



## Conservación

# Distribución potencial histórica y contemporánea de la familia Psittacidae en México

## *Historical and contemporary potential distribution of the Psittacidae family in Mexico*

Tiberio C. Monterrubio-Rico<sup>a,\*</sup>, Juan F. Charre-Medellín<sup>a</sup>, Coral Pacheco-Figueroa<sup>b</sup>,  
Stephan Arriaga-Weiss<sup>b</sup>, Juan de Dios Valdez-Leal<sup>b</sup>, Ramón Cancino-Murillo<sup>a</sup>,  
Griselda Escalona-Segura<sup>c</sup>, Carlos Bonilla-Ruz<sup>d</sup> e Yamel Rubio-Rocha<sup>e</sup>

<sup>a</sup> Laboratorio de Vertebrados Terrestres Prioritarios, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Edificio R, Ciudad Universitaria, 58194, Morelia, Michoacán, México

<sup>b</sup> División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Carretera Villahermosa-Cárdenas, Km 0.5 s/n, 86150, Villahermosa, Tabasco, México

<sup>c</sup> El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche, Av. Rancho Polígono 2-A, Ciudad Industrial de Lerma, 24500, San Francisco de Campeche, Campeche, México

<sup>d</sup> Unidos por las Guacamayas, A. C., María Montessori 650, Coto La Joya, Acumarina 212, Col. Aramara, 48314, Puerto Vallarta, Jalisco, México

<sup>e</sup> Escuela de Biología, Universidad Autónoma de Sinaloa, Calzada de Las Américas y Universitarios s/n, Ciudad Universitaria, 80040, Culiacán de Rosales, Sinaloa, México

Recibido el 4 de agosto de 2015; aceptado el 6 de abril de 2016

Disponible en Internet el 8 de agosto de 2016

## Resumen

Se estimó la distribución histórica y contemporánea para la familia Psittacidae en México utilizando la mayor base de datos integrada hasta ahora y modelos ecológicos de nicho. Los modelos se generaron mediante el algoritmo MaxEnt. Se utilizaron temperatura y precipitación y se analizó la vegetación disponible y las áreas naturales protegidas decretadas hasta 2015. Los modelos no presentaron errores de omisión y permiten contar con estimaciones actuales para cada especie. La mayor distribución se estima para *Amazona albifrons* y la menor para *Amazona auropalliata*. Los resultados indican que todas las especies han perdido hábitat, principalmente *Ara macao*, *Amazona auropalliata* y *A. oratrix*. Aunque los bosques tropicales predominan en su distribución, los bosques templados presentan altos porcentajes para 6 especies. La proporción de superficie protegida es superior a estimaciones del año 2000. La estimación precisa de la distribución de los psitácidos presentes en México tiene implicaciones de conservación a nivel internacional, ya que 6 especies son endémicas y 4 tendrían su mayor distribución potencial en México de acuerdo con cifras de la IUCN. Ante la pérdida de distribución, algunas especies presentan una elevada vulnerabilidad presente y futura, por lo que se debe examinar la relación entre aptitud ambiental de los modelos y patrones de abundancia poblacional. El uso de modelos de nicho ecológico para evaluar cambios en distribución asociados al cambio climático es necesario.

Derechos Reservados © 2016 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons CC BY-NC-ND 4.0.

**Palabras clave:** Estimaciones actuales; Bosques templados; Especies en peligro; Superficie protegida; MaxEnt

## Abstract

The historic and contemporary distribution for the Psittacidae family in Mexico using the greatest database assembled until now was estimated. The ecological niche models were generated with the MaxEnt algorithm. Temperature and precipitation were used, as well as an analysis of vegetation and availability of protected areas established until 2015. The models did not present omission errors and allow to have updated estimates for each species. The species with the greatest potential distribution was *Amazona albifrons*, and *Amazona auropalliata* had the smallest one. The results

\* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: [tmonter2002@yahoo.com.mx](mailto:tmonter2002@yahoo.com.mx) (T.C. Monterrubio-Rico).

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

indicate that all the species have lost suitable habitat area, especially *Ara macao*, *Amazona auropalliata* and *A. oratrix*. Although tropical forests are present on most species distributions, temperate forests had a high cover percentage for 6 species. The proportion of protected area for each species was higher when compared with previous estimates from the year 2000. The precise estimate of the distribution of Mexican Psittacidae has international conservation implications, as 6 species are endemic and 4 species may present their greater potential distribution in Mexico according to IUCN information. Due to habitat loss some species have a high vulnerability, present and future, making it necessary to examine the relationship between environmental suitability and patterns of population abundance. The use of ecological niche models to evaluate distributional changes associated with climate change may be also necessary.

All Rights Reserved © 2016 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access item distributed under the Creative Commons CC License BY-NC-ND 4.0.

**Keywords:** Updated estimates; Temperate forests; Endangered species; Protected area; MaxEnt

## Introducción

La familia Psittacidae en México y en el Neotrópico presenta un elevado porcentaje de especies en riesgo (Cantú, Sánchez, Grosselet y Silva, 2007; Collar y Juniper, 1992; Juniper y Parr, 1998). En México la familia está representada por 21 especies (American Ornithologists' Union, 1998; Chesser et al., 2014; Escalante-Pliego, Navarro-Sigüenza y Peterson, 1993; Howell y Webb, 1995), las cuales enfrentan explotación local y regional para el comercio de mascotas, además de altas tasas de deforestación tanto en bosques templados como en bosques tropicales (1976-2000) (Cantú et al., 2007; Mas et al., 2004). La Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 incluye 10 especies en peligro de extinción: *Amazona auropalliata*, *A. farinosa*, *A. finschi*, *A. oratrix*, *A. viridigenalis*, *Ara macao*, *A. militaris*, *Pyrrhuloxia haematotis*, *Rhynchopsitta pachyrhyncha*, *R. terrisi*, al igual que 3 subespecies endémicas: *Psittacara holochlorus brevipes*, *P. h. brewsteri* y *Forpus cyanopygius insularis*. Se enlista como amenazadas a 6 especies: *Amazona xantholora*, *Psittacara holochlora*, *P. strenuus*, *Bolborhynchus lineola*, *Brotogeris jugularis* y *Pionus senilis*. El resto de las especies son consideradas como sujetas a protección especial: *Amazona albifrons*, *Eupsittula canicularis*, *E. nana* y *Forpus cyanopygius* (Semarnat, 2010).

A nivel internacional, la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) incluye 8 especies en alguna categoría de riesgo (IUCN, 2015), y la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) incluye todas las especies en sus apéndices I y II (CITES, 2015).

Ante el riesgo de extinción que presentan las especies de psitácidos en México, los diagnósticos efectuados hasta ahora se han enfocado en estimaciones de distribución potencial histórica y cambios hipotéticos en su disponibilidad de hábitat primario (bosques) (Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009). En México las primeras estimaciones sobre distribución de psitácidos fueron realizadas por Navarro-Sigüenza y Peterson (2007), mediante modelos de nicho ecológico con el algoritmo GARP, variables climáticas de WorldClim y registros históricos de presencia de las especies procedentes de colecciones científicas. En otro estudio, se generaron estimaciones para distintos periodos de tiempo, acotándola para el año 2000 a la vegetación primaria utilizada por los psitácidos (Ríos-Muñoz

y Navarro-Sigüenza, 2009). Sin embargo, existen algunas limitaciones en los modelos que no emplean registros de campo recientes, ya que se puede sobreestimar o subestimar de forma muy importante la distribución de los psitácidos; estos pueden ser extirpados de regiones enteras o municipios aun en presencia de una importante cobertura de hábitat primario debido al saqueo y al tráfico ilegal (Monterrubio-Rico et al., 2007). Este fenómeno se ha observado en *A. oratrix*, que ha sido extirpada de todos los municipios de la costa sur del estado de Guerrero y del estado de Colima (Monterrubio-Rico, Renton, Ortega-Rodríguez, Pérez-Arteaga y Cancino-Murillo, 2010). También puede subestimarse su distribución si se incluye solo hábitat primario, ya que varias especies de psitácidos toleran paisajes fragmentados y áreas agropecuarias, como se ha observado en *A. autumnalis*, *A. oratrix* o *A. viridigenalis*, que toleran y anidan en ambientes agropecuarios mientras persistan árboles con las características necesarias para anidar y se evite el saqueo de nidos (Enkerlin-Hoeflich, 1995).

La pérdida de distribución en áreas con hábitat primario se ha atribuido principalmente al saqueo de nidos y la tala selectiva de árboles maduros, representando hasta un 38% de la pérdida de distribución para una región (Monterrubio-Rico et al., 2007). Las especies de psitácidos carismáticos y de mayor tamaño son las más vulnerables al saqueo de nidos, especies como *A. militaris*, que fue extirpada de la costa de Michoacán en los años ochenta (Monterrubio-Rico, de Labra-Hernández, Ortega-Rodríguez, Cancino-Murillo y Villaseñor-Gómez, 2011). La extirpación local de especies en áreas de México también ha afectado a comunidades de alta riqueza como la región de Los Tuxtlas en Veracruz (Schaldach y Escalante-Pliego, 1997), donde se han perdido tanto especies carismáticas (*A. oratrix* o *A. macao*) como ensambles completos de especies (De Labra-Hernández, Escalante, Monterrubio-Rico y Coates-Estrada, 2010; Schaldach y Escalante-Pliego, 1997).

Algunos estudios han combinado modelos de nicho ecológico y registros de campo recientes, comparando los resultados con estimaciones históricas (Marín-Togo et al., 2012). Sin embargo, ningún estudio había podido incluir en sus análisis una estimación contemporánea para cada especie de psitácido de México, ya que los estudios recientes se limitan a diagnósticos a nivel regional, como la península de Yucatán, la vertiente del Pacífico o sobre especies que utilizan hábitats específicos como las cotorras del género *Rhynchopsitta* (Marín-Togo et al.,

2012; Monterrubio-Rico, Charre-Medellín y Sáenz-Romero, 2015; Monterrubio-Rico et al., 2010; Plasencia-Vázquez, Escalona-Segura y Esparza-Olguín, 2014; Plasencia-Vázquez y Escalona-Segura, 2014). Ante la acumulación de evidencia sobre el aumento en el riesgo que enfrenta la familia Psittacidae en México es necesario proporcionar un panorama actual sobre la distribución de todas las especies, basándose en modelos generados a partir del mayor número posible de registros de campo de los últimos 15 a 20 años (Marín-Togo et al., 2012, Monterrubio-Rico et al., 2007; Papeş y Gaubert, 2007).

En este estudio los objetivos incluyeron generar estimaciones de distribución potencial tanto histórica u original (necesaria para estimar cambios) como contemporánea o actual para la familia Psittacidae mediante datos contemporáneos de campo (1995-2013) y la generación de modelos de nicho ecológico (MaxEnt). También, estimar cambios en la distribución para cada especie, identificando las más amenazadas por pérdida de distribución, así como la disponibilidad de registros contemporáneos, y estimar el porcentaje de distribución con respecto a tipos de vegetación y disponibilidad de superficie protegida actual por el sistema de áreas naturales protegidas (ANP).

## Materiales y métodos

### Integración y depuración de bases de datos

Se integró una base de datos de psitácidos de México denominada PsittaMex, donde se incorporó la información (especie, número de individuos, fecha, localidad, municipio, estado, elevación, coordenadas, hora de registro, tipo de registro, observador, proyecto) disponible sobre presencia actual e histórica de los psitácidos en México. Los registros provienen de proyectos de investigación en campo, registros de especialistas, informes técnicos, datos proporcionados por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad; SNIB-Conabio), y bases de datos en línea, además de revisión de literatura científica. Inicialmente se reunieron 52,541 registros; sin embargo, muchos carecían de fecha, localidad o coordenadas. Otros carecían de autor o fuente y muchos registros de especímenes de colecciones científicas eran duplicados. Después de un proceso de depuración, 42,058 registros presentaron suficiente información útil para los análisis a efectuar en este estudio y para futuros análisis, obteniéndose los últimos registros en abril de 2013. Todos los registros fueron desplegados en el espacio geográfico y se revisó que la ubicación de los puntos de cada especie fuese congruente con su distribución histórica reconocida a nivel regional o estatal (Forshaw, 1989; Howell y Webb, 1995; Juniper y Parr, 1998). Para identificar registros fuera de distribución o equivocados, se compararon las coordenadas extremas de registros históricos, se analizó la presencia de hábitats que usan las especies, ya que ocasionalmente los mantenidos como mascotas escapan y sobreviven en entornos rurales o suburbanos, especialmente cuando se reportaban especies del golfo de México en estados del Pacífico y viceversa. En las áreas donde hubiera una alta concentración de registros de una misma especie, se utilizó solamente un registro por cada km<sup>2</sup>, con el fin de evitar un

sobreajuste de los modelos en áreas intensivamente muestreadas; se eliminaron registros múltiples de la misma especie con las mismas coordenadas. Finalmente, la base de datos resultante dispuso de 3,538 registros con coordenadas únicas, de los cuales el 85.9% fueron obtenidos entre 1995 y 2013 (Monterrubio-Rico y Charre-Medellín, 2015; tabla 1). Para las localidades seleccionadas y validadas de cada especie se extrajo la información ambiental de 19 variables de WorldClim (Hijmans, Cameron, Parra, Jones y Jarvis, 2005), usando Intersect Point Tool de Analysis Tools, de la extensión Hawth's Tools en ArcGIS 9.3 (ESRI, 2008), con la finalidad de identificar el valor de cada variable correspondiente a cada coordenada de cada especie.

La segunda fuente de información, con un 23.4% de los registros, fue la base de datos Global Biodiversity Information Facility (GBIF, 2013), y la tercera fuente de registros (9.9%) fue el SNIB-Conabio. El menor porcentaje de datos, con el 1.9%, fueron registros de literatura científica e informes técnicos (Almazán-Núñez y Nova-Muñoz, 2006; Arizmendi, 2008; Chávez-Castañeda, Gurrola-Hidalgo y García-López, 1996; Gaucín-Ríos, 1999; Hernández-Castán, Villordo-Galván, Cano-García, Gaspariano-Martínez y Rodríguez-Cantalapiedra, 2012; Howell, 1999; Jiménez-Arcos, Santa Cruz-Padilla, Escalona-López, Arizmendi y Vázquez, 2012; Lammertink, Rojas-Tome, Casillas-Orona y Otto, 1996; Muñoz-Martínez, 2001; Rivera-Ortiz et al., 2013; Russell y Monson, 1998; Sierra-Franco, 2006; Villaseñor y Botello, 2012), y por último, registros de la base de datos proporcionada por Conabio-Averaves (2010).

### Selección de variables

Se analizaron 19 variables climáticas de temperatura y precipitación de WorldClim del periodo 1950-2000 (Hijmans et al., 2005), seleccionando aquel conjunto de variables para generar el modelo de distribución potencial de cada especie, reduciendo los errores de sobreajuste de los modelos por colinealidad (Dormann et al., 2013). Se identificaron para cada especie las variables más informativas mediante un análisis de coeficiente de determinación ( $r^2$ ), estimando el porcentaje de relación entre variables (Zar, 1996). Los análisis se efectuaron en módulos de JMP versión 8 (SAS Institute Inc., 2008). Con los valores de correlación entre variables se seleccionaron aquellas con menos de un 25% de correlación, exceptuando para las especies *P. strenuus* y *A. auroballiata*, en las que se usaron variables con correlación menor a un 30% (Anexo 1). Todas las capas de información contaron con resolución de 30 s, que a la latitud de México equivale a 1 km<sup>2</sup> aproximadamente.

### Modelos de distribución potencial histórica

El área a modelar la distribución potencial de cada especie (M) se delimitó seleccionando las cuencas hidrográficas asociadas a límites regionales-biogeográficos, observando la distribución potencial histórica conocida de cada especie disponible en la página de la Conabio (<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>). Estos criterios permiten considerar aspectos históricos que han afectado la distribución de las especies, eliminando así zonas donde se sabe que esta

Tabla 1  
Registros de psitácidos usados para la generación de los modelos de distribución potencial.

Especie	1995-2013	Antes de 1995	Sin fecha	Total	Porcentaje usado para modelar	Porcentaje usado para validar
<i>Eupsittula nana</i>	445	75	10	530	52.3	47.7
<i>Eupsittula canicularis</i>	460	3	0	463	56.6	43.4
<i>Ara militaris</i>	198	1	0	199	56.3	43.7
<i>Ara macao</i>	12	4	1	17	76.5	23.5
<i>Psittacara holochlorus</i>	128	51	8	187	52.4	47.6
<i>Psittacara strenuus</i>	31	1	0	32	59.4	40.6
<i>Rhynchopsitta pachyrhyncha</i>	70	11	29	110	60	40
<i>Rhynchopsitta terrisi</i>	25	4	39	68	54.4	45.6
<i>Bolborhynchus lineola</i>	12	12	2	26	53.8	46.2
<i>Forpus cyanopygius</i>	54	1	0	55	58.2	41.8
<i>Brotogeris jugularis</i>	80	0	0	80	52.5	47.5
<i>Pyrilia haematotis</i>	42	11	1	54	50	50
<i>Pionus senilis</i>	189	45	5	239	61.5	38.5
<i>Amazona albifrons</i>	365	21	1	387	52.5	47.5
<i>Amazona xantholora</i>	94	36	5	135	51.9	48.1
<i>Amazona viridigenalis</i>	61	28	26	115	60	40
<i>Amazona finschi</i>	285	1	0	286	65.7	34.3
<i>Amazona autumnalis</i>	187	16	4	207	59.9	40.1
<i>Amazona farinosa</i>	41	13	2	56	51.8	48.2
<i>Amazona oratrix</i>	212	14	1	227	49.3	50.7
<i>Amazona auropalliata</i>	50	15	0	65	52.3	47.7
Total	3,041	363	134	3,538	55.8	44.2

no ha estado y no está actualmente (Illoldi-Rangel y Escalante, 2008). Este criterio fue particularmente útil en especies con distribución discontinua (por ejemplo, *Ara militaris*, *Psittacara holochlorus*) o puntual y asociada a ambientes y hábitats determinados, como ocurre en *Bolborhynchus lineola* (Howell y Webb, 1995).

Utilizando las variables climáticas y los registros de cada especie se generaron los modelos de las 21 especies de psitácidos utilizando el algoritmo MaxEnt, el cual se fundamenta en el concepto de máxima entropía y hace predicciones a partir de información incompleta, y estima la distribución más uniforme en el área estudiada con la restricción de que el valor esperado para cada variable ambiental en una distribución debe concordar con su promedio empírico. Proporciona curvas de respuesta de la especie ante las distintas variables ambientales y estima la importancia de cada una en la distribución de la especie (Phillips, Anderson y Schapire, 2006; Phillips, Dudik y Schapire, 2004), además es considerado un algoritmo con buen desempeño (Elith et al., 2011; Hernández, Graham, Master y Albert, 2006; Phillips et al., 2004, 2006).

Los registros de cada especie se dividieron en bandas latitudinales de 15 km, y se seleccionaron los datos en bandas alternadas para modelar, y las de las bandas restantes para validar los modelos externamente (tabla 1). Este procedimiento retó a los algoritmos a predecir en regiones en que no dispone de registros, en vez de interpolar espacios vacíos en un área densamente muestreada, así es posible evaluar la capacidad de los modelos para predecir en amplias regiones no muestreadas (Peterson y Shaw, 2003; Peterson, Papeş y Eaton, 2007). El ancho considerado 15 km, que es una distancia de desplazamiento potencial diario de las especies de psitácidos durante la época reproductiva, como la Guacamaya Roja (*A. macao*) en Costa Rica y la Guacamaya Verde (*A. militaris*) en México (Bonilla, Reyes y

Santiago, 2007; Vaughan, Nemeth y Marineros, 2006), además de que la mayoría de los muestreos en campo efectuados en los últimos años corresponden a registros de la época reproductiva, ya que durante la época no reproductiva las especies suelen presentar conductas nomádicas (Snyder, McGowan, Gilardi y Grajal, 2000).

En MaxEnt se activaron los módulos y opciones «Create response curves», «Make pictures of predictions» y «Do jackknife to measure variable importance». En Settings (Advanced) se desactivó la opción «Do campling» (Papeş y Gaubert, 2007). Se seleccionó el tipo de salida logística de los modelos. Los modelos resultantes se reclasificaron en mapas binarios (presencia/ausencia) usando el umbral «Minimum training presence» debido a que presenta los valores más bajos de omisión y la menor superficie de presencia, lo cual elimina los errores de comisión (Papeş y Gaubert, 2007).

Los modelos de distribución histórica se evaluaron con el método de «ROC parcial», que pondera los errores de omisión, no considera las ausencias y evalúa solo sobre el rango de valores de predicción (Peterson, Papeş y Soberón, 2008). Se usó el programa Tool for Partial-ROC versión 1.0 (Narayani, 2008). Los 2 subconjuntos de datos separados para cada especie (archivos de presencia) fueron contrastados con el modelo reclasificado en probabilidades (MaxEnt) para obtener los valores sobre los que coinciden los puntos (valor de adecuación). También se extrajo el número de objetos asociados a los distintos valores de adecuación, dividido entre el total de objetos del modelo. Los archivos preparados en formato CSV se ingresaron al programa Tool for Partial-ROC versión 1.0. Se usó una proporción de puntos para «Bootstrap» del 50%, el número de muestras con reemplazo fue de 1,000 y el umbral de omisión usado fue del 95%. Se promedió el valor de radio de las 1,000 iteraciones de los datos usados para el entrenamiento y prueba de los modelos, y se calculó la

Tabla 2

Área estimada de distribución histórica y contemporánea para los psitácidos en México y la disponibilidad potencial de superficie protegida.

Especie	Distribución histórica	Distribución contemporánea	Pérdida (%)	Superficie protegida (%)
<i>Eupsittula nana</i>	380,873	195,681	48.6	12.9
<i>Eupsittula canicularis</i>	367,433	247,312	32.6	10.7
<i>Ara militaris</i>	464,161	263,919	43.2	10.7
<i>Ara macao</i>	105,797	14,234	86.5	31.5
<i>Psittacara holochlorus</i>	312,285	157,565	49.5	8.2
<i>Psittacara strenuus</i>	24,173	11,091	54.1	13.3
<i>Rhynchopsitta pachyrhyncha</i>	472,745	215,351	54.4	9.7
<i>Rhynchopsitta terrisi</i>	94,424	69,744	26.1	7.4
<i>Bolborhynchus lineola</i>	61,092	36,950	39.5	15.4
<i>Forpus cyanopygius</i>	208,109	107,184	48.4	10.7
<i>Brotogeris jugularis</i>	18,374	7,562	58.8	37.4
<i>Pyrilia haematotis</i>	185,935	93,699	49.6	18.9
<i>Pionus senilis</i>	365,235	175,798	51.8	16.2
<i>Amazona albifrons</i>	438,793	263,173	40.0	11.0
<i>Amazona xantholora</i>	149,298	121,023	18.9	13.6
<i>Amazona viridigenalis</i>	222,266	94,988	57.2	10.5
<i>Amazona finschi</i>	332,597	207,457	37.6	6.6
<i>Amazona autumnalis</i>	297,730	129,611	56.4	15.2
<i>Amazona farinosa</i>	254,640	135,346	46.8	16.7
<i>Amazona oratrix</i>	291,345	65,737	77.4	8.8
<i>Amazona auropalliata</i>	12,833	3,252	74.6	21.0

probabilidad de que el valor fuera menor o igual a 1 mediante una prueba de  $z$ . Siguiendo a Peterson et al. (2008), los modelos con buen desempeño son aquellos cuyos valores promedio de radio sean mayores de 1 y con probabilidad de 0.

#### Distribución potencial contemporánea

Usando como base los modelos de distribución potencial histórica de las especies, se delimitaron las áreas de distribución contemporánea considerando los tipos de vegetación de la carta de uso de suelo y vegetación Serie IV (Inegi, 2009), y con base en el análisis de los registros del muestreo de campo y que corresponden a hábitats donde se ha registrado anidando a cada especie. Aunque varias especies aprovechan recursos de cultivos y zonas agropecuarias, se consideró solo la vegetación arbolada natural, que es la que ofrece condiciones óptimas para la anidación de las especies. Por lo tanto, se eliminaron de las estimaciones todas las áreas con pérdida de bosques  $\geq 75\%$  (pastizales extensivos, áreas de suelo desnudo, arena, centros urbanos), que son los umbrales a partir de los cuales en estudios regionales, a nivel municipal, se ha observado que se relacionan con la pérdida local de especies (Botello, Sánchez-Cordero y Ortega-Huerta, 2015).

Adicionalmente, para los modelos de *A. militaris*, *A. macao*, *R. pachyrhyncha*, *F. cyanopygius*, *A. albifrons*, *A. oratrix*, *A. auropalliata* y *A. finschi* se emplearon criterios adicionales, eliminándose de sus áreas de distribución las superficies de municipios en los que mediante reconocimiento de campo de por lo menos 2 años se documentó extirpación de las especies, aun con presencia de hábitat primario disponible (50 a 75%), y como se ha señalado en estudios regionales (Marín-Togo et al., 2012; Monterrubio-Rico et al., 2010; Monterrubio-Rico, 2012a, 2012b). Posteriormente, se examinó la presencia de ANP (Conanp, 2014) sobre las áreas de distribución potencial

contemporánea de las especies, evaluando la disponibilidad de superficie protegida para cada especie.

## Resultados

#### Modelos de distribución histórica

Se obtuvieron modelos de distribución tanto histórica como contemporánea para todas las especies (tabla 2; figs. 1–6). Para los modelos se emplearon 3,538 registros, de los cuales el 85.9% correspondió a registros recientes (1995-2013) y solamente el 10.2% a registros históricos (antes de 1995) (tabla 1). Las especies en las que se dispuso de la mayor cantidad de registros fueron *E. nana*, *E. canicularis* y *A. albifrons*, mientras que para los modelos de *P. strenuus*, *B. lineola* y *A. macao* se dispuso de un menor número de registros (tabla 1).

El modelo de cada especie fue preciso de acuerdo con la validación y requirió de diferentes variables de acuerdo con el análisis de autocorrelación espacial, difiriendo también en qué variables resultaron más importantes en explicar la distribución (Anexo 1). Las especies que requirieron un mayor número de variables fueron *P. holochlorus*, *A. albifrons* y *E. nana*, con 16, 15 y 14 variables, respectivamente. Por el contrario, en *B. jugularis* y *R. terrisi* solamente se usaron 4 variables para generar sus modelos (Anexo 1). Entre las variables significativas, la oscilación diurna de la temperatura estuvo presente en los modelos del mayor número de especies ( $n = 18$ ), seguida de la precipitación del trimestre más cálido y la estacionalidad de la temperatura en los modelos de 16 especies. Sin embargo, la estacionalidad de la temperatura fue la más significativa en el mayor número de modelos, que corresponde a 6 especies de psitácidos (*A. albifrons*, *A. auropalliata*, *A. farinosa*, *P. strenuus*, *B. lineola*, *B. jugularis*) (Anexo 1). Las especies con las estimaciones de mayor extensión para su distribución

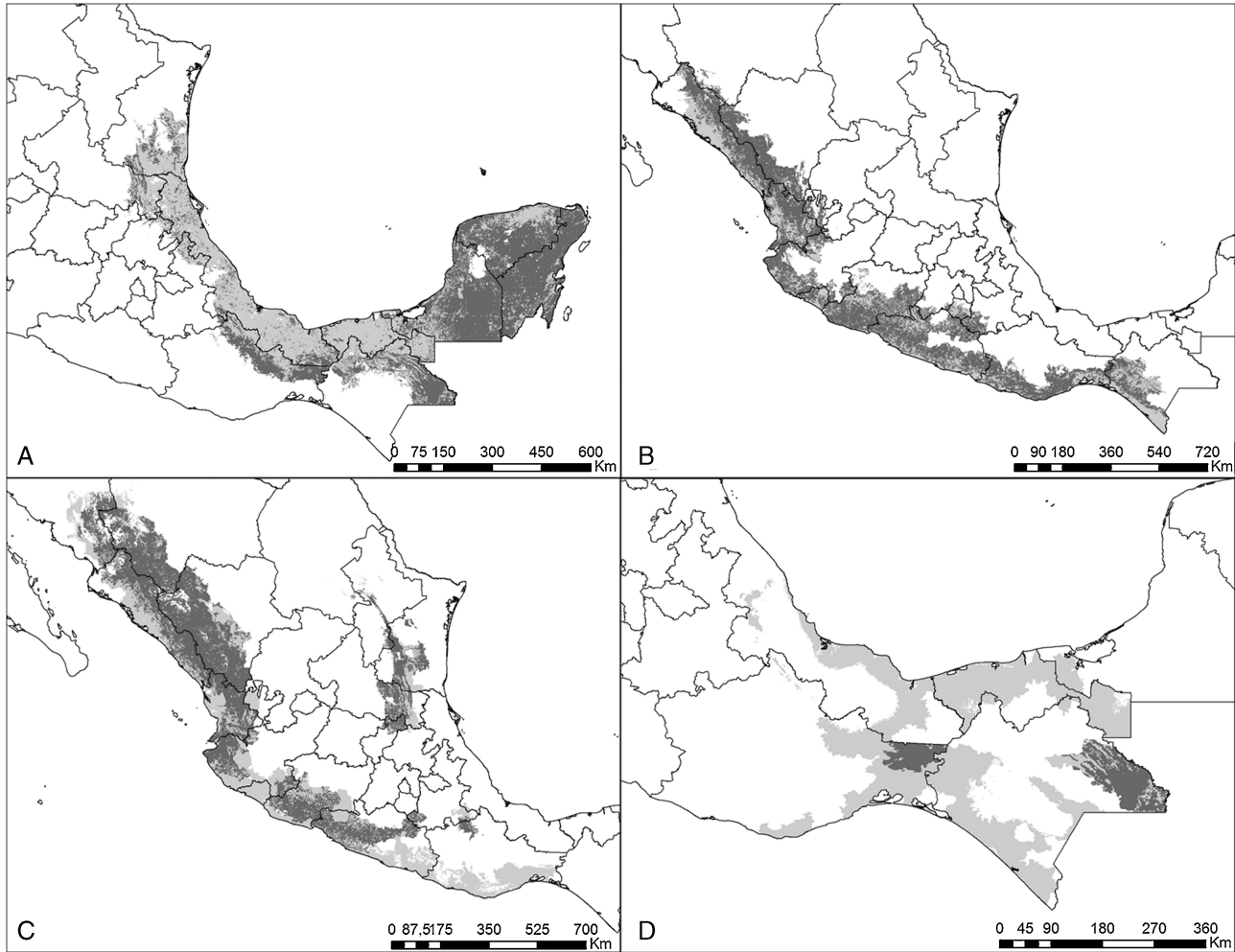


Figura 1. Estimaciones de distribución histórica y contemporánea para: A) *E. nana*; B) *E. canicularis*; C) *A. militaris*, y D) *A. macao*. Gris claro muestra la distribución histórica y gris obscuro su distribución contemporánea.

histórica fueron *R. pachyrhyncha*, *A. militaris* y *A. albifrons*, con predicciones superiores a los 400,000 km<sup>2</sup>, y la menor distribución histórica se estimó para *A. auropalliata* (tabla 2).

#### Distribución contemporánea

Actualmente, las especies de psitácidos con mayor distribución potencial son *A. albifrons*, *E. canicularis* y *R. pachyrhyncha* (incluyendo distribución invernal) (tabla 2), mientras que *A. auropalliata*, *B. jugularis*, *P. strenuus* y *A. macao* son las especies de psitácidos con la menor superficie de distribución contemporánea (tabla 2). Al comparar los resultados obtenidos de distribución histórica y contemporánea para cada especie, en todas las estimaciones se observan pérdidas de distribución potencial en promedio de un 51%, estimándose la mayor pérdida en *A. macao* seguida de *A. oratrix* y *A. auropalliata*. Las especies con menor pérdida de distribución son *A. xantholora*, *R. terrisi* y *E. canicularis*, con 18.9, 26.1 y 32.6%, respectivamente (tabla 2).

En cuanto a la disponibilidad de vegetación en las áreas y regiones de distribución contemporánea, los bosques de la península de Yucatán y la vertiente del golfo de México representan

más el 60% de las áreas con distribución potencial de 7 especies, incluyendo: *A. xantholora*, *A. macao*, *E. nana*, *P. haematotis*, *A. farinosa*, *A. albifrons*, *A. autumnalis* y, en menor medida, *P. senilis*. Por el contrario, los bosques templados predominan en la distribución potencial de *R. pachyrhyncha*, seguida de *B. lineola*.

La vegetación riparia y de manglar presentan la mayor proporción de superficie en la distribución de las 3 especies con presencia limitada a la costa de Chiapas: *A. auropalliata*, *B. jugularis* y *P. strenuus*. Los matorrales presentan una cobertura importante en el noreste de México, en áreas de distribución potencial de *R. terrisi* y *A. viridigenalis*. Tanto los bosques tropicales como los templados presentan porcentajes de importancia similares en 3 especies de distribución para la vertiente del Pacífico: *A. finschi*, *E. canicularis* y *F. cyanopygius* (tabla 3).

El porcentaje promedio estimado en el interior de ANP de México para la familia Psittacidae es del 14.5% (tabla 2), y la mayor cobertura se estimó para *B. jugularis* y *A. macao*, y por el contrario, especies con menores porcentajes ( $\leq 10\%$ ) incluyeron *A. finschi*, y otras especies listadas en riesgo como *R. terrisi*, *A. oratrix* y *R. pachyrhyncha* (tabla 2).

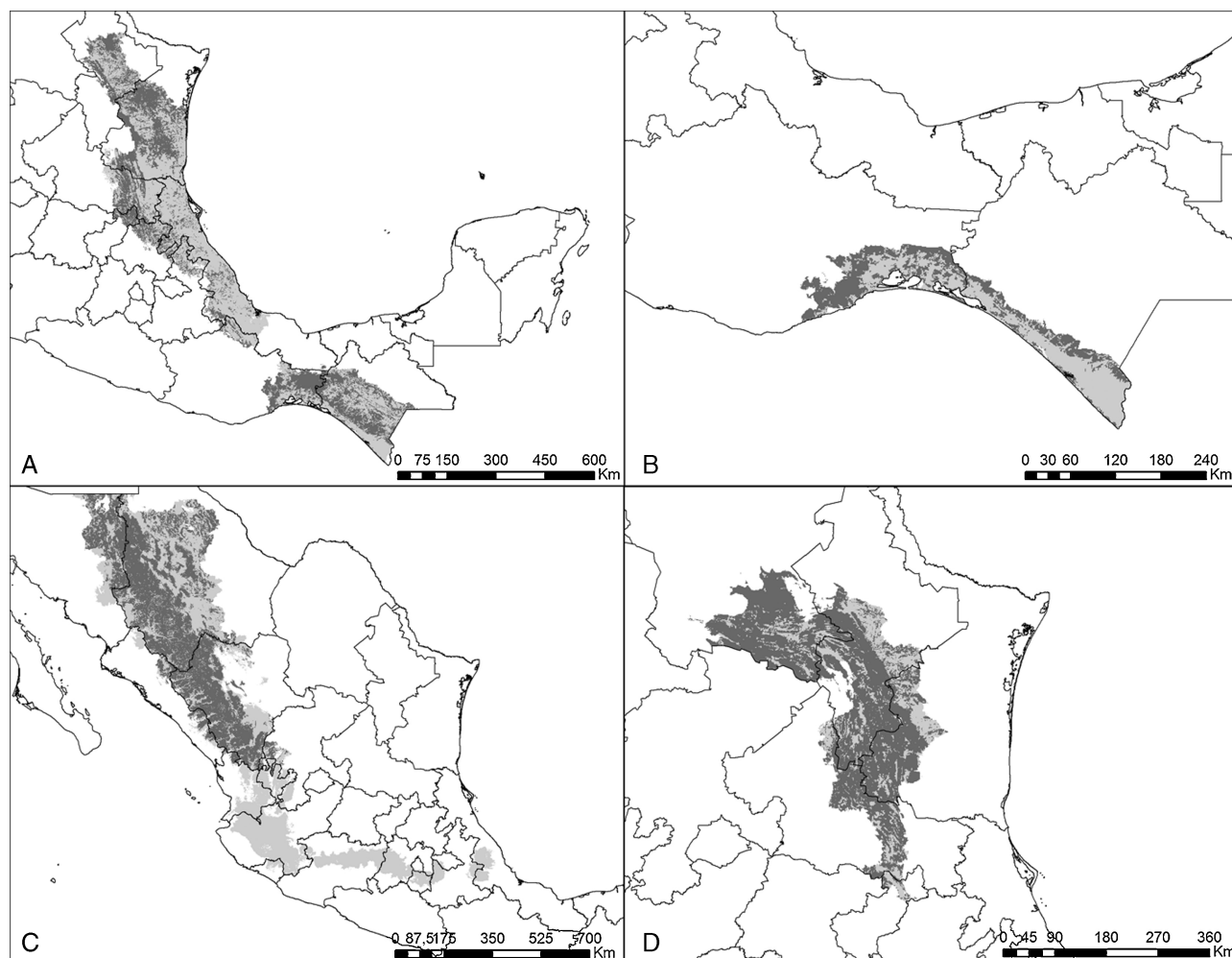


Figura 2. Estimaciones de distribución histórica y contemporánea para: A) *P. holochlorus*; B) *P. strenuus*; C) *R. pachyrhyncha*, y D) *R. terrisi*. Gris claro muestra la distribución histórica y gris oscuro su distribución contemporánea.

## Discusión

En este estudio se presentan los modelos más actuales y sustentados en el mayor número de registros de campo sobre la distribución potencial tanto histórica como contemporánea para la familia Psittacidae en México. En ellos se seleccionó la información disponible tanto de registros históricos como recientes (1995-2013), registros que se basan en muestreos que incluyeron todas las regiones del país con presencia de poblaciones de psitácidos (tierras bajas de vertiente del Pacífico, Sierra Madre Occidental, Sierra Madre del Sur, tierras bajas de vertiente del golfo, Sierra Madre Oriental, región Huasteca, sur de Veracruz, Chiapas y península de Yucatán). Entre las fortalezas de las hipótesis de distribución que se presentan (modelos), se destaca que son el resultado de procesos de selección de datos, selección y análisis de variables ambientales y procesos de validación externa al algoritmo MaxEnt. Los resultados complementan en algunos casos, y confirman y validan en otros, las estimaciones obtenidas en estudios regionales (península de Yucatán, o vertiente del Pacífico) para especies como *A. oratrix*, *A. albifrons* o *E. nana*, en cuyas proyecciones anteriores no se incluía su distribución completa para México (Marín-Togo et al.,

2012; Monterrubio-Rico et al., 2010; Monterrubio-Rico et al., 2015; Plasencia-Vázquez y Escalona-Segura, 2014; Plasencia-Vázquez et al., 2014).

Aunque existen 2 estudios anteriores que han presentado estimaciones sobre la distribución histórica y del hábitat potencial de los psitácidos en México, esos estudios se han basado en otro algoritmo (GARP) (Navarro-Sigüenza y Peterson, 2007; Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009). Además, sus estimaciones y modelos se generaron a partir de registros históricos de colecciones científicas, por lo que los resultados de un análisis comparativo entre las estimaciones de este estudio y las estimaciones anteriores tendrían un alcance limitado debido a las múltiples fuentes de variación que producen las diferentes condiciones en que fue desarrollado cada estudio (disponibilidad y dispersión geográfica de datos, cartas de vegetación, etc.). Además, existen diferencias atribuibles al funcionamiento de cada algoritmo (Ortega-Huerta y Peterson, 2008; Peterson et al., 2007), especialmente si se usan diferentes procedimientos de selección de variables ambientales, criterios y restricciones en la selección de datos y procedimientos de validación.

Como parte de proyectos de investigación anteriores, se analizó también la misma base de datos mediante GARP

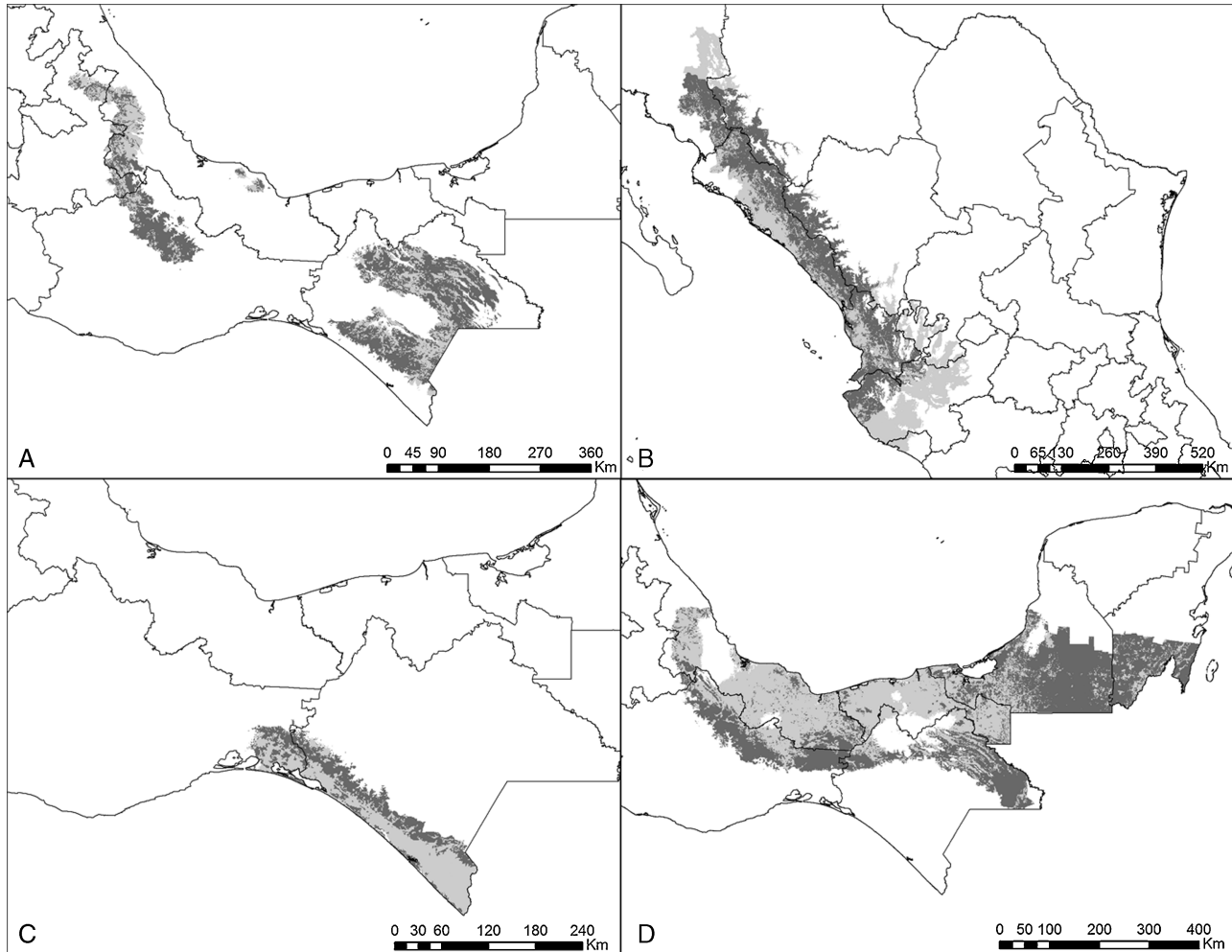


Figura 3. Estimaciones de distribución histórica y contemporánea para: A) *B. lineola*; B) *F. cyanopygius*; C) *B. jugularis*, y D) *P. haematotis*. Gris claro muestra la distribución histórica y gris oscuro su distribución contemporánea.

(Monterrubio-Rico y Charre-Medellín, 2015), sin embargo, solo se presentan los resultados obtenidos con MaxEnt por los atributos que le da al algoritmo interpretar con mayor claridad los resultados. Al haberse muestreado intensivamente durante los últimos 10 años las áreas con presencia de cada especie de psitácido en México, se tiene la hipótesis de que la carencia de datos para algunas especies como *B. lineola* o *A. farinosa*, posiblemente refleja la situación de declive de sus poblaciones. Una elevada concentración de registros para pocas áreas en pocos hábitats remanentes puede sesgar el modelo de cualquier algoritmo. Finalmente, una validación ideal sería la comprobación en campo de cada área predicha (cuadrantes, municipios, etc.) para todas las especies, especialmente en aquellas con distribución restringida como *B. lineola* o *A. macao*.

Afortunadamente, desde la perspectiva de conservación, para 13 especies las estimaciones de distribución potencial actual son superiores a las estimaciones de estudios anteriores, debido principalmente a estimaciones confirmadas de mayor extensión. Por ejemplo, en *A. oratrix*, para el año 2000 se estimó una distribución de hábitat potencial en 61,980 km<sup>2</sup> (Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009) y para el Pacífico se proyectó para 2010 una distribución en 18,957 km<sup>2</sup> (Monterrubio-Rico et al.,

2010). En este estudio los modelos indican su distribución en 65,737 km<sup>2</sup>, validándose en campo durante los últimos años su distribución en el golfo de México, complementando así las estimaciones existentes (fig. 5d).

Sin embargo, para *A. macao* y *A. auropalliata*, nuestra estimación resultó inferior a la registrada en otros estudios basados en GARP tanto a escala nacional como regional (Marín-Togo et al., 2012; Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009). También en *P. strenuus* se obtuvo una estimación inferior a la generada en estudios regionales (Marín-Togo et al., 2012). Las diferencias también pueden deberse a la utilización de modelos de vegetación distintos. En este estudio se empleó la carta de uso de suelo y vegetación Serie IV, que proporciona las estadísticas oficiales actualizadas sobre la vegetación de México (Inegi, 2009), por lo que es posible que en 10 años las áreas de distribución de las especies hayan experimentado deforestación.

En general, los bosques tropicales presentan las mayores extensiones de aptitud climática para la presencia potencial del mayor número de especies de psitácidos (tabla 3). Sin embargo, a diferencia de trabajos anteriores (Marín-Togo et al., 2012; Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009), en este estudio los bosques templados presentaron una elevada proporción de cobertura



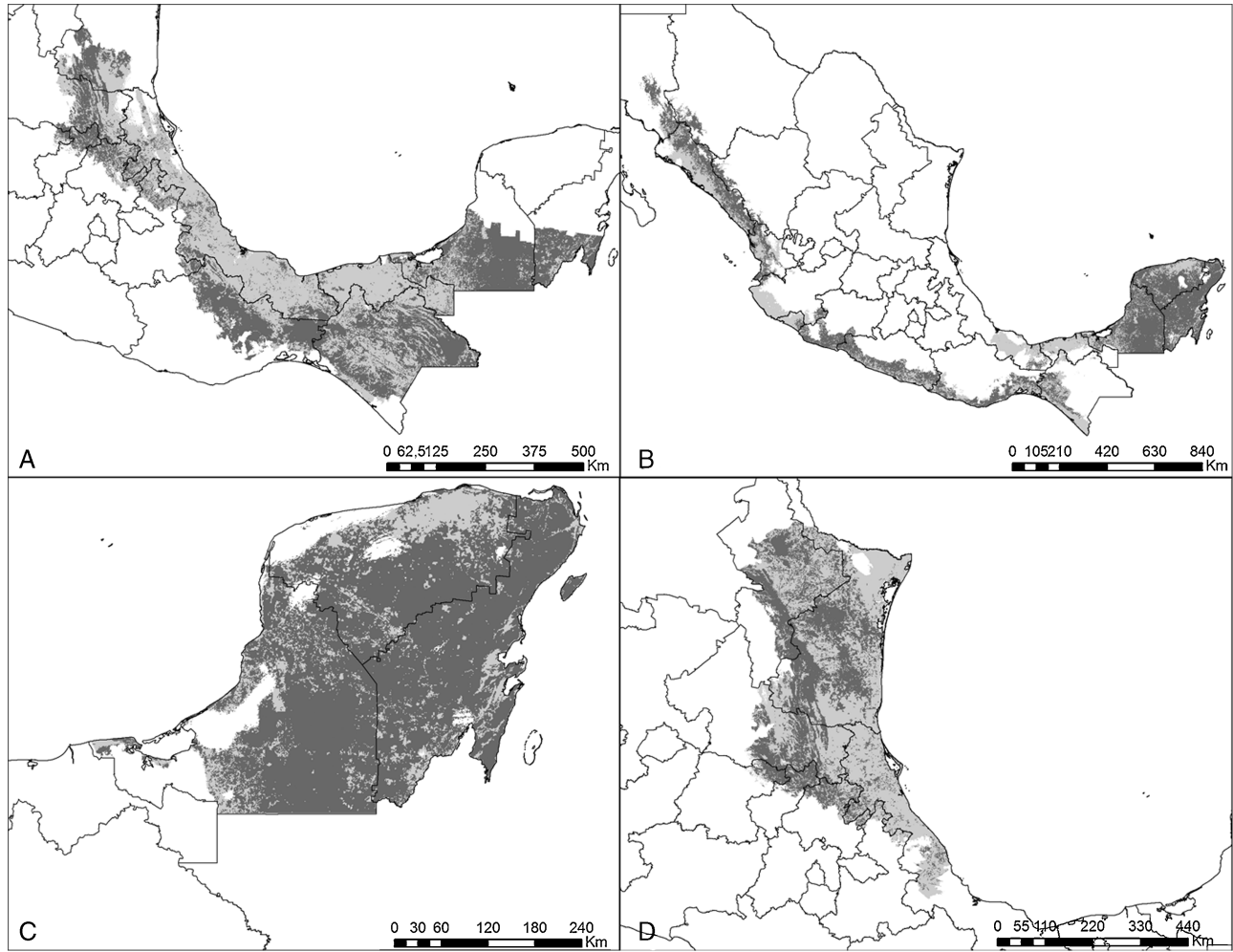


Figura 4. Estimaciones de distribución histórica y contemporánea para: A) *P. senilis*; B) *A. albifrons*; C) *A. xantholora*, y D) *A. viridigenalis*. Gris claro muestra la distribución histórica y gris oscuro su distribución contemporánea.

en las distribuciones potenciales de varias especies y puede explicarse por una combinación de factores. Al generarse los modelos para áreas de mayor dimensión que los estudios regionales, se utilizaron registros recientes de zonas montañosas que incluyen áreas de transición y ecotonos con bosques templados. Para *A. militaris* el bosque templado resultó la vegetación con mayor extensión de superficie en condiciones de aptitud de su modelo con un 56%, siendo el mayor porcentaje entre especies de psitácidos, exceptuando al género *Rhynchopsitta* y *B. lineola* (tabla 3). La mayor presencia de bosques templados en los modelos tiene diferentes posibles explicaciones, desde la ubicación de los registros actuales hasta diferencias en la delimitación del área a modelarse o los modelos de vegetación y uso de suelo empleados. Sin embargo, creemos que en el modelo para *A. militaris* la explicación más probable tiene que ver con la distribución actual de sus poblaciones remanentes. Actualmente, la mayoría de sus registros provienen de zonas montañosas como la Sierra Madre Occidental en Sinaloa y Durango, la Huasteca o la Sierra Gorda en Querétaro. La disponibilidad de registros actuales contrasta con la distribución de los registros históricos provenientes de colecciones científicas, los cuales correspondían a tierras bajas tropicales como la costa de Guerrero o Chiapas

(Monterrubio-Rico, 2012b). Además, en estudios recientes se ha documentado el uso de bosques templados de coníferas para anidar y alimentarse (Sierra-Franco, 2006).

Los bosques templados, los bosques mixtos y las áreas transicionales o ecotonos parecen ser utilizados por un mayor número de especies, contrastando con los registros disponibles de colecciones científicas. Especies para las que anteriormente se consideraba su presencia principalmente para bosques tropicales (Forshaw, 1989; Howell y Webb, 1995), como *E. canicularis*, *A. finschi*, *F. cyanopygius*, *P. holochlorus* o *A. oratrix*, presentaron ahora porcentajes de bosque templado superiores, entre el 15 y el 45% (tabla 3). El uso de este tipo de bosques por un mayor número de especies puede tener varias causas, había pasado desapercibido quizás por posibles sesgos de muestreo debido a que las áreas montañosas eran inaccesibles en el pasado, limitándose el muestreo a tierras bajas tropicales. Por esta razón, los modelos generados en estudios anteriores (Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009) presentaban para la mayoría de las especies una distribución potencial asociada a los bosques tropicales y una escasa presencia en bosques templados o ecotonos. Los modelos basados en registros históricos quizás reflejaron la carencia de registros de zonas montañosas

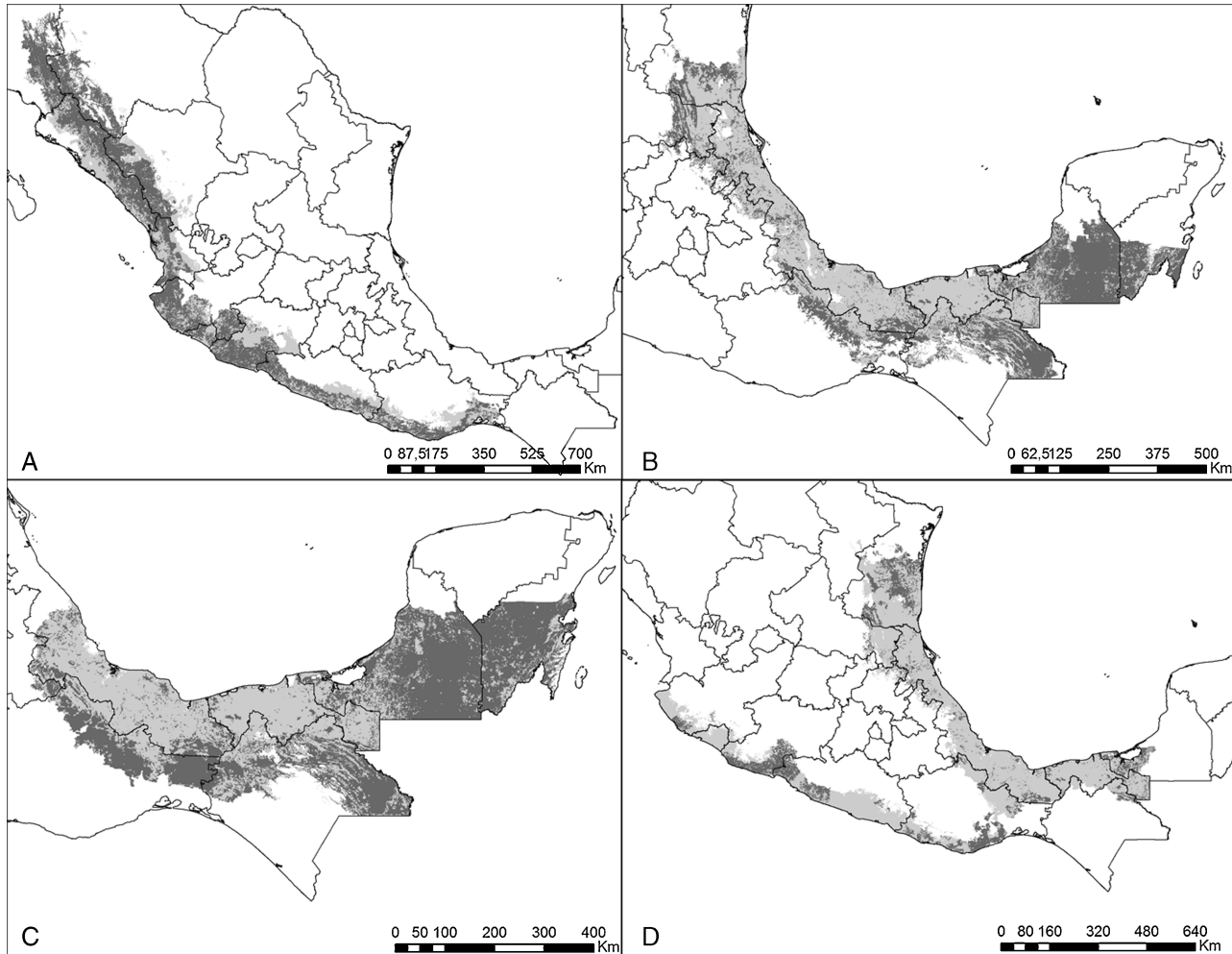


Figura 5. Estimaciones de distribución histórica y contemporánea para: A) *A. finschi*; B) *A. autumnalis*; C) *A. farinosa*, y D) *A. oratrix*. Gris claro muestra la distribución histórica y gris oscuro su distribución contemporánea.

remotas e inaccesibles. Actualmente, en múltiples estudios locales se han observado psitácidos en bosques templados y áreas de transición en sierras o montañas y en algunos casos, como en *A. finschi*, la mayoría de los registros corresponden a sierras (Marín-Togo et al., 2012). El loro cabeza amarilla es otro ejemplo notable de uso de áreas montañosas de la Sierra Madre del Sur o de la Huasteca, siendo consistente la presencia de *A. oratrix* en bosques templados de áreas de transición templado tropical (Álvarez-Jara, 2010; Monterrubio-Rico, 2012a).

Una segunda razón es la delimitación de las áreas para generar los modelos en función de la disponibilidad de registros de distribución potencial, ya que en este estudio se delimitó toda la Sierra Madre Occidental a diferencia de estudios a nivel regional. Otra explicación no excluyente es el empleo de diferentes modelos de uso de suelo y vegetación entre estudios, ya que otros autores emplearon el inventario forestal nacional 2000 (Semarnap-UNAM, 2000), mientras que en este estudio se utilizó la carta de uso de suelo y vegetación Serie IV (Inegi, 2009).

El uso de bosques templados en áreas de transición y ecotonos con bosques tropicales debe estudiarse detalladamente; se desconoce si su uso es el resultado de deforestación en tierras bajas

o debido a cambios en el clima local. El incremento de temperatura en zonas montañosas se ha registrado en muchas partes del mundo, afectando a las aves de regiones tropicales (Şekercioğlu, Primack y Wormworth 2012; Şekercioğlu, Schneider, Fay y Loarie, 2008). Las áreas de transición o ecotonos entre bosques templados y tropicales pueden constituir áreas importantes para la alimentación y anidación de especies de psitácidos, especialmente si el hábitat apto se reduce en tierras bajas por la extensa deforestación. Por otra parte, se estima que la vegetación en el mundo y en México experimenta migración altitudinal influida por el cambio climático (Lenoir, Gégout, Marquet, de Ruffray y Brisse, 2008; Sáenz-Romero et al., 2010).

Aunque la mayoría de las especies de psitácidos presentes en México son consideradas moderadamente vulnerables al cambio climático por sus rasgos de historia de vida (Foden et al., 2013), la disponibilidad de hábitat y superficie protegida debe evaluarse en el contexto de cambios en la vegetación asociados al cambio climático para el futuro en las especies en mayor riesgo y con menor disponibilidad de hábitat, como se ha estimado para *R. pachyrhyncha* y *R. terrisi* (Monterrubio-Rico et al., 2015).

Al analizar la disponibilidad de superficie protegida, para la mayoría de las especies se proyecta un mayor porcentaje de

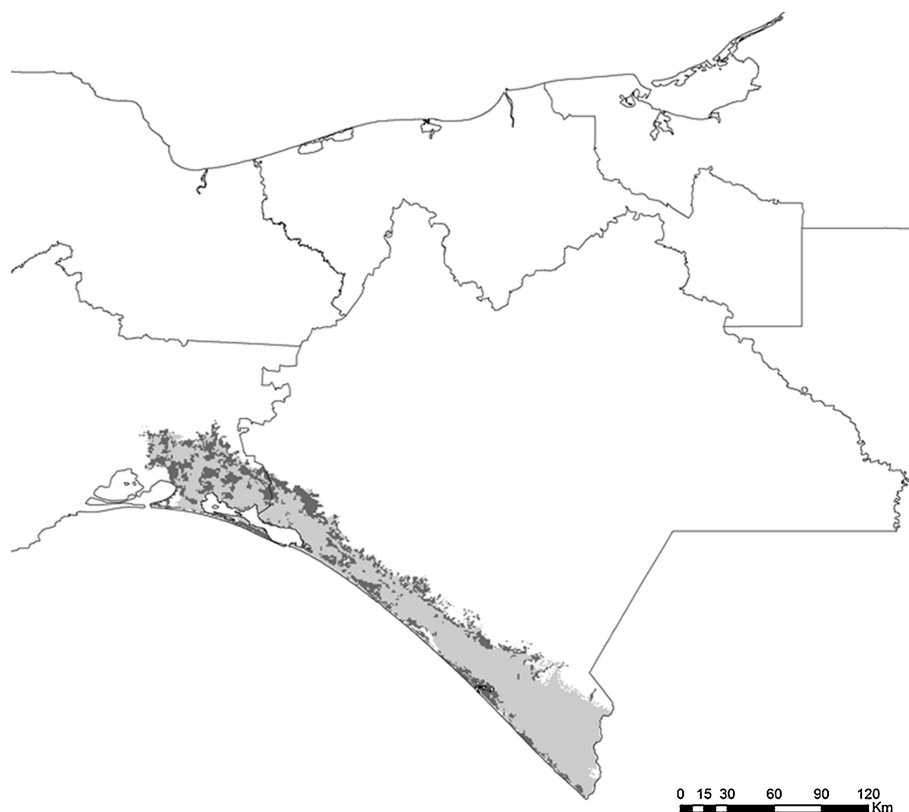


Figura 6. Estimaciones de distribución histórica y contemporánea para *A. auropalliata*. Gris claro muestra la distribución histórica y gris oscuro la distribución contemporánea.

Tabla 3

Vegetación presente (%) en áreas de distribución de aptitud ambiental para la presencia potencial actual de las especies de psitácidos.

Especies	Bosques tropicales	Bosques templados	Riparia y manglar	Agropecuaria	Matorrales	Otros
<i>Eupsittula nana</i>	79	5	4	9	1	1
<i>Eupsittula canicularis</i>	45	45	1	8	0	1
<i>Ara militaris</i>	33	56	0	6	4	0
<i>Ara macao</i>	85	8	0	6	0	0
<i>Psittacara holochlorus</i>	33	40	1	10	15	0
<i>Psittacara strenuus</i>	62	18	6	9	0	4
<i>Rhynchopsitta pachyrhyncha</i>	2	77	0	4	15	3
<i>Rhynchopsitta terrisi</i>	0	28	0	6	66	0
<i>Bolborhynchus lineola</i>	27	62	0	10	0	0
<i>Forpus cyanopygius</i>	51	39	2	7	0	1
<i>Brotogeris jugularis</i>	39	38	8	10	0	5
<i>Pyrilia haematotis</i>	76	10	3	8	0	3
<i>Pionus senilis</i>	56	28	2	10	3	1
<i>Amazona albifrons</i>	73	14	4	8	0	1
<i>Amazona xantholora</i>	90	0	4	6	0	0
<i>Amazona viridigenalis</i>	20	27	0	13	40	0
<i>Amazona finschi</i>	46	44	1	7	1	0
<i>Amazona autumnalis</i>	71	13	3	11	1	1
<i>Amazona farinosa</i>	74	13	3	8	0	1
<i>Amazona oratrix</i>	55	16	3	13	9	3
<i>Amazona auropalliata</i>	51	2	19	16	0	11

su distribución al interior de las ANP que lo estimado anteriormente. Para el año 2000, Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza (2009) estimaron una disponibilidad promedio de 10.7% de la distribución al interior de ANP, presentando la menor disponibilidad *E. canicularis*, *E. strenuus* y *A. finschi*, y la mayor

disponibilidad, *A. macao* y *P. haematotis*. En nuestras estimaciones se observaron algunos patrones regionales que reflejan la asimetría entre regiones en disponibilidad de superficie protegida a nivel nacional. Especies con distribución en tierras bajas de bosques tropicales húmedos de la vertiente del golfo

presentan mayor disponibilidad de superficie protegida (*A. macao*, *P. haematotis* y *A. farinosa*) que especies con distribución para el Pacífico (*A. finschi*, *E. canicularis* y *F. cyanopygius*). En nuestras estimaciones, el porcentaje promedio estimado es de 14.5% (tabla 2), aunque el menor porcentaje se estimó para especies endémicas y en peligro de extinción, como *A. viridigenalis* y *A. finschi*. En estudios regionales ya se señalaba una baja disponibilidad de superficie protegida para especies de psitácidos en el Pacífico, sobre todo en especies endémicas (Marín-Togo et al., 2012).

Especies con distribución en ambas vertientes (*A. militaris*, *A. oratrix*, *A. albifrons*) presentaron porcentajes superiores en cobertura de ANP cuando se comparan con estudios anteriores (Ríos-Muñoz y Navarro-Sigüenza, 2009). El mayor porcentaje actual de área protegida refleja 2 aspectos, el incremento de ANP en el país durante los últimos 15 años (incluyendo una nueva categoría: cuencas hidrológicas prioritarias) y una mayor extensión de las estimaciones de distribución para las especies en los modelos actuales, los cuales dispusieron de mayor cantidad de datos y mayor cobertura geográfica (Stockwell y Peterson, 2002). Ante el declive experimentado por los psitácidos de México después de décadas de deforestación y saqueo de nidos, se recomienda actualizar la distribución de las especies por lo menos cada 10 años, periodo en que se pueden obtener suficientes registros de campo a nivel nacional. En el contexto internacional, delimitar con precisión la distribución de los psitácidos presentes en México tiene implicaciones de conservación importantes, ya que 6 especies son endémicas (*A. finschi*, *A. viridigenalis*, *A. xantholora*, *F. cyanopygius*, *R. pachyrhyncha* y *R. terrisi*) y 4 (*A. oratrix*, *A. militaris*, *P. holochlora* y *E. canicularis*) tendrían su mayor distribución potencial ( $\geq 50\%$ ) y quizás poblacional en México, con base en lo estimado en este estudio y lo reportado por la IUCN a nivel global (BirdLife International, 2012, 2013a, 2013b, 2014). En Latinoamérica existen pocos estudios actuales enfocados en conocer la situación actual de la distribución de las especies de la familia Psittacidae. En general, solo existen estudios enfocados a

establecer especies prioritarias para conservación, como para los psitácidos en Venezuela y Colombia (Desenne y Strahl, 1991; Velásquez-Tibatá y López-Arévalo, 2004).

### Agradecimientos

Agradecemos el apoyo en campo en proyectos anteriores a los colegas investigadores C. Macías, M. Á. Martínez Morales, P. Escalante-Pliego, M. Grosselet y K. Renton. Esta investigación fue financiada por la Conabio, a través del Proyecto JM018 Distribución potencial de las especies de la familia Psittacidae en México. M. Álvarez-Jara y J. F. Charre-Medellín agradecen al Conacyt la beca de doctorado en el Programa de Doctorado en Ciencias Biológicas (UMSNH). La Facultad de Biología de la UMSNH proporcionó las instalaciones para la preparación de este manuscrito.

### Anexo 1. Contribución de las variables (%) asociadas a la distribución de los psitácidos de México. Los asteriscos señalan la variable que explicó en un mayor porcentaje la distribución de cada especie.

BIO1 = temperatura media anual, BIO2 = promedio del rango diurno (promedio mensual (t máx - t mín)), BIO3 = isothermality, BIO4 = estacionalidad de la temperatura, BIO5 = temperatura máxima de mes más caluroso, BIO6 = temperatura mínima de mes más frío, BIO7 = rango anual de temperatura, BIO8 = temperatura media de trimestre más húmedo, BIO9 = temperatura media de trimestre más seco, BIO10 = temperatura media de trimestre más caluroso, BIO11 = temperatura media de trimestre más frío, BIO12 = precipitación anual, BIO13 = precipitación de mes más húmedo, BIO14 = precipitación de mes más seco, BIO15 = estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación), BIO16 = precipitación de trimestre más húmedo, BIO17 = precipitación de trimestre más seco, BIO18 = precipitación de trimestre más caluroso y BIO19 = precipitación de trimestre más frío.

Especies	Bio1	Bio2	Bio3	Bio4	Bio5	Bio6	Bio7	Bio8	Bio9	Bio10	Bio11	Bio12	Bio13	Bio14	Bio15	Bio16	Bio17	Bio18	Bio19
<i>Amazona albifrons</i>	-	2.6	3.6	35.3*	2.4	-	1.4	10.8	22.4	1.2	-	2.9	0.3	3.4	-	0.8	7.7	1.0	2.8
<i>Amazona europallata</i>	-	-	-	28.3*	19.8	21.1	10.3	-	2.6	-	13.7	-	-	-	-	-	-	4.2	-
<i>Amazona autumnalis</i>	-	10.4	5.9	18.9	-	-	14.4	9.8	-	-	-	-	-	-	29.2*	-	-	11	-
<i>Amazona farinosa</i>	-	14.9	17.5	38.7*	-	-	0.1	-	-	-	-	-	-	-	28.8	-	-	-	-
<i>Amazona fnschi</i>	-	31.4*	-	-	0.1	-	-	17.4	-	5.3	-	6	0.9	1.2	20	3.3	5.7	8.7	-
<i>Amazona oratrix</i>	-	1	-	15	4.3	-	20.3	46.4*	-	0.5	-	-	2.1	-	2.5	4.1	-	3.8	-
<i>Amazona viridigenalis</i>	-	11.8	23.7*	10.6	0.1	-	0.4	7.5	3.3	1.1	-	-	-	5.1	27	-	6	-	3.4
<i>Amazona xantholora</i>	2.7	9	3.1	-	-	-	-	36.8*	13.2	4.3	-	8.7	11.6	5.2	0.2	0.8	-	4.6	-
<i>Ara macao</i>	-	0.2	0.7	16.8	-	-	75.3*	-	-	-	-	5.2	1.7	-	-	0.1	-	-	-
<i>Ara militaris</i>	-	1	13.7	14.4	-	-	5.8	-	-	-	-	5.5	3.3	1.5	27.5*	1.6	-	17.2	8.5
<i>Eupsittula canicularis</i>	-	8.7	8.4	4	35*	-	20.6	-	-	-	-	3.1	0.1	1.7	2	0.8	5.9	3.5	6.2
<i>Psittacara holochlorus</i>	-	37.9*	1.7	2.6	0.6	-	13.7	0.2	2.7	7.4	-	3.3	6	3.4	2.2	1.5	1.2	8.4	7.4
<i>Eupsittula nana</i>	7	10.3	1.2	0.5	2.1	27.8*	2.2	5	9.6	0.1	-	-	7.3	-	16.5	3.9	-	6.5	-
<i>Psittacara strenuus</i>	-	42	0.8	47.8*	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.4	-
<i>Bolborhynchus lineola</i>	-	-	-	77.1*	-	-	-	-	-	-	-	-	2.7	-	11.3	-	-	4.9	4.1
<i>Brotogeris jugularis</i>	-	0.1	5.8	77.3*	-	-	16.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Forpus cyanopygius</i>	58.3*	-	-	-	-	-	-	0.1	12.4	5.4	-	-	-	23.2	-	-	0.7	-	-
<i>Pyrilia haematotis</i>	-	8.4	6.8	0.9	10.3	-	-	-	-	-	-	-	0.1	18.9	51.5*	0.7	-	2.4	-
<i>Pionus senilis</i>	-	4.5	3.5	7.2	-	-	27	-	-	-	-	-	-	-	20.4	-	-	37.5*	-
<i>Rhynchopsitta pachyrhyncha</i>	-	16.8	15.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	49.1*	4.3	-	-	2.6	12
<i>Rhynchopsitta terrisi</i>	-	27.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19.3	-	-	-	0.9	-	51.9*	-

## Referencias

- Almazán-Núñez, R. y Nova-Muñoz, O. (2006). La guacamaya verde (*Ara militaris*) en la Sierra Madre del Sur, Guerrero, México. *Huitzil*, 7, 20–22.
- Álvarez-Jara, M. (2010). *Ecología y distribución potencial de la familia Psittacidae en una zona de transición templado-tropical en el Bajo Balsas*. Tesis. Morelia, México: Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- American Ornithologists' Union (AOU). (1998). *Check-list of North American birds* (7th ed.). Lawrence, KS: AOU Allen Press.
- Arizmendi, M. C. (2008). *Conservación de la guacamaya verde (Ara militaris) en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, México: un estudio de abundancia y reproducción en la zona de la Cañada*. Informe final SNIB-Conabio proyecto N.º DT006. México D. F.: Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México.
- BirdLife International. (2012). *Eupsittula canicularis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e.T22685739A39018618 [consultado 1 Mar 2016]. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012-1.RLTS.T22685739A39018618.en>
- BirdLife International. (2013a). *Amazona oratrix*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T22686337A48050284 [consultado 1 Mar 2016]. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T22686337A48050284.en>
- BirdLife International. (2013b). *Ara militaris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T22685548A48043680 [consultado 1 Mar 2016]. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T22685548A48043680.en>
- BirdLife International. (2014). *Psittacara holochlorus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T62296899A62540279 [consultado 1 Mar 2016]. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-2.RLTS.T62296899A62540279.en>
- Bonilla, C., Reyes, M. y Santiago, C. (2007). Ámbito hogareño de la guacamaya verde (*Ara militaris*) en la cañada Oaxaqueña. *Mesoamericana*, 11, 54–61.
- Botello, F., Sánchez-Cordero, V. y Ortega-Huerta, M. A. (2015). Disponibilidad de hábitats adecuados para especies de mamíferos a escalas regional (estado de Guerrero) y nacional (México). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86, 226–237.
- Cantú, J. C., Sánchez, M. A., Grosselet, M. y Silva, J. (2007). *Tráfico ilegal de pericos en México: una evaluación detallada*. México, D. F.: Defenders of Wildlife y Teyeliz.
- Chávez-Castañeda, N., Gurrola-Hidalgo, M. A. y García-López, J. A. (1996). *Catálogo de aves no passeriformes de la colección ornitológica del Instituto de Biología*. México, D. F.: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Chesser, R. T., Banks, R. C., Cicero, C., Dunn, J. L., Kratter, A. W., Lovette, I. J., et al. (2014). Fifty-fifth supplement to the American ornithologists' union check-list of North American birds [consultado 21 Jul 2015]. Disponible en: <http://aoucospubs.org/doi/full/10.1642/AUK-14-124.1>
- CITES (Convención sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres). (2015). Apéndices I, II y III, en vigor a partir del 5 de febrero de 2015 [consultado 26 May 2015]. Disponible en: <http://www.cites.org/sites/default/files/esp/app/2015/S-Appendices-2015-02-15.pdf>
- Collar, N. J. y Juniper, A. T. (1992). Dimensions and causes of parrots conservation crisis. En S. R. Beissinger y N. F. R. Snyder (Eds.), *New world parrots in crisis* (pp. 1–24). Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press.
- Conabio-Averaves. (2010). *Avian knowledge network*. Bases de datos SNIB-Conabio. México, D. F. [consultado 26 Jul 2015]. Disponible en: <http://www.averaves.org/>
- Conanp (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). (2014). *Cobertura de las Áreas Naturales Protegidas Federales de México*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Morelia, Michoacán de Ocampo, México [consultado 6 Nov 2015]. Disponible en: <http://conanp.gob.mx/sig/>
- De Labra-Hernández, M., Escalante, P., Monterrubio-Rico, T. C. y Coates-Estrada, R. (2010). Hábitat, abundancia y perspectivas de conservación de psittácidos en la Reserva de los Tuxtlas, Veracruz, México. *Ornitología Neotropical*, 21, 599–610.
- Desenne, P. y Strahl, S. D. (1991). Trade and the conservation status of the family Psittacidae in Venezuela. *Bird Conservation International*, 1, 153–169.
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., et al. (2013). Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36, 27–46.
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E. y Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17, 43–57.
- Enkerlin-Hoeflich, E. C. (1995). *Comparative ecology and reproductive biology of three species of Amazon parrots in north-eastern Mexico*. Tesis doctoral. College Station, TX, USA: Texas A&M University.
- Escalante-Pliego, P., Navarro-Sigüenza, G. A. y Peterson, A. T. (1993). A geographic, ecological, and historical analysis of land bird diversity in Mexico. En T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot, y J. Fa (Eds.), *Biological diversity of Mexico: origins and distribution* (pp. 281–307). New York: Oxford University Press.
- ESRI (Environmental Scientific Research Institute). (2008). *ArcMap (Version 9.3)*. Redlands, California: ESRI.
- Foden, W. B., Butchart, S. H. M., Stuart, S. N., Vié, J. C., Akçakaya, H. R., Angulo, A., et al. (2013). Identifying the world's most climate change vulnerable species: A systematic trait-based assessment of all birds, amphibians and corals. *PLoS One*, 8, e65427.
- Forshaw, J. M. (1989). *Parrots of the world* (3rd ed.). Ontario: Silvio Mattachione and Co.
- Gaucín-Ríos, N. (1999). *Biología de la conservación de la guacamaya verde (Ara militaris) en el Sótano del Barro, Querétaro*. Tesis. Querétaro, México: Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Querétaro.
- GBIF (Global Biodiversity Information Facility). (2013). GBIF Data Portal [consultado 14 Abr 2013]. Disponible en: <http://www.gbif.org/>
- Hernández, P. A., Graham, C. H., Master, L. L. y Albert, D. L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29, 773–785.
- Hernández-Castán, J., Villordo-Galván, J. A., Cano-García, B. I., Gaspariano-Martínez, E. y Rodríguez-Cantalapiedra, P. (2012). Registros de guacamaya verde (*Ara militaris*) en la UMA Santa Cruz Achichipilco, Municipio de Teotlalco, Puebla, México. *Huitzil*, 13, 130–136.
- Hijmans, J. R., Cameron, E. S., Parra, L. J., Jones, G. P. y Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965–1978.
- Howell, S. N. G. (1999). *A bird-finding guide to Mexico*. Cornell: Cornell University Press.
- Howell, S. N. G. y Webb, S. (1995). *A guide to the birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford: Oxford University Press.
- Illoldi-Rangel, P. y Escalante, T. (2008). De los modelos de nicho ecológico a las áreas de distribución geográfica. *Biogeografía*, 3, 7–12.
- Inegi (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2009). *Carta de uso de suelo y vegetación, SERIE IV*. Escala 1:250,000. México.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). (2015). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.1 [consultado 1 Jun 2015]. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org>
- Jiménez-Arcos, V. H., Santa Cruz-Padilla, S. A., Escalona-López, A., Arizmendi, M. C. y Vázquez, L. (2012). Ampliación de la distribución y presencia de una colonia reproductiva de la guacamaya verde (*Ara militaris*) en el alto Balsas de Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83, 864–867.
- Juniper, T. y Parr, M. (1998). *Parrots. A guide to parrots of the world*. London: Yale University Press.
- Lammertink, J. M., Rojas-Tome, J. A., Casillas-Orona, F. M. y Otto, R. L. (1996). *Status and conservation of old-growth forests and endemic birds in the pine-oak zone of the Sierra Madre Occidental, Mexico*. Amsterdam: Institute for Systematics and Population Biology (Zoological Museum), University of Amsterdam.
- Lenoir, J., Gégout, J. C., Marquet, P. A., de Ruffray, P. y Brisse, H. (2008). A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*, 320, 1768–1771.
- Marín-Togo, M. C., Monterrubio-Rico, T. C., Renton, K., Rubio-Rocha, Y., Macías-Caballero, C., Ortega-Rodríguez, J. M., et al. (2012). Reduced current distribution of Psittacidae on the Mexican Pacific coast: potential impacts of habitat loss and capture for trade. *Biodiversity and Conservation*, 21, 451–473.

- Mas, J. F., Velázquez, A., Díaz-Gallegos, J. R., Mayorga-Saucedo, R., Alcántara, C., Bocco, G., et al. (2004). Assessing land use/cover changes: a nationwide multivariate spatial database for Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 5, 249–261.
- Monterrubio-Rico, T. C. (2012a). *Evaluación poblacional del loro cabeza amarilla y el loro nuca amarilla en áreas prioritarias de conservación*. Conanp-PROCER Clave 05. Informe final. México, D. F.: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Monterrubio-Rico, T. C. (2012b). *PACE: Guacamaya verde. Conservación de la guacamaya verde (Ara militaris) y su hábitat en áreas prioritarias de conservación en México*. Conanp-PROCER Clave 04. Informe final. México, D. F.: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Monterrubio-Rico, T. C. y Charre-Medellín, J. F. (2015). *Distribución potencial de las especies de la familia Psittacidae en México*. Bases de datos SNIB-Conabio proyecto N.º JM018. México, D. F.: Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Monterrubio-Rico, T. C., Charre-Medellín, J. F. y Sáenz-Romero, C. (2015). Current and future habitat availability for Thick-billed and Maroon-fronted parrots in northern Mexican forests. *Journal of Field Ornithology*, 86, 1–16.
- Monterrubio-Rico, T. C., de Labra-Hernández, M. C., Ortega-Rodríguez, J. M., Cancino-Murillo, R. y Villaseñor-Gómez, F. (2011). Distribución actual y potencial de la guacamaya verde en Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82, 1311–1319.
- Monterrubio-Rico, T. C., Renton, K., Ortega-Rodríguez, J. M., Pérez-Arteaga, A. y Cancino-Murillo, R. (2010). The endangered yellow-headed parrot *Amazona oratrix* along the Pacific coast of Mexico. *Oryx*, 44, 602–609.
- Monterrubio-Rico, T. C., Villaseñor-Gómez, L. E., Marín-Togo, M. C., López-Córdova, E. A., Fabian-Turja, B. y Sorani-Dalbón, V. (2007). Distribución histórica y actual del loro cabeza amarilla (*Amazona oratrix*) en la costa central del pacífico mexicano, ventajas y limitaciones en el uso de GARP en especies bajo fuerte presión de tráfico. *Ornitología Neotropical*, 18, 263–276.
- Muñiz-Martínez, R. (2001). *Vertebrados terrestres de San Juan de Camarones, Durango*. Informe final SNIB-Conabio proyecto N.º R008. México, D.F.: Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Durango, Instituto Politécnico Nacional.
- Narayani, B. (2008). *Tool for Partial-ROC ver 1.0*. Lawrence, KS: Biodiversity Institute.
- Navarro-Sigüenza, A. G. y Peterson, A. T. (2007). *Mapas de las aves de México basados en WWW*. México, D. F.: Informe final SNIB-Conabio proyecto N.º CE015.
- Ortega-Huerta, M. A. y Peterson, T. (2008). Modelling ecological niches and predicting distributions: a test of six presence-only methods. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79, 205–216.
- Papeş, M. y Gaubert, P. (2007). Modeling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, carnivora) across two continents. *Diversity Distributions*, 13, 890–902.
- Peterson, A. T., Papeş, M. y Eaton, M. (2007). Transferability and model evaluation in ecological niche modelling: a comparison of GARP and MaxEnt. *Ecography*, 30, 550–560.
- Peterson, A. T., Papeş, M. y Soberón, J. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche. *Ecological Modelling*, 213, 63–72.
- Peterson, A. T. y Shaw, J. J. (2003). *Lutzomyia* vectors for cutaneous leishmaniasis in southern Brazil: ecological niche models, predicted geographic distributions, and climate change effects. *International Journal for Parasitology*, 33, 919–931.
- Phillips, S. J., Dudík, M. y Schapire, R. E. (2004). A maximum entropy approach to species distribution modeling. In *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning* (pp. 655–662).
- Phillips, S., Anderson, R. y Schapire, R. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distribution. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.
- Plasencia-Vázquez, A. H. y Escalona-Segura, G. (2014). Caracterización del área de distribución geográfica potencial de las especies de aves psitácidas de la Península de Yucatán, México. *Revista de Biología Tropical*, 62, 1509–1522.
- Plasencia-Vázquez, A. H., Escalona-Segura, G. y Esparza-Olguín, L. G. (2014). Modelación de la distribución geográfica potencial de dos especies de psitácidos neotropicales utilizando variables climáticas y topográficas. *Acta Zoológica Mexicana*, 30, 471–490.
- Ríos-Muñoz, C. A. y Navarro-Sigüenza, A. G. (2009). Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitología Neotropical*, 20, 491–509.
- Rivera-Ortiz, F., Oyama, K., Ríos-Muñoz, C. A., Solórzano, S., Navarro-Sigüenza, A. G. y Arizmendi, M. C. (2013). Habitat characterization and modeling of the potential distribution of the Military Macaw (*Ara militaris*) in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84, 1200–1215.
- Russell, S. M. y Monson, G. (1998). *The birds of Sonora*. Tucson: University of Arizona Press.
- Sáenz-Romero, C., Rehfeldt, G. E., Crookston, N. L., Duval, P., St-Amant, R., Bealieu, J., et al. (2010). Spline models of contemporary, 2030, 2060 and 2090 climates for Mexico and their use in understanding climate-change impacts on the vegetation. *Climatic Change*, 102, 595–623.
- SAS Institute Inc. (2008). *JMP® 8 User Guide*. Cary, NC: SAS Institute Inc.
- Schaldach, W. J., Jr. y Escalante-Pliego, B. P. (1997). Lista de aves. En E. González-Soriano, R. Dirzo, y R. C. Vogt (Eds.), *Historia Natural de Los Tuxtlas* (pp. 571–588). México, D. F.: Universidad Nacional Autónoma de México/Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Şekercioglu, Ç. S., Primack, R. B. y Wormworth, J. (2012). The effects of climate change on tropical birds. *Biological Conservation*, 148, 1–18.
- Şekercioglu, Ç. S., Schneider, H., Fay, J. P. y Loarie, S. R. (2008). Climate change, elevational range shifts, and bird extinctions. *Conservation Biology*, 22, 140–150.
- Semarnap-UNAM. (2000). *Resultados del inventario forestal nacional 2000*. México, D. F.: Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca-Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Semarnat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2010). *Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo*. México, D. F.: Diario Oficial de la Federación., 30 de diciembre de 2010.
- Sierra-Franco, D. (2006). *Estudio ecológico de la guacamaya verde (Ara militaris) en el Salto del Agua Llovida, municipio de Durango, Durango*. Tesis. Durango, México: Universidad Juárez del Estado de Durango.
- Snyder, N., McGowan, P., Gilardi, J. y Grajal, A. (2000). *Parrots. Status survey and conservation action plan 2000-2004*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN.
- Stockwell, D. R. B. y Peterson, T. A. (2002). Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling*, 148, 1–13.
- Vaughan, C., Nemeth, N. y Marineros, L. (2006). Scarlet Macaw, *Ara macao*, (Psittaciformes: Psittacidae) diet in Central Pacific Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 54, 919–926.
- Velásquez-Tibatá, J. I. y López-Arévalo, H. F. (2004). Lineamientos y prioridades de investigación para la protección de los psitácidos amenazados en Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 9, 98–99.
- Villaseñor, E. y Botello, F. (2012). Registros notables de la guacamaya verde (*Ara militaris*) en el norte del estado de Guerrero, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 28, 465–470.
- Zar, J. (1996). *Biostatistical analysis*. New Jersey: Prentice Hall Inc.