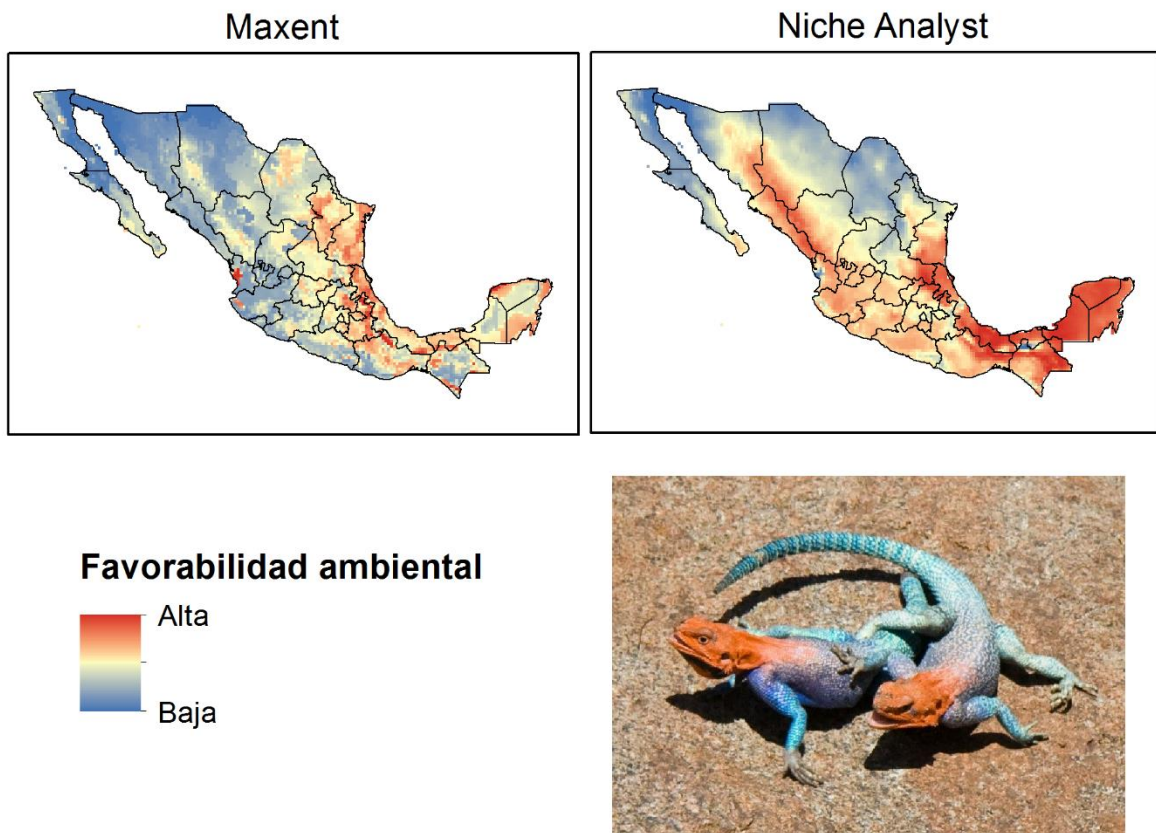


Figura 11. Favorabilidad ambiental en México para *A. agama*.

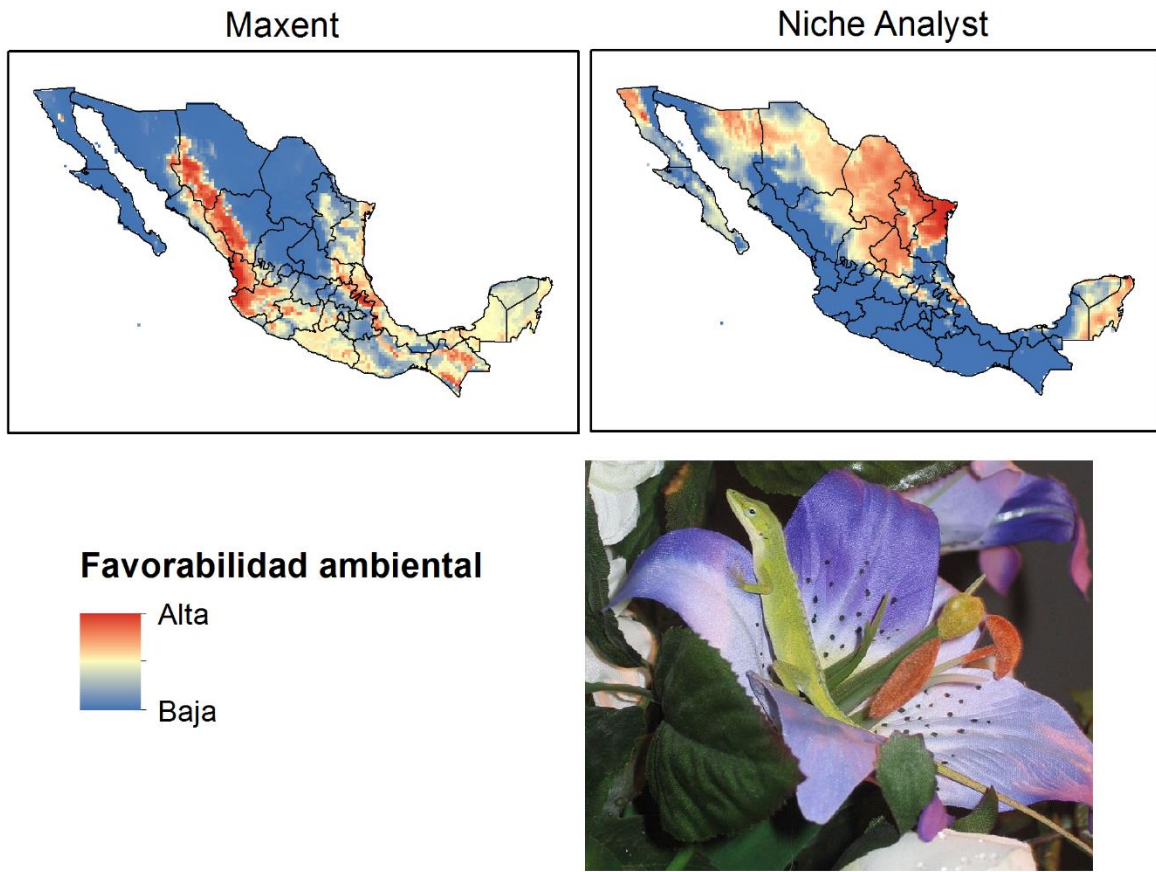


Figura 12. Favorabilidad ambiental en México para *A. carolinensis*.

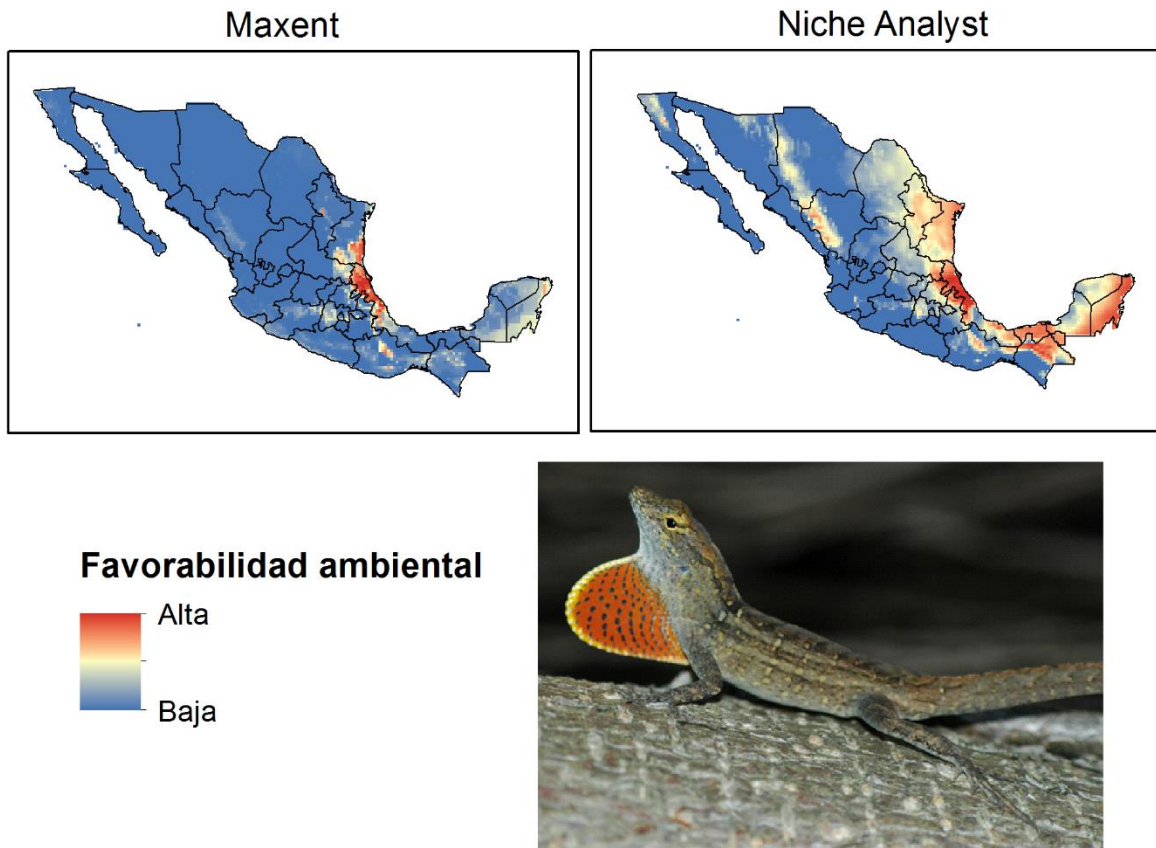


Figura 13. Favorabilidad ambiental en México para *A. sagrei*.

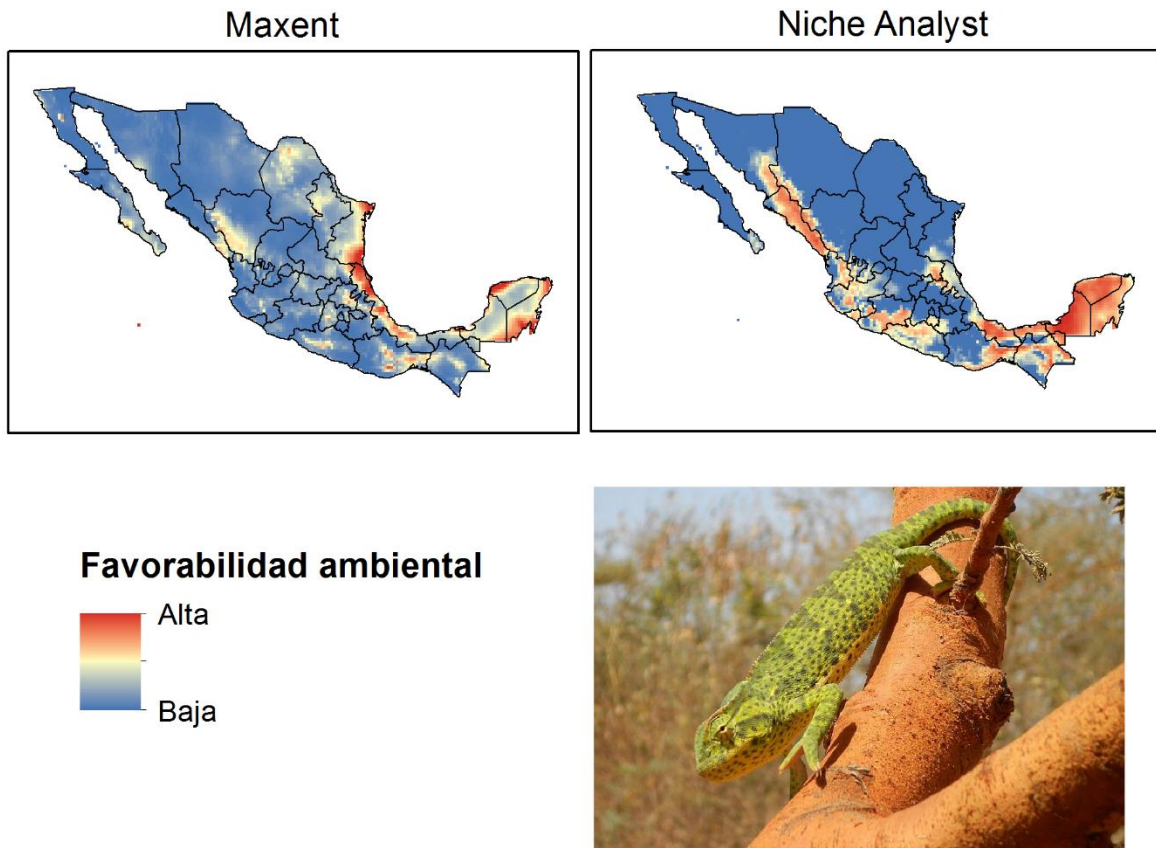


Figura 14. Favorabilidad ambiental en México para *C. senegalensis*.

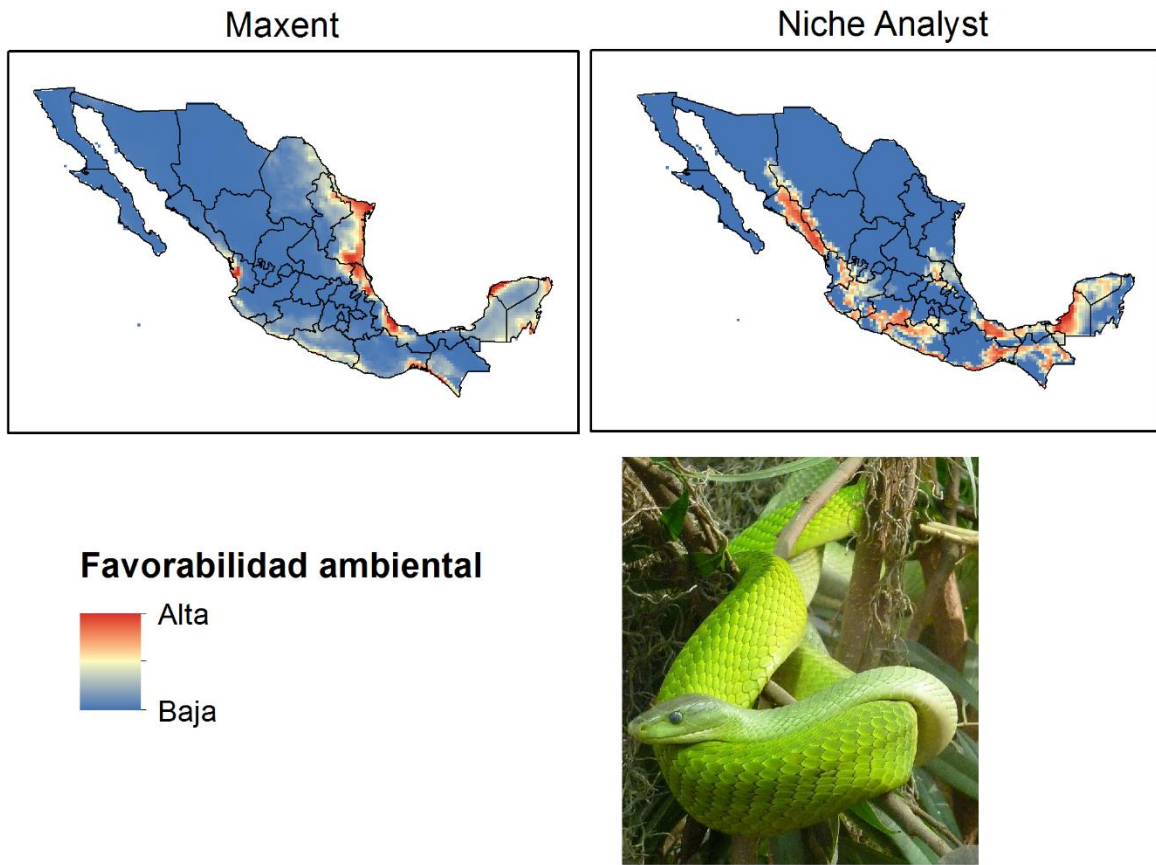


Figura 15. Favorabilidad ambiental en México para *D. viridis*.

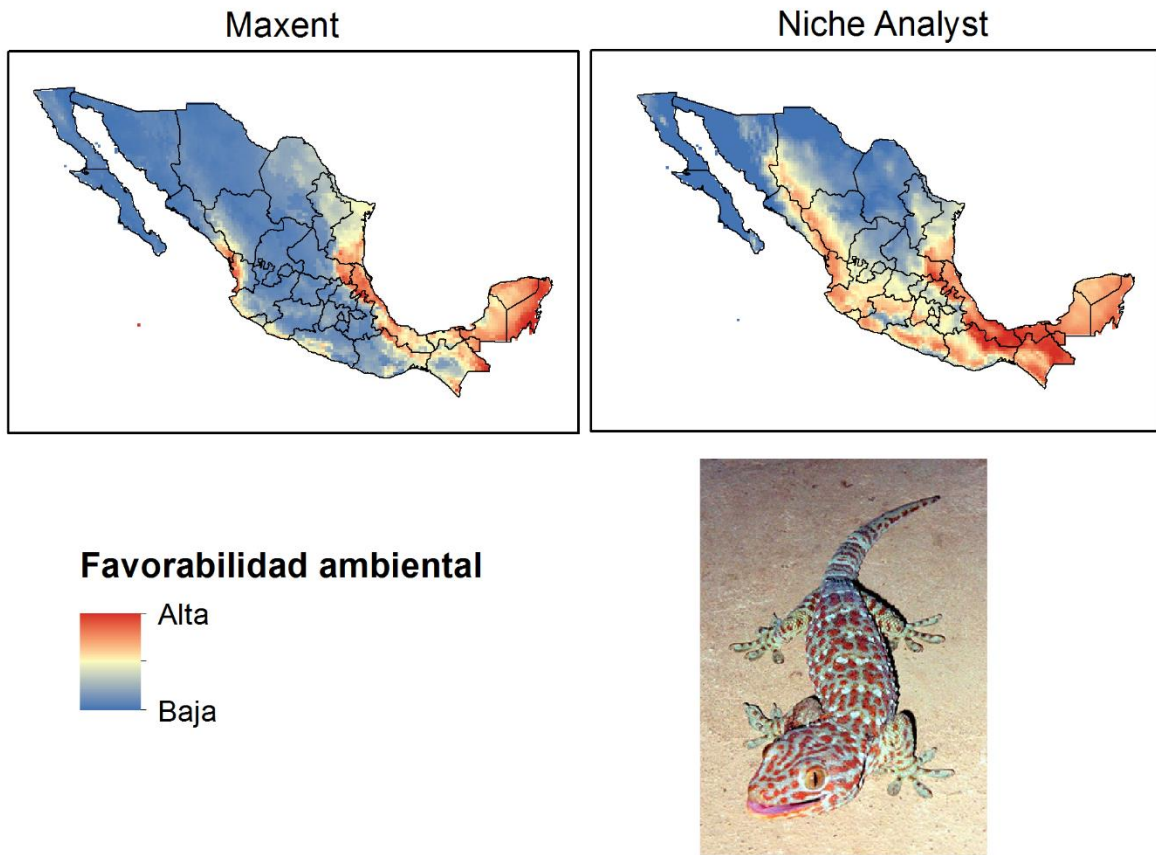


Figura 16. Favorabilidad ambiental en México para *G. gecko*.

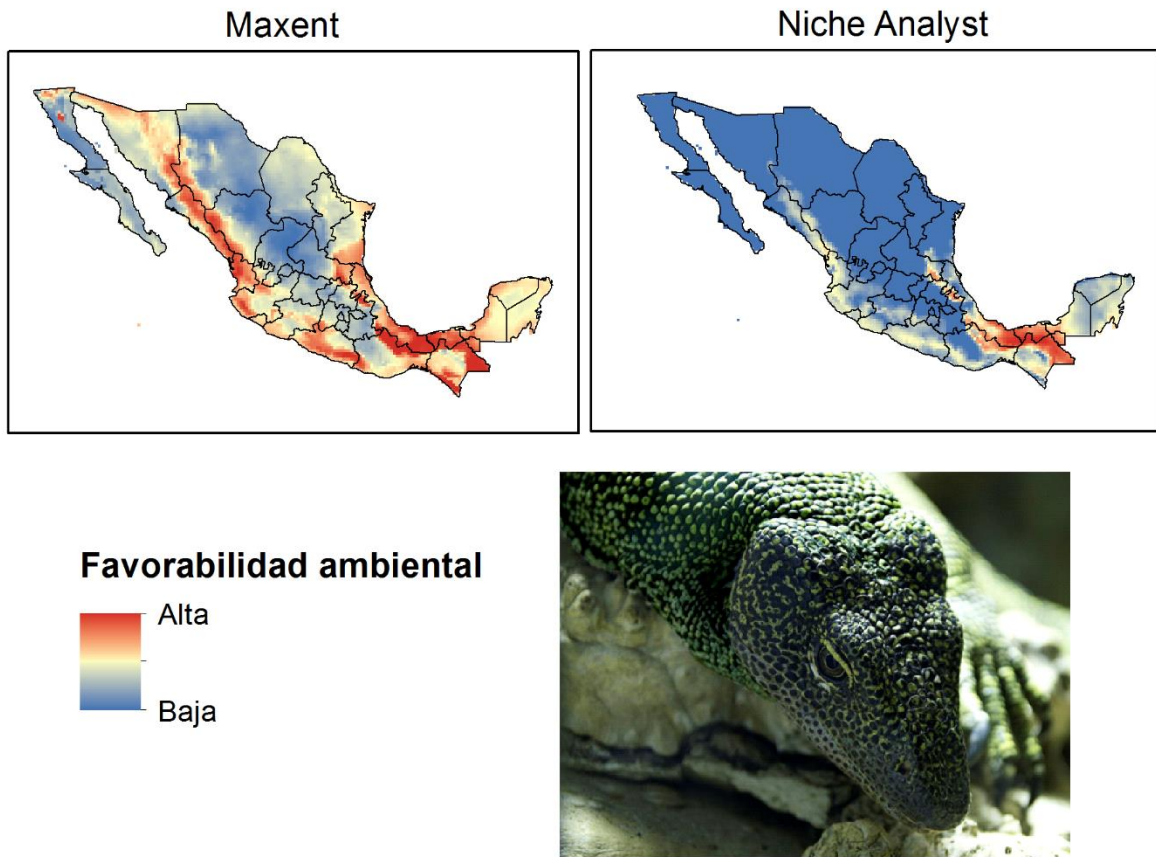


Figura 17. Favorabilidad ambiental en México para *V. indicus*.

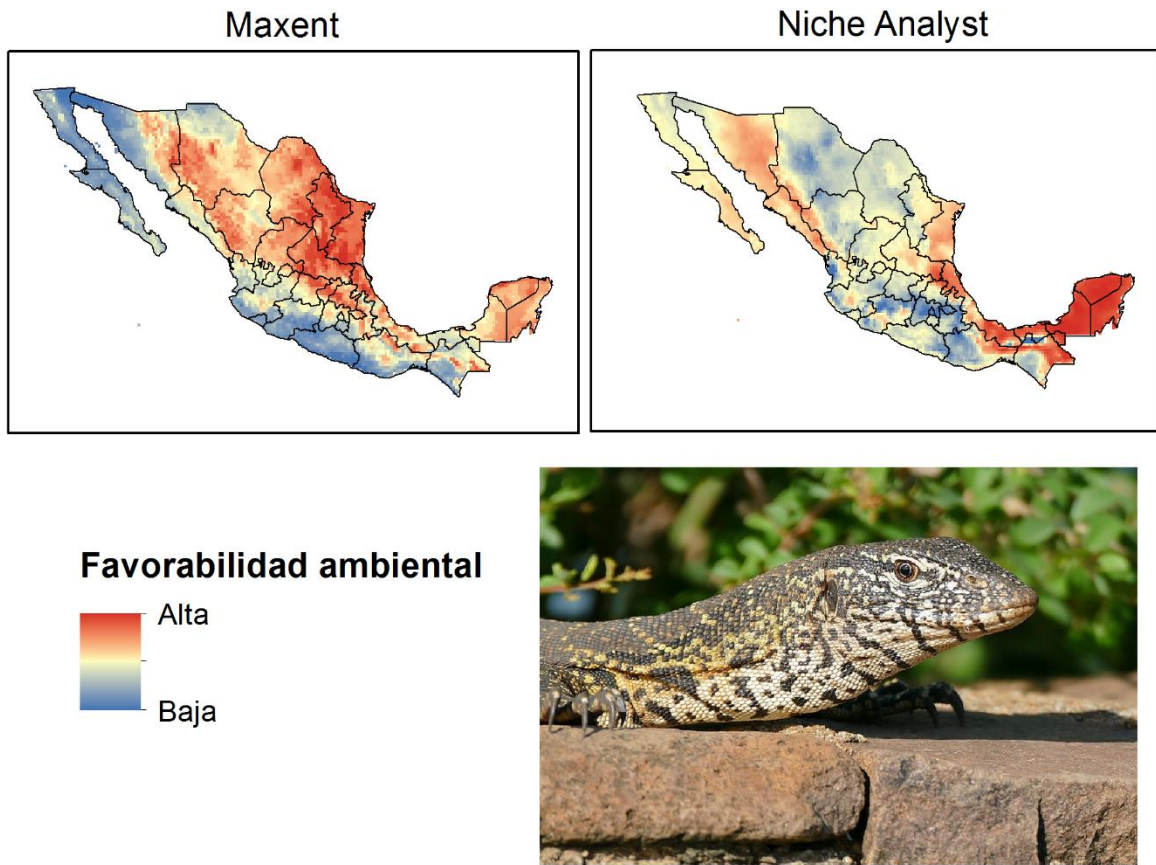


Figura 18. Favorabilidad ambiental en México para *V. niloticus*.

Anexo IV. Mapas categóricos de condiciones adecuadas por especie.

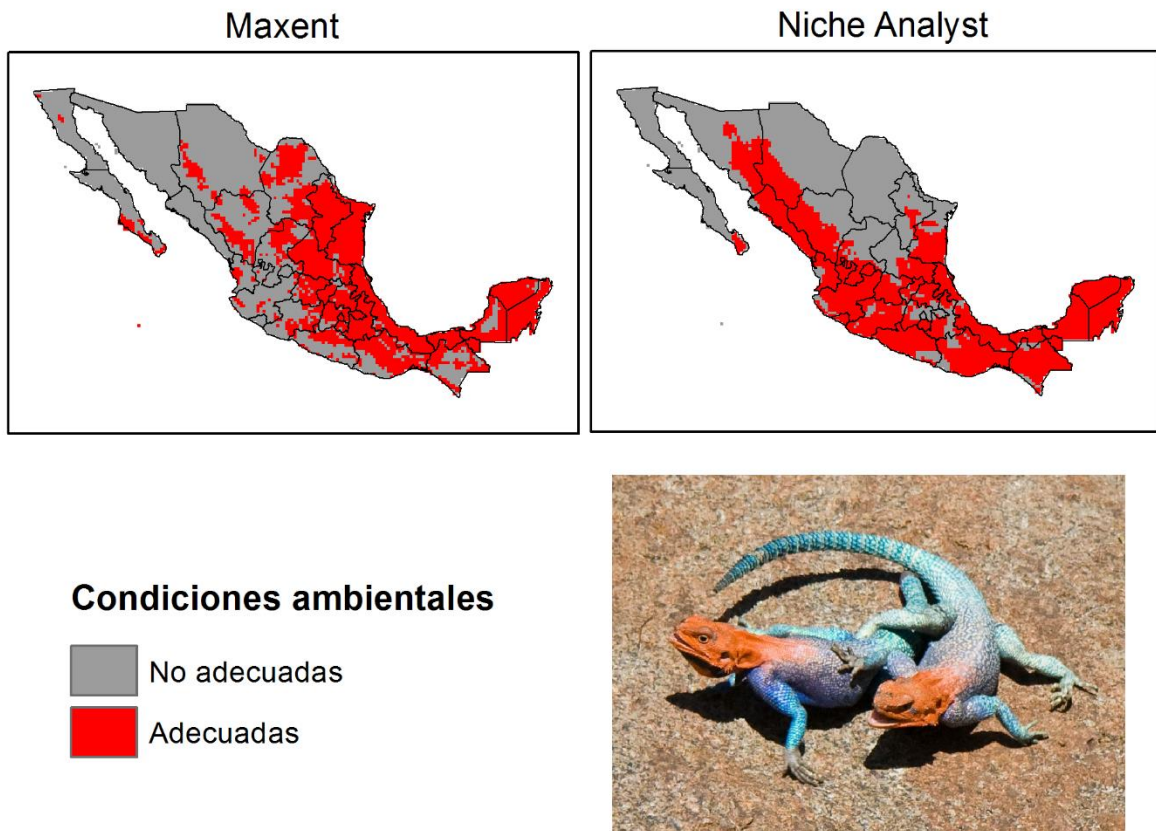


Figura 19. Mapa de condiciones ambientales adecuadas para la persistencia de poblaciones silvestres de *A. agama*.

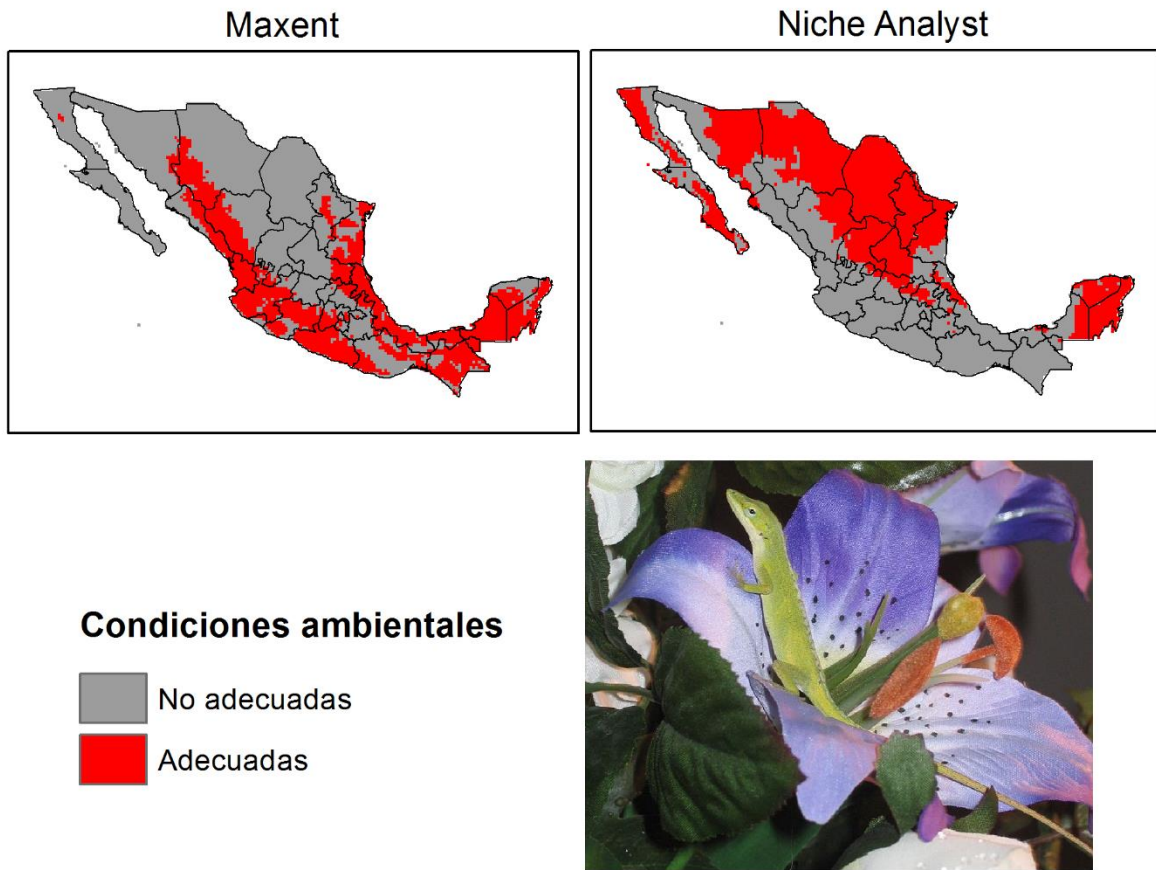


Figura 20. Mapa de condiciones ambientales adecuadas para la persistencia de poblaciones silvestres de *A. carolinensis*.

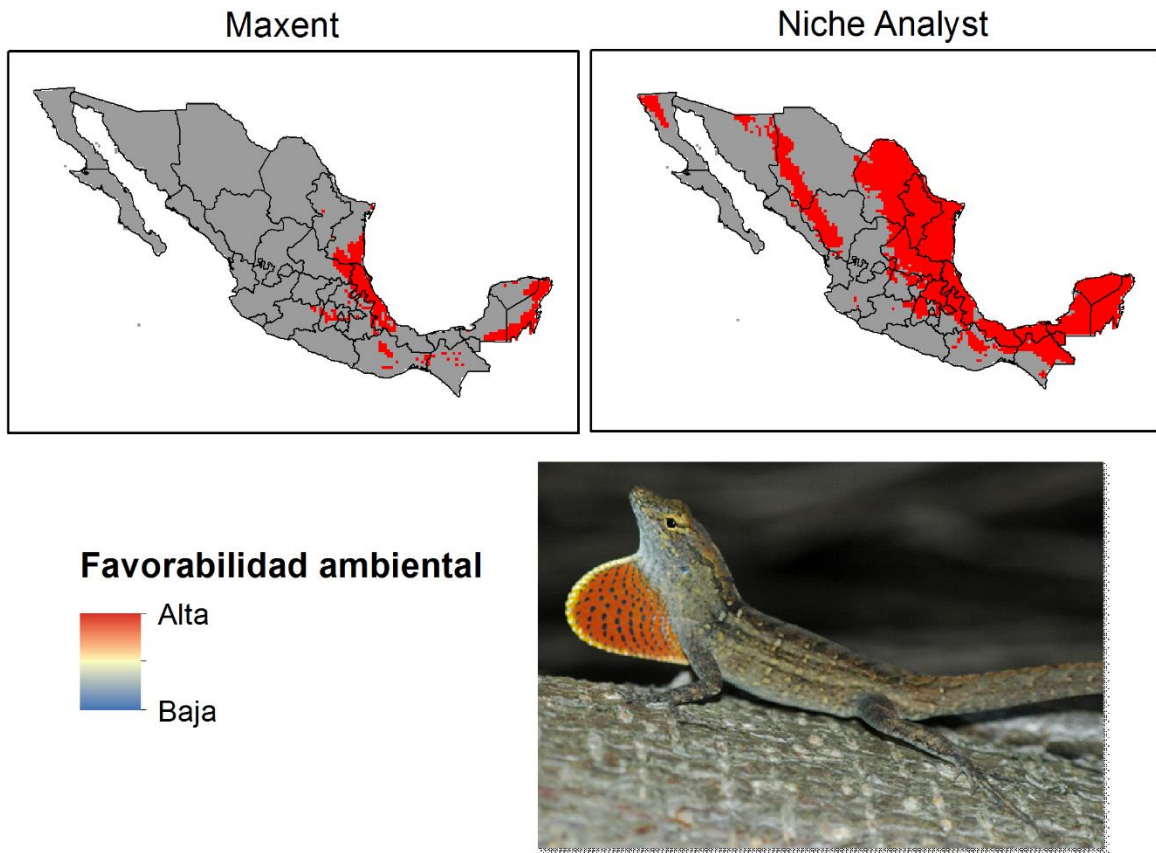
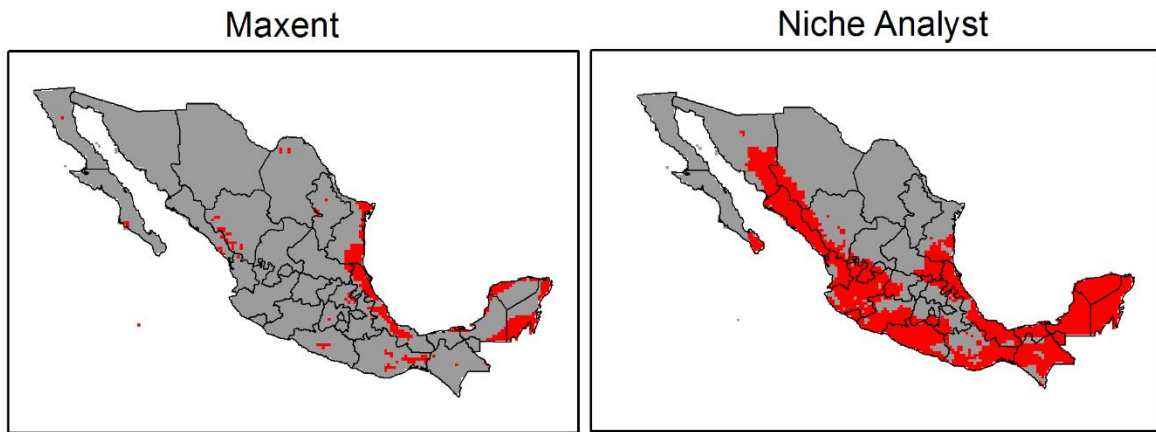


Figura 21. Mapa de condiciones ambientales adecuadas para la persistencia de poblaciones silvestres de *A. sagrei*.



Condiciones ambientales

- No adecuadas
- Adecuadas

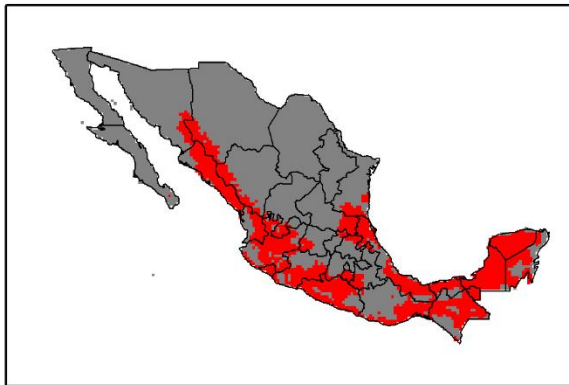


Figura 22. Mapa de condiciones ambientales adecuadas para la persistencia de poblaciones silvestres de *C. senegalensis*.

Maxent



Niche Analyst



Condiciones ambientales



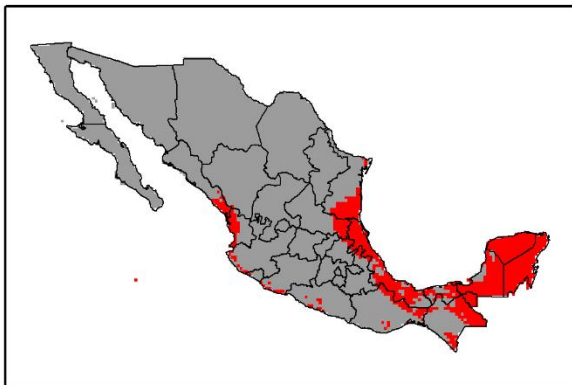
-  No adecuadas
-  Adecuadas

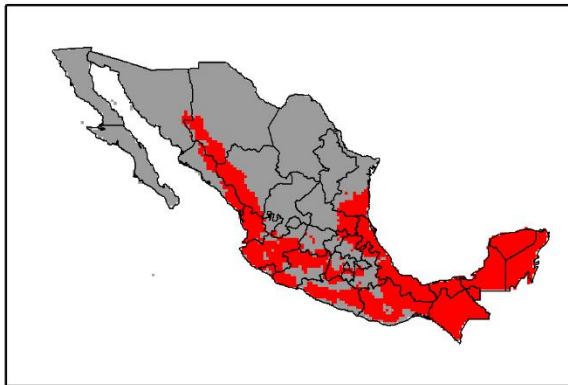


Figura 23. Mapa de condiciones ambientales adecuadas para la persistencia de poblaciones silvestres de *D. viridis*.

Maxent



Niche Analyst



Condiciones ambientales



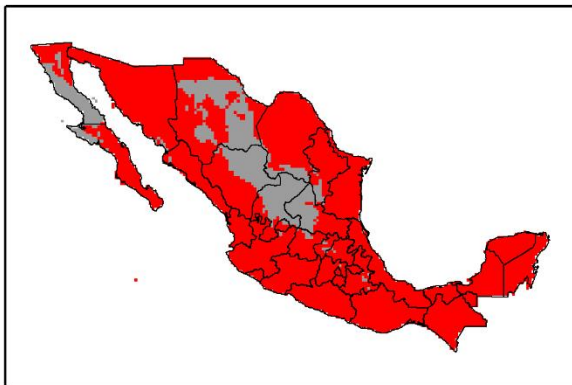
-  No adecuadas
-  Adecuadas

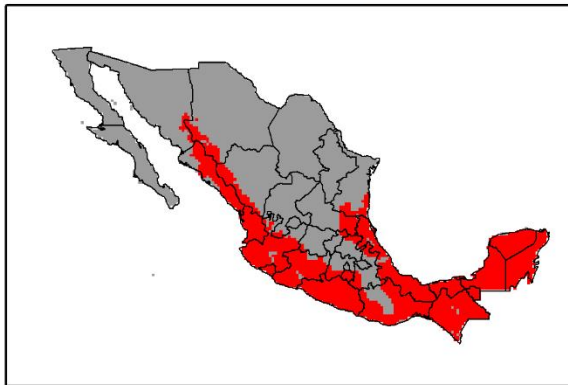


Figura 24. Mapa de condiciones ambientales adecuadas para la persistencia de poblaciones silvestres de *G. gecko*.

Maxent



Niche Analyst



Condiciones ambientales



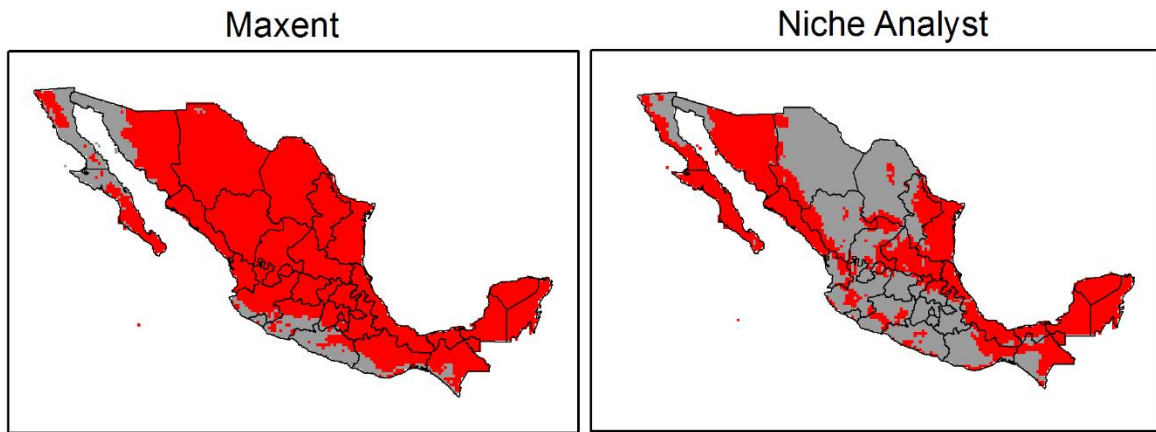
-  No adecuadas
-  Adecuadas



Figura 25. Mapa de condiciones ambientales adecuadas para la persistencia de poblaciones silvestres de *V. indicus*.



Condiciones ambientales

- No adecuadas
- Adecuadas



Figura 26. Mapa de condiciones ambientales adecuadas para la persistencia de poblaciones silvestres de *V. niloticus*.

Anexo V. Análisis MESS por especie.

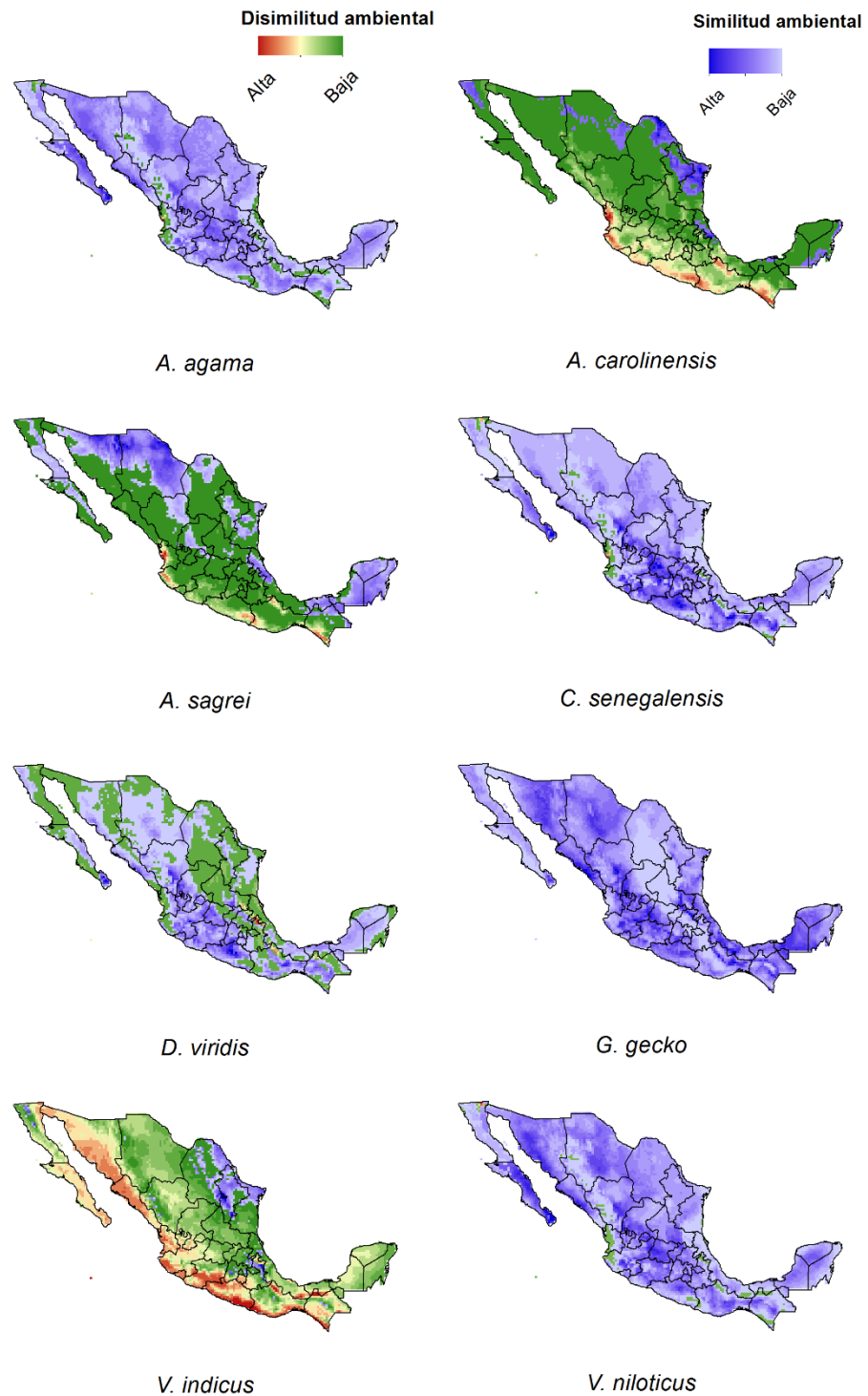


Figura 27. Análisis MESS (Multivariate Environmental Similarity Surface; Elith et al., 2010) por especie. En azul se presenta la similitud ambiental entre variables del área de calibración y el área de transferencia. En las regiones con disimilitud una o más variables poseen valores no presentes en el área de calibración, por lo que en estas regiones las predicciones deberán ser tomadas con cautela.

REFERENCIAS

- Abadi, M. A., Stephney, G. & Factor, S. M. 1996. Cardiac pentastomiasis and tuberculosis: the worm-eaten heart. *Cardiovascular Pathology*. 5 (3): 169-174.
- Abulude, F., Adesanya, W., Ogunkoya, M., Onibon, V. & Ajayi, E. 2007. Compositional studies on Tropical species of *Agama agama* lizards. *Int. J. Zoological Res.* 3 218-222.
- Adeoye, G. & Ogunbanwo, O. 2007. Helminth parasites of the African lizard *Agama agama* (Squamata: Agamidae), in Lagos, Nigeria. *Revista de Biología Tropical*. 55 (2): 417-425.
- Alberdi. 2016. Camaleones. Fecha de acceso: <http://camaleones.reptiles.com.es/principiantes.htm>.
- Álvarez-Romero, J. 2003. Impactos de vertebrados exóticos invasores en áreas continentales. Obtenido de Impacto de los vertebrados invasores: tipos, niveles y procesos. Fecha de acceso: http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras/pdf/Diplomado/II_5_Vertebrados_invasores_areas_continental_Jorge_Alvarez_PARTE%203_web.pdf.
- Álvarez-Romero, J., Medellín, R. A., Gómez de Silva, H. & Oliveras de Ita, A. 2005a. *Anolis carolinensis*. Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. CONABIO, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto U020. México, D.F
- Álvarez-Romero, J., Medellín, R. A., Gómez de Silva, H. & Oliveras de Ita, A. 2005b. *Anolis sagrei*. Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. CONABIO, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto U020. México, D.F
- Amate, B., Bouza, A., Conde, E., Chippaux, J., De Haro, L., Pino, L., Pino, L., García, U., García, W., Lisa, C., Martín, S., Méndez, G., Nogué, X., Oteo, J., Palomar, A. & Saz, P. (2012). Intoxicaciones por mordeduras de ofidios venenosos Fecha de acceso: <http://gesdoc.isciii.es/gesdoccontroller?action=download&id=15/03/2013-1e8b2cdb4b>.
- Anadu, P. 1987. Progress in the conservation of Nigeria's wildlife. *Biological Conservation*. 41 (4): 237-251.
- Angetter, L. S., Loetters, S. & Roedder, D. 2011. Climate niche shift in invasive species: the case of the brown anole. *Biological Journal of the Linnean Society*. 104 (4): 943-954.
- Anibaldi, C., Luiselli, L. & Angelici, F. M. 1998. Notes on the ecology of a suburban population of rainbow lizards in coastal Kenya. *African Journal of Ecology*. 36 (3): 199-206.
- Aowphol, A., Thirakhupt, K., Nabhitabhata, J. & Voris, H. K. 2006. Foraging ecology of the Tokay gecko, *Gekko gekko* in a residential area in Thailand. *Amphibia-Reptilia*. 27 (4): 491-503.
- Araújo, M. B. & New, M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*. 22 (1): 42-47.

- Asibey, E. O. 1974. Wildlife as a source of protein in Africa south of the Sahara. *Biological Conservation*. 6 (1): 32-39.
- Bailey, T. M. & Schantz, P. M. 1990. Trends in the incidence and transmission patterns of trichinosis in humans in the United States: comparisons of the periods 1975–1981 and 1982–1986. *Review of Infectious Diseases*. 12 (1): 5-11.
- Ball, I., Stöhr, A. C., Abbas, M. D. & Marschang, R. E. 2012. Detection and Partial Characterization of an Atadenovirus in a Common Agama (*Agama agama*). *Journal of Herpetological Medicine and Surgery*. 22 (1): 12-16.
- Baranga, J. 2002. A Field Guide to the Reptiles of East Africa. *African Journal of Ecology*. 40 (4): 415-415.
- Bartlett, R. D. & Bartlett, P. P. 1999. *field guide to Florida reptiles and amphibians*. Gulf Pub. Co. ISBN: 0884152774.
- Barve, N. & Barve, V. 2013. *ENMGadgets: tools for pre and post processing in ENM workflows*; <https://github.com/vijaybarve/ENMGadgets>.
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A. T., Soberón, J. & Villalobos, F. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*. 222 (11): 1810-1819.
- Baum, N. 2014. Reptile City. Fecha de acceso: Julio de 2016. <http://reptilecity.com/>.
- Behler, J. & King, F. 1979. The Audubon Society field guide to North American reptiles and amphibians. AA Knopf. Inc., New York, New York.
- Bennett, D. 1995. A little book of monitor lizards. *Viperpress, Aberdeen*.
- Bennett, D. 2002. Diet of juvenile *Varanus niloticus* (Sauria: Varanidae) on the Black Volta River in Ghana. *Journal of Herpetology*. 36 (1): 116.
- Bergillos, G. & Rivas, F. 2013. *Picaduras y mordeduras de animales: tratado de toxicología clínica*. España. Bubok Publishing S. L. .
- Bohme, W., & Ziegler, T. 1997. *Varanus melinus* sp/n., a New Monitor Lizard from the *V.indicus* group from the Moluccas, Indonesia. . *Herpetofauna*. 111:26-34.
- Bohme, W., & Ziegler, T. 1997. *Varanus melinus* sp/n., a New Monitor Lizard from the *V.indicus* group from the Moluccas, Indonesia. . *Herpetofauna*. 111:26-34.
- Bomford, M. 2003. *Risk assessment for the import and keeping of exotic vertebrates in Australia*. Canberra. Bureau of Rural Sciences. 136 p. ISBN: |: 1234 |.
- Bomford, M. 2006. Risk assessment for the establishment of exotic vertebrates in Australia: recalibration and refinement of models. *A report produced for the Department of the Environment and Heritage, Commonwealth of Australia*.
- Bomford, M. 2008. *Risk assessment models for establishment of exotic vertebrates in Australia and New Zealand*. Invasive Animals Cooperative Research Centre Canberra. 191 p. ISBN: 0980499976.
- Bomford, M., Kraus, F., Barry, S. C. & Lawrence, E. 2008. Predicting establishment success for alien reptiles and amphibians: a role for climate matching. *Biological Invasions*. 11 (3): 713-724.
- Bomford, M., Kraus, F., Braysher, M., Walter, L. & Brown, L. 2005. Risk assessment model for the import and keeping of exotic reptiles and amphibians. *A report produced*

- for the Department of Environment and Heritage. Bureau of Rural Sciences, Canberra. 110.
- Boria, R. A., Olson, L. E., Goodman, S. M. & Anderson, R. P. 2014. Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling*. 275 73-77.
- Boyce, W. M. & Kazacos, E. A. 1991. Histopathology of nymphal pentastomid infections (*Sebekia mississippiensis*) in paratenic hosts. *The Journal of parasitology*. 104-110.
- Branch, W. R. 1998. *Field guide to snakes and other reptiles of southern Africa*. Struik. ISBN: 1868720403.
- Brook, B. W., Whitehead, P. J. & Dingle, J. K. 2004. *Potential cane toad short to medium term control techniques: The biological feasibility and cost of exclusion as a mitigating control strategy*. Department of the Environment and Heritage.
- BRS. 2009. CLIMATCH free-access internet based software. Fecha de acceso: Junio de 2016. <http://data.daff.gov.au:8080/Climatch/climatch.jsp>.
- Bucol, A. & Alcalá, A. 2013. Tokay gecko, *Gekko gecko* (Sauria: Gekkonidae) predation on juvenile house rats. *Herpetol Notes*. 6 307-308.
- Buden, D. W. 2000. The reptiles of Pohnpei, Federated States of Micronesia. *MICRONESICA-AGANA*. 32 (2): 155-180.
- Burridge, M. & Simmons, L. 2003. Exotic ticks introduced into the United States on imported reptiles from 1962 to 2001 and their potential roles in international dissemination of diseases. *Veterinary Parasitology*. 113 (3): 289-320.
- Calderón-Mandujano, R., Pozo, C. & Cedeño-Vazquez, J. (2013). Guía rústica de los reptiles de la región de Calakmul, Campeche, México: CONABIO. <http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/Q049-Guia%20reptiles.pdf>.
- Campbell, T. 2001. The Brown Anole (*Anolis sagrei* Dumeril and Bibron 1837). *The Institute for Biological Invasions: The Invader of the Month*.
- Campbell, T. 2002. The brown anole, *Anolis sagrei*. Fecha de acceso: www.invasions.bio.utk.edu/invaders/sagrei.html.
- Campbell, T. S. & Echternacht, A. C. 2003. Introduced species as moving targets: changes in body sizes of introduced lizards following experimental introductions and historical invasions. *Biological Invasions*. 5 (3): 193-212.
- Campbell, T. S. 2000. *Analysis of the effects of an exotic lizard (Anolis sagrei) on a native lizard (Anolis carolinensis) in Florida, using islands as experimental units*. 672 p.
- Campbell, T. S. 2005. Eradication of introduced carnivorous lizards from the Cape Coral area. *Final report to the Charlotte harbor National Estuary Program, Fort Myers, Florida*. 1-30.
- Carpenter, A. I., Rowcliffe, J. M. & Watkinson, A. R. 2004. The dynamics of the global trade in chameleons. *Biological Conservation*. 120 (2): 291-301.
- Carpenter, C. 1978. *Ritualistic social behaviors in lizards*. New York. The National Institute of Mental Health. 253-267 p.
- CEPP. 2014. Invasive and nuisance species management plan. Central Everglades Planning Project. Fecha de acceso: Julio de 2016. http://141.232.10.32/pm/projects/project_docs/pdp_51_cepp/dpir/082813_cepp_dpir_annex_g_invasive_species.pdf.

- Ciliberti, A., Berny, P., Delignette-Muller, M.-L. & de Buffrénil, V. 2011. The Nile monitor (*Varanus niloticus*; Squamata: Varanidae) as a sentinel species for lead and cadmium contamination in sub-Saharan wetlands. *Science of the Total Environment*. 409 (22): 4735-4745.
- Cisse, M. Cisse, M. L'Alimentaire des Varanides du Senegal. *Bulletin de L'insitute Fondamental d'Afrique Noire*. 1972 34 (2): 503-515.
- CITES. (2016). Estadísticas del comercio derivados de la Base de datos sobre el comercio CITES, PNUMA Centro de Monitoreo de la Conservación Mundial, PNUMA Centro de Monitoreo de la Conservación Mundial.
- Cogger, H. 2014. *Reptiles and amphibians of Australia*. CSIRO PUBLISHING. ISBN: 0643109773.
- Cogger, H. G., Cameron, E. E. & Cogger, H. M. 1983. *Amphibia and reptilia*. Australian Govt. Pub. Service.
- Collis, A. H. & Fenili, R. N. 2011. The Modern US Reptile Industry. *Georgetown Economic Services, LLC*.
- CONABIO. 2016. Reptiles exóticos de alto riesgo en México. Sistema de información sobre especies invasoras en México. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. Fecha de acceso: Julio de 2016. <http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras/pdf/Reptiles.pdf>
- Conant, R. & Collins, J. 1998. *A Field Guide to Reptiles and Amphibians of Eastern and Central North America*. Boston, MA. Houghton Mifflin Company.
- Corey, D. T. 1988. Comments on a wolf spider feeding on a green anole lizard. *The journal of arachnology (USA)*.
- Corl, J. 1999. Animal Diversity Web. Fecha de acceso: http://animaldiversity.org/accounts/Gekko_gecko/.
- Corn, M. L., Buck, E. H., Rawson, J., Segarra, A. & Fischer, E. 2002. *Invasive non-native species: background and issues for congress*. Washington, DC. Congressional Research Service and The Library of Congress.
- Cota, M. 2008. *Varanus indicus* and its presence on the Mariana Islands: natural geographic distribution vs. introduction. *Biawak*. 2 (1): 18-27.
- Cowles, R. B. 1928. The life history of *Varanus niloticus*. *Science*. 67 317-318.
- Crawford, C. 2011. *Anolis carolinensis*. Animal Diversity Web. Fecha de acceso: Julio de 2016. http://animaldiversity.org/accounts/Anolis_carolinensis/.
- Crews, D., Gustafson, J. E. & Tokarz, R. R. 1983. Psychobiology of parthenogenesis. *Lizard ecology: Studies of a model organism*. 205-231.
- Crombie, J., Brown, L., Lizzio, J. & Hood, G. 2008. Climatch user manual. Fecha de acceso: Junio de 2016. <http://www.brs.gov.au/Climatch>.
- Cuadrado, M. 2000. Body colors indicate the reproductive status of female common chameleons: experimental evidence for the intersex communication function. *Ethology*. 106 (1): 79-91.
- Czaplewski, R. (2010). Geckos, mascotas que pueden revolucionar la industria de los adhesivos., boletín unam: Ciudad Universitaria.

- de Buffrénil, V. & Castanet, J. 2000. Age estimation by skeletochronology in the Nile monitor (*Varanus niloticus*), a highly exploited species. *Journal of Herpetology*. 414-424.
- de Buffrénil, V. & Hémerly, G. 2002. Variation in longevity, growth, and morphology in exploited Nile monitors (*Varanus niloticus*) from Sahelian Africa. *Journal of Herpetology*. 36 (3): 419-426.
- de Buffrénil, V. 1992. La pêche et l'exploitation du varan Nil (*Varanus niloticus*) dans la région du lac Tchad. . *La pêche et l'exploitation du varan Nil (Varanus niloticus) dans la région du lac Tchad*. 62: 47-56.
- DEA. (2016). Alien and invasive species list, 2016, edited by T. D. o. E. Affairs., Government Gazette
- Delsinne, T., Pauwels, O. S., Vande, J. P. & Braet, Y. 2015. Predation on *Dorylus* army ants (Hymenoptera: Formicidae: Dorylinae) by *Agama agama* (Squamata: Agamidae) in Gabon. *Bulletin de la Société royale belge d'Entomologie*. 151 147-149.
- Depeolu, O. & Mutinga, M. 1989. Recent advances in malaria research in lizards in Africa. *Discovery and innovation*. 1 (1): 34-43.
- Diaz Jr, R. E., Anderson, C. V., Baumann, D., Jewell, D., Kupronis, R. & Piraquive, C. 2015. The veiled chameleon (*Chamaeleo calypttratus* Duméril and Duméril 1851): A model for studying reptile body plan development and evolution. *Cold Spring Harb Protoc*.
- DIFW. 2009. Unrestricted Fish and Wildlife Species. Department of Inland Fisheries & Wildlife. Maine, US. Fecha de acceso: Julio de 2016. <http://www.maine.gov/ifw/wildlife/human/regulations/unrestricted.html>.
- Dorcas, M. E., Willson, J. D., Reed, R. N., Snow, R. W., Rochford, M. R., Miller, M. A., Meshaka, W. E., Andreadis, P. T., Mazzotti, F. J. & Romagosa, C. M. 2012. Severe mammal declines coincide with proliferation of invasive Burmese pythons in Everglades National Park. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 109 (7): 2418-2422.
- Dowell, S. A., de Buffrénil, V., Kolokotronis, S.-O. & Hekkala, E. R. 2015. Fine-scale genetic analysis of the exploited Nile monitor (*Varanus niloticus*) in Sahelian Africa. *BMC Genetics*. 16 (1): 1.
- Dryden, G., Ziegler, T., Pianka, E. & King, D. 2004. *Varanus indicus*. *Indiana University Press, Bloomington, Indiana*. 184-188.
- Dryden, G., Ziegler, T., Pianka, E. & King, D. 2004. *Varanus indicus*. *Indiana University Press, Bloomington, Indiana*. 184-188.
- Dubois, Y., Blouin-Demers, G., Shipley, B. & Thomas, D. 2009. Thermoregulation and habitat selection in wood turtles *Glyptemys insculpta*: chasing the sun slowly. *Journal of Animal Ecology*. 78 (5): 1023-1032.
- Edroma, E. & Ssali, W. 1983. Observations on the Nile Monitor Lizard (*Varanus niloticus*, L.) in Queen Elizabeth National Park, Uganda. *African Journal of Ecology*. 21 (3): 197-201.
- Elith, J., Kearney, M. & Phillips, S. 2010. The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution*. 1 (4): 330-342.

- Ellis, E. C., Goldewijk, K. K., Siebert, S., Lightman, D. & Ramankutty, N. 2013. Anthropogenic Biomes of the World, Version 2, 2000. Palisades, NY: NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). Fecha de acceso: Junio de 2016. <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/anthromes-anthropogenic-biomes-world-v2-2000>.
- Enge, K. M. 1993. Herptile use and trade in Florida: final performance report. Florida Game and Fresh Water Fish Commission, Quincy, FL.
- Enge, K. M., Krysko, K. L. & Talley, B. L. 2004b. Distribution and Ecology of the Introduced African Rainbow Lizard, *Agama agama* africana (Sauria: Agamidae), in Florida. *Florida Scientist*. 67 303-310.
- Enge, K. M., Krysko, K. L., Hankins, K. R., Campbell, T. S. & King, F. W. 2004a. Status of the Nile monitor (*Varanus niloticus*) in southwestern Florida. *Southeastern Naturalist*. 3 (4): 571-582.
- Engeman, R., Jacobson, E., Avery, M. L. & Meshaka, W. E. 2011. The aggressive invasion of exotic reptiles in Florida with a focus on prominent species: a review. *Current zoology*. 57 (5): 599-612.
- Eniang, E. A., Akani, G. C., Vignoli, L., Luiselli, L. & Petrozzi, F. 2015. Size-related habitat selection of a population of Nile monitors (*Varanus niloticus*) from western Nigeria. *African Journal of Ecology*. 53 (2): 246-248.
- EOL. 2016. Encyclopedia of Life. Fecha de acceso: Julio de 2016. <http://eol.org/>.
- Faust, R. & Bayless, M. 1996. Nile monitors: ecology, morphology, and husbandry. *Reptiles Mag*. 4 (11): 68-83.
- Flores-Villela, O. & McCoy, C. 1993. Herpetofauna Mexicana, Lista anotada de las especies de anfibios y reptiles de México, cambios taxonómicos recientes y nuevas especies. *Carnegie Mus. Nat. Hist. Special Pub*. 17.
- Forlano, M., Mujica, F., Coronado, A., Meléndez, R. D., Linardi, P. M., Botelho, J. R., Bellosta, P. & Barrios, N. 2008. Especies de Amblyomma (Acari: Ixodidae) parasitando perros (*Canis familiaris*) en áreas rurales de los estados Lara, Yaracuy, Carabobo y Falcón, Venezuela. *Revista Científica*. 18 (6): 662-666.
- Francis, K. 2008. The Senegal Chameleon, *Chamaeleo (Chamaeleo) senegalensis*. *Chameleons!*
- Fried, B. & Kletkewicz, K. 1987. Excystation of echinostoma-revolutum metacercariae (trematoda) in the domestic chick. *Proceedings of the Helminthological Society of Washington*. 54 (2): 267-268.
- Fritts, T. H. & Rodda, G. H. 1998. The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: a case history of Guam. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 29 113-140.
- Fujisaki, I., Hart, K. M., Mazzotti, F. J., Rice, K. G., Snow, S. & Rochford, M. 2010. Risk assessment of potential invasiveness of exotic reptiles imported to south Florida. *Biological Invasions*. 12 (8): 2585-2596.
- GBIF. 2016. Global Biodiversity Facility Information. *Agama agama*. Fecha de acceso: <http://www.gbif.org/species/5226308>
- Geue, L. & Löschner, U. 2002. *Salmonella enterica* in reptiles of German and Austrian origin. *Veterinary Microbiology*. 84 (1): 79-91.

- GISD. 2007. *Varanus indicus*. Global Invasive Species Database. Fecha de acceso: Junio de 2016.
<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=1065&fr=1&sts=&lang=EN>.
- Glor, R. E., Gifford, M. E., Larson, A., Losos, J. B., Schettino, L. R., Lara, A. R. C. & Jackman, T. R. 2004. Partial island submergence and speciation in an adaptive radiation: a multilocus analysis of the Cuban green anoles. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*. 271 (1554): 2257-2265.
- Goldberg, S. R., Burse, C. R., Greenbaum, E. & Kusamba, C. 2012. Gastrointestinal Helminths of the Black-necked Agama, *Acanthocercus atricollis* (Squamata: Agamidae), from the Democratic Republic of the Congo. *Comparative Parasitology*. 79 (1): 164-166.
- Greenberg, N. 1978. Ethological considerations in the experimental study of lizard behavior. *Ecology and Evolutionary Biology*. 208-226 p.
- Greene, B., Yorks, D., Parmerlee, J., Powell, R. & Henderson, R. 2002. Discovery of *Anolis sagrei* in Grenada with comments on its potential impact on native anoles. *Caribbean Journal of Science*. 38 (3-4): 270-272.
- Greer, A. (2006). Australian Museum Online. , Encyclopedia of Australian Reptiles.
- Guillermet, C., Couteyen, S. & Probst, J.-M. 1998. Une nouvelle espèce de reptile naturalisée à La Réunion, l'Agame des colons *Agama agama* (Linnaeus). *Bull. Phaethon*. 8 67-69.
- Gupta, J. 1982. Evaluation of *Agama agama* (Squamata, Agamidae) as a natural control agent of insect pests. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie*. 93 (1-5): 397-402.
- Gutiérrez, F. P. 2006. *Estado de conocimiento de especies invasoras: propuesta de lineamientos para el control de los impactos*. Bogotá, Colombia. Instituto Alexander von Humboldt. 156 p.
- Håkansson, T. & Madsen, T. 1983. On the distribution of the black mamba (*Dendroaspis polylepis*) in West Africa. *Journal of Herpetology*. 17 (2): 186-189.
- Hallowell, E. (1844). *Proceedings of the Academy of Natural Science Philadelphia*, pp. 169-172.
- Hardin, S. 2007. Managing non-native wildlife in Florida: state perspective, policy and practice. In: G. Witmer, W. Pitt & K. Fagerstone (eds.). *Managing Vertebrate Invasive Species: Proceedings of an International Symposium* USDA/APHIS/WS, National Wildlife Research Center. Fort Collins, CO. 43-52 p.
- Harris, V. 1964. The life of the rainbow lizard. Hutchinson Tropical Monographs. London, England.
- Hasegawa, M., Kusano, T. & Miyashita, K. 1988. Range expansion of *Anolis c. carolinensis* on Chichi-jima, the Bonin Islands, Japan. *Japanese Journal of Herpetology*. 12 (3): 115-118.
- Hediger, H. 1934. Beitrage auf Herpetologie und Zoogeographie Neu Britanniens und einiger umliegender Gebiete. *Zool. Jahrb. Syst.* 65 : 441-582.
- Heideman, N. 1994. Reproduction in *Agama aculeata aculeata* and *Agama planiceps planiceps* females from Windhoek, Namibia. *Amphibia-Reptilia*. 15 (4): 351-361.
- Henkel, F.-W. & Schmidt, W. 2010. *Pequeño atlas de reptiles*. Editorial HISPANO EUROPEA. ISBN: 8425518938.

- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G. & Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 25 (15): 1965-1978.
- Holbrook, J. D. 2012. *Anolis sagrei* (Brown anole). *Herpetological Review*. 43:641.
- Holmes, M. M., Putz, O., Crews, D. & Wade, J. 2005. Normally occurring intersexuality and testosterone induced plasticity in the copulatory system of adult leopard geckos. *Hormones and Behavior*. 47 (4): 439-445.
- Horn, H. G. & Visser, G. J. 1997. Review of reproduction of monitor lizards *Varanus* spp in captivity II. *International Zoo Yearbook*. 35 (1): 227-246.
- Huey, O. 2008. Importación y mantenimiento de anfibios, reptiles y peces en cautiverio para su comercialización. Reporte de trabajo profesional. Universidad Nacional Autónoma de México. .
- Ikaran-Souville, M. 2007. La anidación de la tortuga baula *Dermochelys coriacea* en la península de Pongara, Gabón, África Central.
- IUCN. 2009. IUCN Red List of Threatened Species. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. Fecha de acceso: Julio de 2016. www.iucnredlist.org.
- Ivanyi, C. & Altimari, W. 2004. HERPETOLOGICAL HUSBANDRY-Venomous Reptile Bites in Academic Research. *Herpetological Review*. 35 (1): 49-49.
- J, Á.-R., Medellín, J., de Ita, R. A. O., de Silva, A. G. & Sánchez, H. 2008. Animales exóticos en México una amenaza para la biodiversidad. 9709000462.
- Jenkins, M. & Broad, S. 1994. *International Trade in Reptile Skins: A Review and Analysis of the Main Consumer Markets, 1983-91*. Traffic International Cambridge. ISBN: 1858500478.
- Jenssen, T. A. & Nunez, S. C. 1998. Spatial and breeding relationships of the lizard, *Anolis carolinensis*: evidence of intrasexual selection. *Behaviour*. 981-1003.
- Jenssen, T. A., Lovern, M. B. & Congdon, J. D. 2001. Field-testing the protandry-based mating system for the lizard, *Anolis carolinensis*: does the model organism have the right model? *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 50 (2): 162-172.
- Júnior, J. C. R. 2015. Occurrence of the Tokay Gecko, *Gekko gecko* Linnaeus 1758 (Squamata, Gekkonidae), an exotic species in southern Brazil. *Herpetology Notes*. 8 8-10.
- Junius-Bourdain, F. 2012. *Caméléons: Biologie, élevage et principales affections*. Editions universitaires europeennes. ISBN: 6131523711.
- Karube, H. 2010. Endemic insects in the Ogasawara Islands: Negative impacts of alien species and a potential mitigation strategy. *Restoring the Oceanic Island Ecosystem* Springer. 133-137 p.
- Kawakami, K. 2010. What's the Bonin Islands? *Restoring the oceanic island ecosystem* Springer. 3-7 p.
- Koch, A., Arida, E., Riyanto, A. & Böhme, W. 2009. Islands between the realms: a revised checklist of the herpetofauna of the Talaud Archipelago, Indonesia, with a discussion about its biogeographic affinities. *Bonner Zoologische Beiträge*. 56 107-129.

- Koch, A., Arida, E., Riyanto, A. & Böhme, W. 2009. Islands between the realms: a revised checklist of the herpetofauna of the Talaud Archipelago, Indonesia, with a discussion about its biogeographic affinities. *Bonner Zoologische Beiträge*. 56 107-129.
- Kolbe, J. J., Glor, R. E., Schettino, L. R., Lara, A. C., Larson, A. & Losos, J. B. 2004. Genetic variation increases during biological invasion by a Cuban lizard. *Nature*. 431 (7005): 177-181.
- Kraus, F. 2008. *Alien reptiles and amphibians: a scientific compendium and analysis*. Springer Science & Business Media. ISBN: 1402089465.
- Kriticos, D. J., Webber, B. L., Leriche, A., Ota, N., Macadam, I., Bathols, J. & Scott, J. K. 2012. CliMond: global high-resolution historical and future scenario climate surfaces for bioclimatic modelling. *Methods in Ecology and Evolution*. 3 (1): 53-64.
- Kruzer, A. 2016. 'Nile Monitors'. About Home. . Fecha de acceso: <http://exoticpets.about.com/od/monitorlizards/a/Nile-Monitors.htm>.
- Krysko, K. L., Burgess, J. P., Rochford, M. R., Gillette, C. R., Cueva, D., Enge, K. M., Somma, L. A., Stabile, J. L., Smith, D. C. & Wasilewski, J. A. 2011. Verified non-indigenous amphibians and reptiles in Florida from 1863 through 2010: Outlining the invasion process and identifying invasion pathways and stages. *Zootaxa*. (3028): 1-+.
- Lagat, R. D. 2009. A taxonomic account of lizards along established trails in MTS. Palay-Palay Mataas-na-Gulod Protected Landscape, Luzon Island, Philippines. *Philippine Journal of Systematic Biology*. 3 (1): 17-28.
- Lazcano, D., Mendoza-Alfaro, R., Campos-Múzquiz, L., Lavin-Murcio, P. A. & Quiñónez-Martínez, M. 2010. Notes on Mexican Herpetofauna 15: The Risk of Invasive Species in Northeastern Mexico. *Bull. Chicago Herp. Soc.* 45 (7): 113-117.
- Leaché, A. D., Rödel, M.-O., Linkem, C. W., Diaz, R. E., Hillers, A. & Fujita, M. K. 2006. Biodiversity in a forest island: reptiles and amphibians of the West African Togo Hills. *Amphibian and Reptile Conservation*. 4 (1): 22-45.
- Leal, M. & Thomas, R. 1994. Notes on the feeding behavior and caudal luring by juvenile *Alsophis portoricensis* (Serpentes: Colubridae). *Journal of Herpetology*. 28 (1): 126-128.
- Lee, J. C. 1996. *The amphibians and reptiles of the Yucatan Peninsula*. Comstock Publishing Associates . ISBN: 080142450X.
- Lever, C. 2003. *Naturalized reptiles and amphibians of the world*. Oxford University Press on Demand. ISBN: 0198507712.
- Licht, P. & Gorman, G. C. 1970. *Reproductive and fat cycles in Caribbean Anolis lizards*. University of California Press USA. ISBN: 0520093747.
- Lopes, E., Martins, B. & Vasconcelos, R. 2015. Confirmação da presença de populações reprodutoras da espécie exótica invasora *Agama agama* (LINNAEUS, 1758) em Mindelo, São Vicente. Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Universidad de Cabo Verde. Cabo Verde
- Losos, J. 2009. *Lizards in an evolutionary tree: ecology and adaptive radiation of anoles*. Univ of California Press. ISBN: 0520943732.
- Losos, J. B. & Greene, H. W. 1988. Ecological and evolutionary implications of diet in monitor lizards. *Biological Journal of the Linnean Society*. 35 (4): 379-407.

- Love, B. 2000. *Gekko gecko* (Tokay gecko). Predation. *Herpetological Review*. 31:174.
- Loveridge, A. 1936. *African reptiles and amphibians in Field Museum of Natural History*. Field museum of natural history.
- Lovern, M. B., Holmes, M. M. & Wade, J. 2004. The green anole (*Anolis carolinensis*): a reptilian model for laboratory studies of reproductive morphology and behavior. *Illar Journal*. 45 (1): 54-64.
- Luiselli, L. S., G. . 201. *Dendroaspis viridis*. Fecha de acceso: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T13265799A13265808.en>.
- Luxmoore, R., Groombridge, B., & Broad, S. (1988).
- Manchester, S. J. & Bullock, J. M. 2000. The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology*. 37 (5): 845-864.
- Mansfield, K., Johnson, N., Phipps, L., Stephenson, J., Fooks, A. & Solomon, T. 2009. Tick-borne encephalitis virus—a review of an emerging zoonosis. *Journal of General Virology*. 90 (8): 1781-1794.
- Mapp, E. & Goldman, L. 1976. Roentgen diagnosis of *Armillifer armillatus* infestation (porocephalosis) in man. *Journal of the National Medical Association*. 68 (3): 198.
- Marschang, R. E. 2011. Viruses infecting reptiles. *Viruses*. 3 (11): 2087-2126.
- Martínez-Silvestre, A., Soler, J. & Bernardini, M. 2003. Nuevos datos sobre la presencia de reptiles exóticos asilvestrados en la Península Ibérica. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*. 14 (1-2): 9-11.
- Mašová, Š., Tenora, F. & Baruš, V. 2012. *Oochoristica koubeki* n. sp.(Cestoda, Anoplocephalidae) from African *Chamaeleo senegalensis* (Chamaeleonidae) and emendation of the genus *Oochoristica* Lühe, 1898. *Helminthologia*. 49 (1): 27-32.
- Mastenbroek, R. 2002. Western Green Mamba (*Dendroaspis viridis*) Hallowell 1844. . Fecha de acceso: <http://www.kingsnake.com/blog/archives/3647-Big-Bend-or-Bust!.html#extended>.
- Masterson, J. 2007. Species Inventory Homepage. Fecha de acceso: http://www.sms.si.edu/irlspec/Anolis_sagrei.htm.
- Mauldin, R. E. & Savarie, P. J. 2010. Acetaminophen as an oral toxicant for Nile monitor lizards (*Varanus niloticus*) and Burmese pythons (*Python molurus bivittatus*). *Wildlife Research*. 37 (3): 215-222.
- McLeod, L. 2016. '*Anolis carolinensis*'. About Home. Fecha de acceso: Julio de 2016. <http://exoticpets.about.com/cs/lizardsaspets/a/greenanolecare.htm>.
- Means, D. B. 1996. Geographic distribution: *Gekko gecko* (Tokay Gecko). . *Herpetological Review*. 27:152.
- Melero, A., Perucho, S. & Reyes, R. . 2011. Tendencia de serpientes venenosas: “El vacío legal” Fecha de acceso: http://ddd.uab.cat/pub/trerecpro/2011/80078/tenencia_de_serpientes_venenosas.pdf
- Meshaka Jr, W. E. 2011. A runaway train in the making: the exotic amphibians, reptiles, turtles, and crocodylians of Florida. *Herpetological Conservation and Biology*. 6 (1).
- Meshaka Jr, W., Clouse, R. & McMahon, L. 1997. Diet of the tokay gecko (*Gekko gecko*) in southern Florida. *Florida Field Naturalist*. 25 (3): 105-107.

- Mooney, H. A. & Cleland, E. E. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 98 (10): 5446-5451.
- NAS. (2016). Invasive Species FactSheet: *Varanus niloticus* (Nile monitor). , edited by N. A. S. (NAS). Gainesville, FL: United States Geological Survey.
- Niagate, B., Trape, J. & Wagner, P. 2013. *Agama africana*. The IUCN Red List of Threatened Species. Fecha de acceso: Julio de 2016. <http://www.iucnredlist.org/details/203791/0>.
- Norman, F., Pérez, M. J. & López, V. . 2012. Boletín enfermedades emergentes. . Fecha de acceso: <http://www.madrid.org/cs/Satellite?blobcol=urldata&blobheader=application%2Fpdf&blobheadername1=Content-disposition&blobheadername2=cadena&blobheadervalue1=filename%3DBEE-06-12.pdf&blobheadervalue2=language%3Des%26site%3DHospitalRamonCajal&blobkey=id&blobtable=MungoBlobs&blobwhere=1311004962860&ssbinary=tru>
- Norris, A. L. & Kunz, T. H. 2012. *Effects of solar radiation on animal thermoregulation*. INTECH Open Access Publisher. ISBN: 9535103849.
- Norval, G., Mao, J. J. & Slater, K. 2012. Description of an observed interaction between an elegant skink (*Plestiodon elegans*) and a brown anoles (*Anolis sagrei*) in southwestern Taiwan. *Notes*. 5 189-192.
- Norval, G., Mao, J.-J., Chu, H.-P. & Chen, L.-C. 2002. A new record of an introduced species, the brown anole (*Anolis sagrei*)(Duméril & Bibron, 1837), in Taiwan. *ZOOLOGICAL STUDIES-TAIPEI*-. 41 (3): 332-336.
- Omonona, A., Adedokun, O. & Adekoya-Gafaar, S. 2011. Parasitological studies on agama lizard (*Agama agama*) in Ibaden. *Advances in Environmental Biology*. 5 (5): 803-807.
- Owens, H. L., Campbell, L. P., Dornak, L. L., Saupe, E. E., Barve, N., Soberón, J. & Peterson, A. T. 2013. Constraints on interpretation of ecological niche models by limited environmental ranges on calibration areas. *Ecological Modelling*. 263 10-18.
- Pavia, A. 1999. *The gecko*. . New York. Howell Book House.
- Pernetta, A. P. 2009. Monitoring the trade: using the CITES database to examine the global trade in live monitor lizards (*Varanus spp.*). *Biawak*. 3 (2): 37-45.
- Peterson, A. T., Papeş, M. & Soberón, J. 2008. Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modelling. *Ecological Modelling*. 213 63-72.
- Philipp, K. 1999. Niche partitioning of *Varanus doreanus*, *V. indicus* and *V. jobiensis* in Irian Jaya: preliminary results. *Mertensiella*. 11 307-316.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. & Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. 190 (3-4): 231-259.
- Pleguezuelos, J. M., Márquez, R. & Lizana, M. 2004. *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. ISBN: 8480145765.
- Porter, W. P. & Tracy, C. 1983. Biophysical analyses of energetics, time-space utilization, and distributional limits. *Lizard ecology: Studies of a model organism*. 55-83.

- Pozio, E. 2005. The broad spectrum of *Trichinella* hosts: from cold-to warm-blooded animals. *Veterinary Parasitology*. 132 (1): 3-11.
- PROFEPA. 2016. Total de Cabezas Importadas de 2010 a Abril de 2016. Procuraduría de Protección al Ambiente.
- Qiao, H., Peterson, A. T., Campbell, L. P., Soberón, J., Ji, L. & Escobar, L. E. 2016. NicheA: Creating virtual species and ecological niches in multivariate environmental scenarios. *Ecography*.
- Qiao, H., Soberón, J. & Peterson, A. T. 2015. No silver bullets in correlative ecological niche modelling: insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods in Ecology and Evolution*. 6 (10): 1126-1136.
- R Development Core Team. 2012. *R: a language and environment for statistical computing. Version 2.15.1.* <http://cran.R-project.org>. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Rataj, A. V., Lindtner-Knific, R., Vlahović, K., Mavri, U. & Dovč, A. 2011. Parasites in pet reptiles. *Acta Veterinaria Scandinavica*. 53 (1): 1.
- Razzetti, E. & Msuya, C. 2002. *Field guide to the amphibians and reptiles of Arusha National Park (Tanzania)*. Oikos, Varese. Ed. Negri Istituto
- Regalado Ruben & OH., G. 1993. Diferencias en el comportamiento social de dos especies gemelas de anolinos Cubanos (Lacertilia: Iguanidae). *Caribbean Journal of Science*. 29 (1-2): 18-23.
- ReptileCity. 2016. Fecha de acceso: http://www.reptilecity.com/Merchant2/merchant.mvc?Screen=CTGY&Store_Code=reptiles&Category_Code=Anoles.
- Reptiner. 2016. *Agama agama*. Fecha de acceso: Julio de 2016. <http://reptiner.blogspot.mx/2012/01/agama-agama.html>.
- Richardson, D. M. & Pyšek, P. 2011. A compendium of essential concepts and terminology in invasion ecology. In: D. M. Richardson (Ed.). *Fifty years of invasion ecology. The legacy of Charles Elton* Wiley-Blackwell. Oxford, UK. 409-420 p.
- Roesler, H., Bauer, A. M., Heinicke, M. P., Greenbaum, E., Jackman, T., Nguyen, T. Q. & Ziegler, T. 2011. Phylogeny, taxonomy, and zoogeography of the genus *Gekko* Laurenti, 1768 with the revalidation of *G. reevesii* Gray, 1831 (Sauria: Gekkonidae). *Zootaxa*. 2989 (1): 1-50.
- Rogers, D. J. & Randolph, S. E. 2000. The global spread of malaria in a future, warmer world. *Science*. 289 (5485): 1763-1766.
- Rohrlich, S. T. & Rubin, R. W. 1975. Biochemical characterization of crystals from the dermal iridophores of a chameleon *Anolis carolinensis*. *The Journal of cell biology*. 66 (3): 635-645.
- Rojo, S., Salinas, M., Cuevas, L. & García, D. 2012. Acariasis, infestación por ácaros los parásitos externos más comunes en reptiles. *Revista del Asistente en Centro Veterinario*. 40:20-21.
- Schultz, H. 1975. Human infestation by *Ophionyssus natricis* snake mite. *British Journal of Dermatology*. 93 (6): 695-697.
- Schüttler, E. & Karez, C. 2008. Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de

- experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas. *Oficina Regional de Ciencia de la UNESCO para América Latina y el Caribe, Montevideo, Uruguay.*
- Segniagbeto, G. H., Trape, J. F., David, P., Ohler, A., Dubois, A. & Glitho, I. A. 2011. The snake fauna of Togo: systematics, distribution and biogeography, with remarks on selected taxonomic problems. *Zoosystema*. 33 (3): 325-360.
- Segniagbeto, G. H., Trape, J. F., David, P., Ohler, A., Dubois, A. & Glitho, I. A. 2011. The snake fauna of Togo: systematics, distribution and biogeography, with remarks on selected taxonomic problems. *Zoosystema*. 33 (3): 325-360.
- Segniagbeto, G. H., Trape, J.-F., Afiademanyo, K. M., Rödel, M.-O., Ohler, A., Dubois, A., David, P., Meirte, D., Glitho, I. A. & Petrozzi, F. 2015. Checklist of the lizards of Togo (West Africa), with comments on systematics, distribution, ecology, and conservation. *Zoosystema*. 37 (2): 381-402.
- Seixas, R., Pissarra, H., Santos, J., Bernardino, R., Fernandes, T., Correia, J., Vilela, C. L. & Oliveira, M. 2014. Severe fibrinonecrotic enteritis caused by *Pseudomonas aeruginosa* in a captive monitor lizard (*Varanus niloticus*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*. 45 (2): 410-412.
- SEMARNAT. 2016. Autorización de ejemplares exóticos como mascota o animales de compañía. Obtenido de Secretaria De Medio Ambiente y Recursos Naturales. Fecha de acceso: <http://tramites.semarnat.gob.mx/index.php/vida-silvestre/registro-de-padrones/280-autorizacion-de-ejemplares-exoticos-como-mascota-o-animal-de-compania>.
- SENASICA. 2016a. Solicitudes para la Importación de reptiles exóticos. Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria.
- SENASICA. 2016b. Solicitudes para la Importación de reptiles exóticos., edited by I. y. C. A. Servicio Nacional de Sanidad.
- Simon, V. B. 2007. Not all signals are equal: male brown anole lizards (*Anolis sagrei*) selectively decrease pushup frequency following a simulated predatory attack. *Ethology*. 113 (8): 793-801.
- Smith, K. F., Behrens, M., Schloegel, L. M., Marano, N., Burgiel, S. & Daszak, P. 2009. Reducing the risks of the wildlife trade. *Science*. 324 (5927): 594-595.
- Smith, K. F., Yabsley, M. J., Sanchez, S., Casey, C. L., Behrens, M. D. & Hernandez, S. M. 2012. *Salmonella* isolates from wild-caught Tokay geckos (*Gekko gecko*) imported to the US from Indonesia. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*. 12 (7): 575-582.
- Smith, P. W. & Burger, W. L. 1950. Herpetological Results of the University of Illinois Field Expedition, Spring 1949. III. Sauria. *Transactions of the Kansas Academy of Science (1903-)*. 53 (2): 165-175.
- Soberón, J. & Peterson, A. T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*. 2 (0): 1-10.
- Spawls, S., Branch, B. & Branch, W. R. 1995. *The dangerous snakes of Africa: natural history, species directory, venoms, and snakebite*. Ralph Curtis Pub. ISBN: 0883590298.
- Spawls, S., Howell, K. & Drewes, R. C. 2006. *Reptiles and amphibians of East Africa*. Princeton. Princeton University Press. ISBN: 0691128847.

- Stuart, B. L. 2004. The harvest and trade of reptiles at U Minh Thuong National Park, southern Viet Nam. *Traffic Bulletin*. 20 (1): 25-34.
- Sutherland, D. R., Glen, A. S. & Paul, J. 2011. Could controlling mammalian carnivores lead to mesopredator release of carnivorous reptiles? *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*. 278 (1706): 641-648.
- Szalay, J. 2014. Black Mamba Facts. Fecha de acceso: <http://www.livescience.com/43559-black-mamba.html>.
- Szczepaniuk, K. 2011. "Varanus niloticus" Fecha de acceso: http://animaldiversity.org/accounts/Varanus_niloticus/.
- Széli, Z., Sréter, T. & Varga, I. 2001. Ivermectin toxicosis in a chameleon (*Chamaeleo senegalensis*) infected with *Foleyella furcata*. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*. 32 (1): 115-117.
- Tappe, D. & Büttner, D. W. 2009. Diagnosis of human visceral pentastomiasis. *PLoS Negl Trop Dis*. 3 (2): e320.
- Toda, M., Takahashi, H., Nakagawa, N. & Sukigara, N. 2010. Ecology and control of the green anole (*Anolis carolinensis*), an invasive alien species on the Ogasawara Islands. In: K. Kawakami & I. Okochi (eds.). *Restoring the Oceanic Island Ecosystem* Springer. Japan. 145-152 p.
- Tomas, J., Castroviejo, J. & Raga, J. 1999. Sea turtles in the south of Bioko Island (Equatorial Guinea). *Marine Turtle Newsletter*. 84 4-6.
- Trape, J.-F. & Mané, Y. 2006. *Guide des serpents d'Afrique occidentale: savane et désert*. IRD éditions. ISBN: 2709916002.
- Trape, J.-F., Trape, S. & Chirio, L. 2012. *Lézards, crocodiles et tortues d'Afrique occidentale et du Sahara*. IRD éditions. ISBN: 2709917262.
- Traveset, A. & Riera, N. 2005. Disruption of a plant-lizard seed dispersal system and its ecological effects on a threatened endemic plant in the Balearic Islands. *Conservation Biology*. 19 (2): 421-431.
- Uchida, T. 1969. Rat-control procedures on the Pacific islands, with special reference to the efficiency of biological control agents. I Appraisal of the monitor lizard, *Varanus indicus* (Daudin), as a rat-control agent on Ifaluk, Western Caroline Islands. *九州大学農学部紀要*. 15 (3): 311-330.
- Uetz, P. & Hosek, J. 2016. The Reptile Database. Fecha de acceso: Julio de 2016. www.reptile-database.org.
- Urioste, R., & Bethencourt, L. . 2011. Informe sobre el comercio de animales exóticos peligrosos para el ser humano y/o para la biodiversidad nativa en canarias. . Fecha de acceso: <http://www.interreg-bionatura.com/especies/docs/Informe%20sobre%20el%20comercio%20de%20animales%20exoticos%20peligrosos%20para%20el%20ser%20humano%20yo%20>.
- Ursula, H., Rüdiger, K., Frank, M. & Monika, R. 2014. Blood parasites in reptiles imported to Germany. *Parasitology Research*. 113 (12): 4587-4599.
- USDA. 2016. State Laws and Regulations. United States Department of Agriculture. National Invasive Species Information Center. Fecha de acceso: Julio de 2016. <https://www.invasivespeciesinfo.gov/index.shtml>.

- VanDerWal, J., Shoo, L. P., Johnson, C. N. & Williams, S. E. 2009. Abundance and the environmental niche: environmental suitability estimated from niche models predicts the upper limit of local abundance. *The American Naturalist*. 174 (2): 282-291.
- Vasconcelos, R., Brito, J. C., Carranza, S. & Harris, D. J. 2013. Review of the distribution and conservation status of the terrestrial reptiles of the Cape Verde Islands. *Oryx*. 47 (01): 77-87.
- Vasconcelos, R., Lopes, E. & Martins, B. H. 2014. *Agama agama*: a charter tourist in the Cape Verde Islands? *African Journal of Herpetology*. 63 (1): 34-46.
- Vasconcelos, R., Rocha, S., Brito, J., Carranza, S. & Harris, D. 2009. First report of introduced African rainbow lizard *Agama agama* (Linnaeus, 1758) in the Cape Verde Islands. *Herpetozoa*. 21 (3/4): 183-186.
- Veloz, S. D. 2009. Spatially autocorrelated sampling falsely inflates measures of accuracy for presence-only niche models. *Journal of Biogeography*. 36 (12): 2290-2299.
- Wagner, P., Barej, M. F. & Schmitz, A. 2009. Studies on African Agama VII. A new species of the *Agama agama*-group (Linnaeus, 1758)(Sauria: Agamidae) from Cameroon & Gabon, with comments on *Agama mehelyi* Tornier, 1902. *Bonner Zoologische Beitrage*. 56 (4): 285-297.
- Warrell, D. A. 2010. Snake bite. *The Lancet*. 375 (9708): 77-88.
- Warren, D. L. & Seifert, S. N. 2011. Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*. 21 (2): 335-342.
- Washitani, I. 2004. Invasive alien species problems in Japan: an introductory ecological essay. *GLOBAL ENVIRONMENTAL RESEARCH-ENGLISH EDITION*-. 8 (1): 1-12.
- WCMC, U.-. 2010. Conservation dashboard for United Kingdom. Fecha de acceso: <http://www.biodiversitylibrary.org/item/119242#page/1/mode/1up>
- WCMC, U.-. 2016. Conservation dashboard for United Kingdom. Fecha de acceso: http://www.speciesplus.net./#/taxon_concepts/10865/legal.
- WCMC., U.-. 2014. Threatened animals of the world. Fecha de acceso: http://www.unep-wcmc.org/species/animal_redlist.html.
- West-Eberhard, M. J. 1983. Sexual selection, social competition, and speciation. *Quarterly Review of Biology*. 155-183.
- Western, D. 1974. The distribution, density and biomass density of lizards in a semi-arid environment of northern Kenya. *African Journal of Ecology*. 12 (1): 49-62.
- Wikramanayake, E. D. & Dryden, G. 1988. The reproductive ecology of *Varanus indicus* on Guam. *Herpetologica*. 338-344.
- Williams, E. E. 1983. Ecomorphs, faunas, island size, and diverse end points in island radiations of *Anolis*. *Lizard ecology: Studies of a model organism*. 326-370.
- Wilms, T., Wagner, P., Penner, J., Rödel, M.-O., Luiselli, L., Segniagbeto, G., Niagate, B., Carpenter, A. & Trape, J. . 2013. *Chamaeleo senegalensis*. . Fecha de acceso: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T176312A15898112>.
- Wilson, L. D. & Porras, L. 1983. *The ecological impact of man on the south Florida herpetofauna*. Lawrence: University of Kansas: Museum of Natural History, University of Kansas [distributor]. ISBN: 0893380180.

- WWF. 2006. Conservation Science Ecoregions. World Wildlife Fund. Fecha de acceso: Junio de 2016. <http://www.worldwildlife.org/science/ecoregions>.
- WWF. 2016. Fecha de acceso: <http://www.wwf.org.mx/>.
- Young, E. 1965. *Aponomma exornatum* (Koch) as a cause of mortality among monitors. *Journal of the South African Veterinary Medical Association*. 36 (4): 579.
- Ziegler, T., Schmitz, A., Koch, A., y Böhme, W. 2007. Una revisión del subgénero *Euprepiosaurus* de *Varanus* (Squamata: Varanidae): morfológica y molecular filogenia, distribución y zoogeografía, con una clave de identificación para los miembros de la *V.indicus* y *V. prasinus* . grupos de especies *Zootaxa*. 1472: 1-28.
- Ziegler, T., Schmitz, A., Koch, A., y Böhme, W. 2007. Una revisión del subgénero *Euprepiosaurus* de *Varanus* (Squamata: Varanidae). *Zootaxa*. 1472: 1-28.