



Proyecto No. 00089333: “Aumentar las Capacidades Nacionales para el Manejo de las Especies Exóticas Invasoras (EEI) a través de la Implementación de la Estrategia Nacional de EEI”

Servicios de consultoría para la actualización del estudio de análisis de riesgo detallado para *Myiopsitta monachus* realizado en el año 2015 y la elaboración de dos análisis de riesgo de aves con potencial invasor para México *Sturnus vulgaris* y *Streptopelia decaocto*.

PRODUCTO 2b. ANÁLISIS DE RIESGO DE *Myiopsitta monachus*



Fotografía: Patricia Ramírez Bastida.

Dra. Patricia Ramírez Bastida

Noviembre 2019

“Las opiniones, análisis y recomendaciones de política incluidas en este informe no reflejan necesariamente el punto de vista del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, como tampoco de su junta ejecutiva ni de sus estados miembros.”





Título: Servicios de consultoría para la actualización del estudio de análisis de riesgo detallado para *Myiopsitta monachus* realizado en el año 2015 y la elaboración de dos análisis de riesgo de aves con potencial invasor para México *Sturnus vulgaris* y *Streptopelia decaocto*.

Objetivo: Fortalecer el conocimiento acerca del potencial invasor en México de las especies objeto de esta consultoría, para apoyar la toma de decisiones respecto a la implementación de las acciones preventivas, de control y manejo

Autor: Dra. Patricia Ramírez Bastida

Modo de citar: PNUD México (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). 2019. Análisis de riesgo de *Myiopsitta monachus*. Servicios de consultoría para la actualización del estudio de análisis de riesgo detallado para *Myopsitta monachus* realizado en el año 2015 y la elaboración de dos análisis de riesgo de aves con potencial invasor para México *Sturnus vulgaris* y *Streptopelia decaocto*. Proyecto 00089333 “Aumentar las Capacidades Nacionales para el Manejo de las Especies Exóticas Invasoras (EEI) a través de la Implementación de la Estrategia Nacional de EEI”. Ramírez-Bastida, P. UNAM, FES Iztacala, México. 69 pp.

Área objeto del informe: Especies invasoras.

Fecha de inicio: 25 de febrero 2019.

Fecha de terminación: 30 noviembre 2019.

Resumen: El presente Análisis de Riesgo presenta la integración de la información para *Myiopsitta monachus* a partir de su análisis MERI, un análisis de riesgo preliminar, la ficha de la especie, un análisis de presencia regional y una propuesta de plan de manejo. El primer registro en México fue en 1995, pero su importación tuvo un crecimiento exponencial de 2005-2012 para luego reducirse hasta el cese de sus importaciones en el año 2014. Como resultado de escapes y probablemente de liberaciones, se formaron colonias reproductivas que ahora están presentes en 26 estados, con abundancias de hasta cientos de aves, sobre todo en áreas urbanas. En México aún son comercializados en los mercados de mascotas y por parte de los pajareros. Los efectos negativos de la especie se asocian con daños a infraestructura, en particular a los postes y tendido eléctricos, ocasionando cortos circuitos, daños a la vegetación tanto por el peso de sus nidos como por la extracción de ramas, y daños a la agricultura, especialmente a los cultivos de frutales. Esta información no se ha generado para México, por lo que para el análisis de riesgo se tomaron en cuenta los datos disponibles de Estados Unidos, España y Argentina. El resultado del análisis indica que es una especie con riesgo de invasión EXTREMO, aunque estos resultados pueden variar conforme se conozcan más datos del país. Hasta ahora las técnicas de manejo más empleadas son el retiro de nidos, captura y eutanasia, pero para aplicarlas en México se debe contar con evidencia de los efectos negativos y valorar la relación costo-beneficio, porque los agricultores refieren que hay otras aves les causan más daño.



Vínculo con la Estrategia Nacional sobre Especies Invasoras:

Objetivo estratégico 1. Prevenir, detectar y reducir el riesgo de introducción, establecimiento y dispersión de especies invasoras.

Meta 1.1. Marco jurídico nacional e internacional implementado para regular la introducción y el manejo de especies invasoras y de aquellas con potencial invasivo en el país.

- Acción: Revisar el marco jurídico nacional para detectar vacíos, inconsistencias y debilidades, contrarios al principio precautorio.

Meta 1.2. Información científica y técnica, relevante, oportuna y accesible, que genere capacidades en diversos sectores para atender las prioridades relacionadas con las especies invasoras.

- Acción: Generar conocimiento con respecto a la biología de las especies invasoras, las interacciones con las especies nativas y los impactos a los ecosistemas.
- Acción: Realizar análisis de costo/beneficio de los efectos nocivos (económicos, ecológicos, a la salud y sociales) de las especies invasoras en el largo plazo, en las diferentes regiones del país.
- Acción: Generar conocimiento sobre las interacciones y sinergias de las especies invasoras con otros factores de amenaza a la biodiversidad, tales como el cambio climático, el cambio de uso de suelo, entre otros.
- Acción: Desarrollar y establecer acuerdos entre diversas instituciones y actores para la generación de nueva información.
- Acción: Proveer diferentes tipos de información de acuerdo con los distintos usuarios (p.ej. mapas, fichas informativas, bases de datos, consultas de series de tiempo o espaciales).

Meta 1.3. Vías de introducción y dispersión identificadas y vigiladas para las especies invasoras de mayor riesgo.

- Acción: Identificar y analizar los puntos de introducción y rutas de movilización nacional e internacional.
- Acción: Identificar y analizar las actividades productivas de alto riesgo.
- Acción: Desarrollar modelos predictivos para la dispersión natural de especies invasoras.
- Acción: Establecer protocolos y lineamientos para obtener estadísticas sobre importaciones, comercialización, transporte o movimiento de especies exóticas.
- Acción: Predecir la dispersión e infestaciones potenciales considerando cambios en el uso de suelo, cambio climático, entre otros factores.
- Acción: Desarrollar análisis de riesgo de vías de introducción y diseminación de especies invasoras.

Meta 1.4. Mecanismos y protocolos estandarizados de prevención en operación, para reducir el riesgo de introducción, establecimiento y dispersión de especies invasoras.

- Acción: Implementar herramientas de análisis de riesgo en actividades relacionadas con importación, uso, comercio o movimiento de especies exóticas, invasoras o nativas trasladadas.
- Acción: Realizar análisis de riesgo para las especies invasoras más nocivas.



TABLA DE CONTENIDO

1. ÁMBITO DEL AR	7
2. INTRODUCCIÓN	7
a. Taxonomía/especies	7
b. Descripción	7
c. Biología e historia natural	8
d. Estatus	12
3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN	12
a. Historia de la comercialización	13
b. Origen de los organismos comercializados	13
c. Condiciones de cultivo/Reproducción	17
d. Análisis económico	17
4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN (EN MÉXICO Y EL MUNDO)	19
a. Introducción en el mundo	19
b. Introducción en México	22
5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COLONIZACIÓN	24
a. Potencial de colonización	24
b. Potencial de dispersión	24
6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS	25
i. Impactos/beneficios socioeconómicos	25
ii. impactos a la salud	30
iii. Impactos ambientales y a la biodiversidad	32
7. CONTROL Y MITIGACIÓN	34
8. NORMATIVIDAD	38
a. Normatividad internacional	39
b. Normatividad nacional	40
9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO	42
10. CONCLUSIONES	52
11. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54
12. ANEXOS	68



INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Comparación de los registros de <i>Myiopsitta monachus</i> a nivel mundial. Registros históricos y recientes. Los asteriscos indican países donde la especie se considera invasora.	21
Tabla 2. Modificación de los valores de Climate match Score (Bomford, 2008), adaptados a las 221 estaciones consideradas para México.	44
Tabla 3. Cálculo del Puntaje total de daños a productos básicos.	50
Tabla 4. Hoja de resultados para el modelo de análisis de riesgos.	51
Tabla 5. Categorías de amenaza del comité de plagas de vertebrados.	52

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Perico monje argentino <i>Myiopsitta monachus</i> , pareja en su nido sobre palmera, foto: Patricia Ramírez Bastida	8
Figura 2. Perico monje argentino <i>Myiopsitta monachus</i> alimentándose con comida proporcionada por las personas	9
Figura 3. Nidos de perico monje argentino <i>Myiopsitta monachus</i> en distintos sustratos, de izquierda a derecha palmera seca, ciprés y eucalipto de más de 20m de altura	10
Figura 4. Comercio internacional de Psittaciformes. Aves vivas importadas por todos los países comparadas con las importaciones de perico monje argentino <i>Myiopsitta monachus</i>	13
Figura 5. Comercio internacional de <i>Myiopsitta monachus</i> . Principales cinco países exportadores	14
Figura 6. Comercio internacional de <i>Myiopsitta monachus</i> . Principales cinco países importadores	14
Figura 7. Psitácidos vivos importados a México en el periodo 1975-2018	15
Figura 8. Pericos monje importados a México por año. Notar los años discontinuos y la dominancia de Uruguay como país exportador	16
Figura 9. Pericos monje importados en todo el mundo comparados con México. El porcentaje sobre las barras indica la proporción de pericos monje importados a México respecto al total mundial	16
Figura 10. Venta de pericos monje, variantes de colores. En la parte inferior las variedades turquesa, azul y azul cielo respectivamente	18
Figura 11. Venta Ejemplos de psitácidos teñidos, desteñidos y con plumas pegadas	19
Figura 12. Tendencia de los pericos monje en Estados Unidos y dos estados de acuerdo con los conteos navideños	20
Figura 13. Registros recientes (2018-2019) de <i>Myiopsitta monachus</i> en el mundo. La zona nativa de Sudamérica se muestra en el recuadro de la izquierda	22
Figura 14. Registros de <i>Myiopsitta monachus</i> en México, azules- previos a 2018, rojos- 2018-2019	23
Figura 15. Daños ocasionados por <i>Myiopsitta monachus</i> a cultivos de frutales y cereales en Barcelona. A y B. ciruela claudia, C. pera, D. membrillo, E. tomate, F. maíz	27



Figura 16. Daños causados por <i>Myiopsitta monachus</i> en México. A. pérdida de mazorcas, B. daño a magueyes, C. y D. araucarias y jacarandas con pérdida de ramas, E. rama de eucalipto rota por el peso del nido, F. detalle de la longitud y grosor de las ramas que conforman el nido	28
Figura 17. Daños causados por <i>Myiopsitta monachus</i> en México. Izquierda. Nido colocado sobre antena de telecomunicaciones, Derecha: guano sobre la azotea y antena parabólica	29
Figura 18. Sitios donde se proporciona alimento a <i>Myiopsitta monachus</i> frecuentado por palomas, coconitas, gorriones y ratas	32
Figura 19. Registros de <i>Myiopsitta monachus</i> respecto a la cobertura de Áreas Naturales Protegidas.	33
Figura 20. Registros de <i>Myiopsitta monachus</i> respecto a la cobertura de Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves.	34
Figura 21. Trampeo de <i>Myiopsitta monachus</i> en España	37
Figura 22. Valores de coincidencia climática respecto a los registros de <i>Myiopsitta monachus</i> obtenidas por Climate match Score. El histograma muestra la frecuencia de cada categoría de coincidencia	43
Figura 23. A. Comparación de la distribución de <i>Myiopsitta monachus</i> A. Registros, en azul los anteriores a 2018, rojo 2018-2019 B, C y D. Distribución potencial actual, en 2050 y 2070 respectivamente, bajo escenarios de cambio climático severo	45
Figura 24. A. <i>Myiopsitta monachus</i> . B. Resultado de coincidencia climática. C. Patrón de riqueza de especies endémicas. D. Patrón de riqueza de especies. E. Áreas de Importancia para la Conservación de las aves. F. Áreas Naturales Protegidas Federales.	48



1. ÁMBITO DEL AR

El análisis de riesgo considera a la especie *Myiopsitta monachus*.

2. INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas constituyen uno de los factores que amenazan la biodiversidad a nivel mundial (Álvarez-Romero *et al.*, 2008, Aguirre-Muñoz & Mendoza-Alfaro, 2009). En el caso de *Myiopsitta monachus*, su llegada a México y otros países se debió al comercio de mascotas y posterior escape o liberación de individuos. Por lo anterior y de acuerdo con la terminología de Blackburn *et al.* (2011), el perico monje argentino es una especie en *expansión* en México, puesto que ha superado las etapas de *introducción* y *establecimiento*.

a. Taxonomía/especies

El perico monje argentino, es un ave del Orden Psittaciformes, dentro de la familia Psittacidae. La familia incluye 181 especies distribuidas en México, América Central y Sudamérica, al igual que en África. La sistemática completa de acuerdo con Navarro & Gordillo (2006) y Gill & Donsker (2019):

Reino: Animalia

Phylum: Chordata Linnaeus, 1758

Clase: Aves Linnaeus, 1758

Orden: Psittaciformes Wagler, 1830

Familia: Psittacidae Illiger, 1811

Género: *Myiopsitta* Bonaparte, 1854

Especie: *Myiopsitta monachus* (Boddaert, 1783)

Nombre común: Perico monje argentino, cotorra argentina, cotorrita verdigris, cotorra, perico quaker, pyrrhura, entre otros.

Gill & Donsker (2019) reconocen tres subespecies: *M. m. cotorra* (Vieillot, 1818) del sur de Bolivia, sur de Brasil, Paraguay y noroeste de Argentina; *M. m. monachus* (Boddaert, 1783) del sureste de Brasil, Uruguay y Argentina; *M. m. calita* (Jardine & Selby, 1830) del oeste de Argentina.

b. Descripción

Myiopsitta monachus es un psitácido de talla media a pequeña, con longitud pico-cola de aproximadamente 30 cm, el peso varía entre 90- 140 g (Eberhard, 1998) y la envergadura de 48-53 cm, sin dimorfismo sexual (Aramburu, 1996). El color no presenta dimorfismo sexual pero la talla puede ser mayor en los machos por un 10-20%, si bien esta diferencia puede no ser perceptible como para determinar el sexo (Martella *et al.*, 1998).



El plumaje del cuerpo es color verde claro, con corona, frente, mejilla y garganta grises; el pico es rosado, el pecho también es gris, un poco más oscuro, mientras que el abdomen es verde claro, con tonalidades amarillas, la cola es larga y puntiaguda, de color verde y las patas grisáceas. Las plumas primarias en las alas tienen tonalidades azules, con cobertoras verde claro. Los juveniles tienen plumaje similar al de los adultos, si bien en la frente presentan tonalidades verdes (Tala *et al.*, 2005; Avery *et al.*, 2012, Fig. 1).



Figura 1. Perico monje argentino *Myiopsitta monachus*, pareja en su nido sobre palmera, foto: Patricia Ramírez Bastida, (Ramírez-Bastida, *et al.* 2018b).

c. Biología e historia natural

La información para varias secciones de este apartado se integró a partir de Aramburú (1997), Bucher *et al.* (1990), Navarro *et al.*, (1992), Aramburú y Corbalán (2000), Berlanga *et al.* (2008), Burgio *et al.* (2016), BirdLife International (2018), Collar & Boesman (2019) y Global Invasive Database (2019). También se incluyen observaciones realizadas en el Valle de México (Ramírez-Bastida *et al.* 2018b). Para información puntual se anotan las referencias.

Hábitat. En su área nativa los pericos monje ocupan zonas abiertas con árboles dispersos tipo sabana, así como granjas, cultivos, hortalizas y plantaciones forestales. La información sobre las preferencias de hábitat del perico monje varían entre regiones, en sitios cercanos a su distribución



nativa (ej. en las zonas forestadas de Brasil), la presencia de pericos decreció conforme se incrementaban las zonas antropogénicas y agrícolas (Viana *et al.*, 2017). En cambio, en las áreas donde han sido introducidas, muestran gran plasticidad y cambios de preferencia de hábitat y sustrato para construir los nidos. Su capacidad de adaptarse a climas diversos y extremos le ha permitido mantenerse en lugares muy fríos como Nueva York, Canadá, Bélgica y Reino Unido (Tala *et al.*, 2005; Tayleur, 2010).

Aunque son aves residentes, realizan movimientos locales entre los sitios de anidación, donde se refugian por la noche y las áreas de alimentación. Estas últimas pueden ser desde zonas arboladas, áreas abiertas, zonas agrícolas, parques, patios de casas, banquetas, bordes de humedales, camellones y azoteas donde les proporcionan alimento. En México se han registrado desde zonas costeras hasta altitudes superiores a 2,700 m (Salgado-Miranda *et al.*, 2016), tanto en ambientes naturales terrestres, campos de cultivo, áreas urbanas, parques, humedales e incluso cerca de cafetales.

Alimentación. La dieta natural de *Myiopsitta monachus* es oportunista, incluye semillas, brotes, frutas, bayas, nueces y flores, con bajo consumo de insectos. Sin embargo, en donde se presenta como ave introducida su dieta se diversifica, en Buenos Aires, Argentina, consumió semillas todo el año, principalmente de hierbas perenes (*Cyperus*), seguidas de frutos secos, girasol (*Helianthus*), cardos (*Cirsium*), maíz (*Zea*) y otras hierbas dentro de los cultivos de maíz. En el Valle de México consumió vegetación acuática, flores y semillas de pasto, todo tipo de alimento de origen humano, desde fruta, pan, tortilla, frituras, así como semillas de girasol, cacahuates y restos de alimentos (tacos, sopa, guisados), proporcionados por las personas (Fig. 2). En Baja California Sur consumieron brotes de tamarindo (*Tamarindus*), mezquite (*Prosopis*), huamúchil (*Pithecellobium*) y otatave (*Vallesia*), pero también se alimentaron de tortillas en los patios de las casas (Tinajero & Rodríguez-Estrella, 2015). De manera similar, en un parque de Chicago la dieta fue similar a la natural la mayor parte del año, pero en invierno su alimento principal fue alpiste proporcionado por las personas en sus jardines (South & Pruett-Jones, 2000).



Figura 2. Perico monje argentino *Myiopsitta monachus* alimentándose con comida proporcionada por las personas, fotos: Patricia Ramírez Bastida (Ramírez-Bastida, *et al.* 2018b).



Reproducción y esperanza de vida.

Al igual que muchos psitácidos, *Myiopsitta monachus* es monógama, pero hay dos características que lo separan del resto de los miembros de su familia, en primer lugar, que anida en colonias y segundo y más especial, es capaz de construir nidos cerrados, con forma de esfera con al menos una abertura circular lateral. Los nidos iniciales miden 50 cm - 1m de diámetro. Están conformados por ramas de árboles, trenzadas o ensartadas, que coloca en árboles o palmeras, pero también en postes, torres de alta tensión o de telecomunicaciones, espectaculares, cornisas, edificios y otros sustratos artificiales, en alturas tan bajas como 2.5 m y hasta por arriba de 20 m (Fig. 3). A partir del primer nido, los pericos adicionan cámaras para formar nidos comunales que han llegado a pesar más de una tonelada, si bien la mayoría no supera los 200 kg. Los nidos en la CDMX tuvieron hasta 12 entradas visibles que albergaban ~40 pericos, pero hay registros de nidos con hasta 200 cámaras. Se ha sugerido que las cámaras pueden tener contacto interno.



Figura 3. Nidos de perico monje argentino *Myiopsitta monachus* en distintos sustratos, de izquierda a derecha palmera seca, ciprés y eucalipto de más de 20m de altura fotos: Patricia Ramírez Bastida (Ramírez-Bastida, et al. 2018b).

En el Valle de México las colonias de anidación fueron más abundantes en zonas con eucaliptos, seguidos de palmeras, casuarinas y otros 11 sustratos arbóreos distintos, además de tres sustratos artificiales (torre de telecomunicaciones, espectacular y edificio). Lo mismo se observó en las Pampas Argentinas con la presencia de arbolado exótico como eucaliptos en zonas rurales (Codesido *et al.*, 2015); en cambio en Roma, Italia, la mayoría de los nidos se ubicaron sobre cedro libanés (Di Santo *et al.*, 2017). En los parques urbanos de Buenos Aires los pericos anidaron principalmente en cedros, pero también en araucarias y palmeras (Romero *et al.*, 2015), en Chile en araucarias brasileñas (Tala *et al.*, 2005); en cambio, en la Florida los pericos han anidado principalmente en postes y torres de conducción eléctrica y telecomunicaciones.

En sus áreas de distribución natural, como en Argentina (Navarro *et al.*, 1992; Peris & Aramburú, 1995; Martella *et al.*, 1998), las nidadas constan de uno a 12 huevos, con promedio de 5-7, puestos a intervalos de dos días. La incubación dura alrededor de 24 días, la eclosión es asincrónica, con un éxito de eclosión del 50%-58% en su área nativa. Los pollos son nidícolas, nacen cubiertos de plumón amarillo, son alimentados por regurgitación y salen del nido en ~40 días. Las parejas pueden reponer nidadas o tener una segunda nidada (con muy bajo éxito), La sobrevivencia hasta



volantones es de 17%-23%, de 61% en el primer año y de 81% en adultos. Al igual que otros psitácidos, presentan ayudantes de cría, por lo que una porción de la colonia no se reproduce (del 37% al 91%).

En general se considera que su éxito reproductivo por nido es menor al de otros psitácidos, esto debido a que la vegetación en su hábitat nativo es más baja, lo cual permite que depredadores como mamíferos medianos y serpientes puedan acceder a los nidos, además de las muertes de pollos por fratricidio, pero esto se compensa con el alto número de huevos por nidada.

En cambio, se tienen registros de incremento en el éxito reproductivo de *Myiopsitta monachus* fuera de su área natural de distribución (South y Pruett-Jones, 2000; Pruett-Jones *et al.*, 2005; Pruett-Jones *et al.* 2007; Montalvo, 2013). Esto se ha documentado desde la década de 1990 en Chicago (Pruett-Jones & Tarvin, 1998), Barcelona, Málaga (Muñoz & Real, 2006) y Cataluña (Domènech *et al.*, 2003). Otro ejemplo de mayor éxito reproductivo comparado con los datos de Sudamérica se presenta en Barcelona, donde el perico monje duplicó el porcentaje de crianza de volantones, triplicó el intento de segundas nidadas y tuvo un mayor porcentaje de aves de un año que se reproducen (Senar *et al.*, 2019). Esto puede relacionarse con la menor presencia de depredadores, una mayor seguridad para las crías, por la posibilidad de ubicar nidos más altos que en su hábitat original, aunado a la extensión del periodo reproductivo y a la disponibilidad de alimento proporcionado por las personas (Rodríguez-Pastor *et al.*, 2012). En el Valle de México se detectaron colonias donde los pericos todo el año permanecen construyendo nidos nuevos o adicionando cámaras a los existentes.

Otros factores que se adicionan al incremento del éxito reproductivo como especie exótica, son el tener reproducción cooperativa al punto de formar tríos reproductores (Bucher *et al.*, 2016), con un nivel alto de consanguinidad; además del efecto termorregulador de los nidos y la posible acción bactericida de las plantas que emplean en la construcción del nido (*Eucalyptus* y *Solanum*, Viana *et al.*, 2016).

Finalmente, la esperanza de vida en cautiverio para el perico monje alcanza los 22.1 años, reduciéndose en libertad a menos de 5 años (Human Ageing Genomic Resources, 2017).

Conducta.

Los pericos monje son altamente gregarios, mantienen los nidos como refugio nocturno todo el año, aún fuera de la época reproductiva. Al amanecer inician actividades volando en pequeños grupos (2 a 10 aves) hasta las zonas de alimentación. En el Valle de México se contabilizaron grupos de alimentación de más de 100 individuos. Si bien evaden la cercanía humana, se condicionan fácilmente a acudir a lugares donde las personas les proporcionan alimento. Regresan en varias ocasiones durante el día, sobre todo en época de crianza. Todos los integrantes del grupo cooperan en el mantenimiento de los nidos y se les observa todo el año acarreado ramitas de hasta más de 30 cm de longitud, la mayoría de las veces ya sin hojas, pero recién cortadas. Al anochecer se reúnen nuevamente para pernoctar dentro de los nidos.



Las relaciones intraespecíficas son complejas, los grupos familiares durante las horas luz vocalizan continuamente. Emplean estas vocalizaciones, además de posturas y movimientos para establecer rangos y grupos de afiliación, así como conductas agonísticas diferenciales dentro y entre grupos (Hobson *et al.*, 2015b), pero no presentan dominancias extremas (Hobson *et al.*, 2015a). En algunos estudios se ha sugerido la presencia de centinelas en los sitios de anidación, que alertan sobre la presencia de aves potencialmente peligrosas como cuervos y gaviotas (Blanchard & Leedom, 2015). No obstante, pueden tolerar la presencia de otras aves, al punto de ser desalojadas por aves como zanates (Blanchard & Leedom, 2015), pero incluso *Passer domesticus* han usurpado sus nidos (Wagner, 2012).

En las colonias reproductivas el número o tamaño de nidos comunales se incrementa mientras haya sustrato disponible, pero se ha observado que en algún momento la abundancia de pericos se reduce, porque algunos de ellos se trasladan a sitios cercanos a establecer nuevos sitios de anidación (Ramírez-Bastida *et al.*, 2018b). Esta aparente reducción de pericos que corresponde a un proceso de dispersión también se ha observado en parques de Estados Unidos (Pruett-Jones *et al.*, 2012).

d. Estatus

A nivel internacional el perico monje está considerado como una especie exótica invasora, aunque no se incluye entre las 100 especies exóticas más invasivas (Lowe *et al.*, 2000). En México hasta el año 2010, dentro de la Estrategia Nacional sobre Especies Invasoras, no se enlistaba entre las aves invasoras presentes en Áreas Naturales Protegidas, aunque se incluía en el documento una fotografía de la especie (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010). Sin embargo, desde el año 2005 Gómez de Silva y colaboradores ya consideraban sus efectos potenciales. Para el 2016 ya se enlista como una especie invasora en el país (SEMARNAT, 2016). Se han reconocido de manera general los retos que implican las aves exóticas (Born-Schmidt *et al.* 2017) y para *Myiopsitta monachus* ya se realizó el análisis de riesgo por el Método de Evaluación Rápida de Invasividad (MERI), resultando con un valor de 0.6515625 = Muy alto (CONABIO, 2017).

3. USOS Y COMERCIALIZACIÓN

Los pericos monje, al igual que el resto de los Psittaciformes, tienen la presión del comercio como mascotas y animales de ornato (Carrete & Tella, 2008), y fue por exportaciones de Sudamérica que cientos de miles de *Myiopsitta monachus* llegaron a otros países. El reporte de comercio de vida silvestre por parte de los países firmantes de la Convención Internacional sobre el Comercio de Especies Amenazadas de Flora y Fauna (CITES), inició en la década de 1970 y seguramente en los primeros años están subestimados, aun así, se afirma que los Psittaciformes son el grupo de fauna más comercializado al menos en Sudamérica (Ortiz-von Halle, 2018). Sin embargo, es importante considerar que además del comercio legal está el tráfico ilegal difícil de cuantificar.



a. Historia de la comercialización

Los pericos monje comparados con otros psitácidos no tienen plumaje tan colorido, ni la facilidad de aprendizaje de la voz humana que se le atribuye a otros, tal vez por eso durante varios años su comercio fue limitado, y solo fue notable después del año 2005 (Fig. 4).

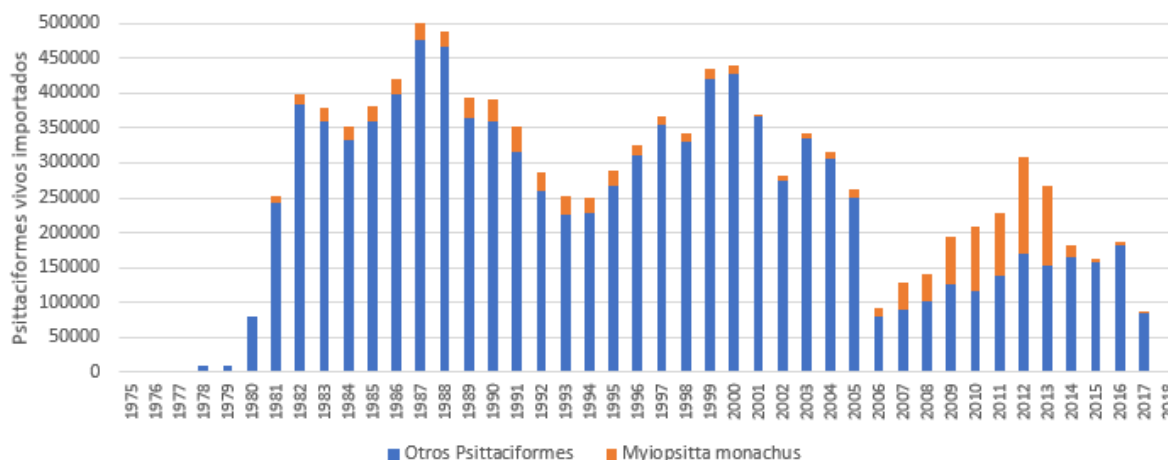


Figura 4. Comercio internacional de Psittaciformes. Aves vivas importadas por todos los países comparadas con las importaciones de perico monje argentino *Myiopsitta monachus* (a partir de datos de CITES, 2019).

La reducción brusca en el comercio de psitácidos después del año 2005 se debió a la prohibición de importaciones de aves silvestres a Europa, como medida precautoria por el brote de influenza H5N7 (Comisión de Comunidades Europeas, 2005), posterior a ese año se incrementó, sin llegar a los niveles anteriores. Esto también puede relacionarse con que cada vez más especies de Psittaciformes se reconocen con riesgo de extinción (Ortiz-von Halle, 2018).

En México el comercio legal de fauna silvestre se autoriza por la Dirección General de Vida Silvestre (DGVS) bajo dos modalidades: las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) y el aprovechamiento de subsistencia. En el caso de las aves de ornato, la modalidad de subsistencia está representada por los “Pajareros”, que en la mayoría de los casos obtienen a las aves por captura o crianza en cautiverio a pequeña escala. Es una actividad muy ligada a la cultura mexicana (Roldán-Clarà & Toledo, 2017). Sin embargo, el número de Pajareros registrados ante la DGVS se ha reducido en los últimos años, de 800 en el año 2013 a 568 en 2016 (Roldán-Clarà & Toledo, 2017; Roldán-Clarà *et al.*, 2017b). En nuestro país existe un gusto ancestral por mantener aves como animales de compañía, y dentro de ellas los psitácidos son de los más apreciados; sin embargo, no se tiene información completa del comercio de estas aves en México, debido a irregularidades en el otorgamiento de permisos de captura y falta de estadísticas de la venta ilegal de fauna. Por lo anterior, de aquí en adelante se hace referencia solo al comercio legal (CITES, 2019).

b. Origen de los organismos comercializados

La distribución nativa del perico monje abarca sólo cinco países; no obstante, determinar el origen de los pericos introducidos en cada país puede ser complejo, pese a contar con estadísticas de comercio legal. La complicación se debe a que los países importadores pueden exportar los



organismos que compraron o reproducirlos en cautiverio y venderlos. Lo anterior se comprueba con los datos de CITES (2019): en el periodo 1975-2018 a nivel mundial se comercializaron 1.07 millones de *Myiopsitta monachus* vivos, que fueron importados por 64 países y exportados por 57 países. Los principales países exportadores fueron Uruguay (1,022,622 pericos), Argentina (209,391) y Zambia (43,206). El resto de los países exportó menos de 18,300 pericos (Fig. 5). En cuanto a los países importadores los principales fueron México (593,324 pericos), España (194,086) y Estados Unidos (162,030), el resto de los países importó menos de 37,450 (Fig. 6).

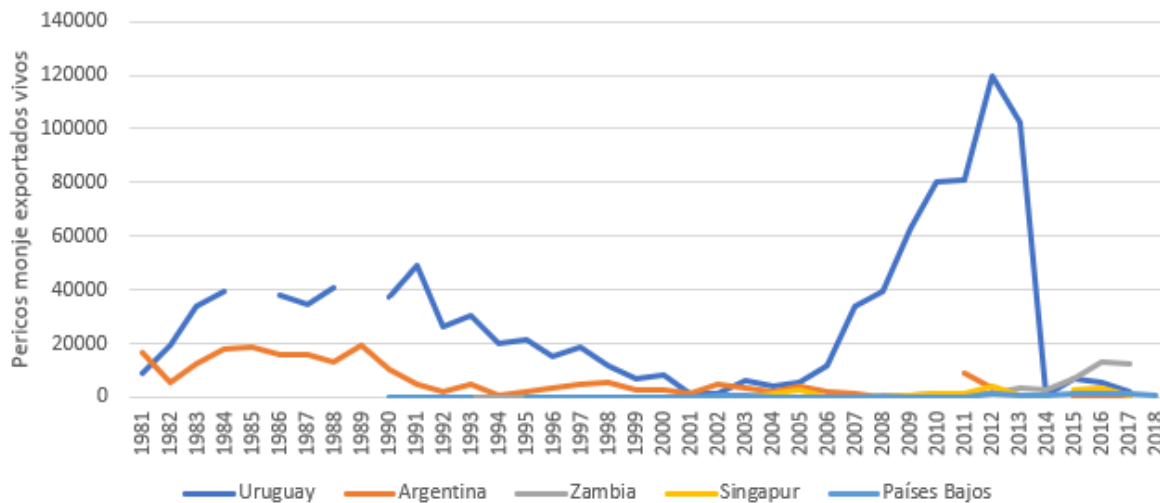


Figura 5. Comercio internacional de *Myiopsitta monachus*. Principales cinco países exportadores (a partir de datos de CITES, 2019).

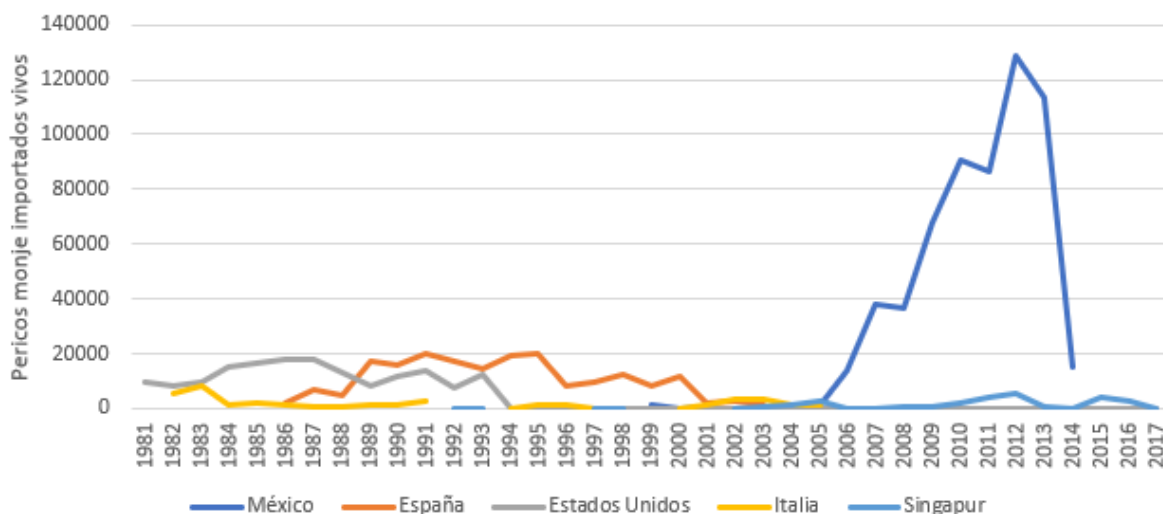


Figura 6. Comercio internacional de *Myiopsitta monachus*. Principales cinco países importadores (a partir de datos de CITES, 2019).

A los datos anteriores debemos sumar los pericos que se comercializaron antes de que la CITES iniciara el acopio de datos sobre el comercio de vida silvestre. Butler (2005) integra información de



las décadas de 1960-1970 sobre psitácidos en Estados Unidos y Reino Unido e indica que para ese periodo Estados Unidos importó más de 60,000 pericos monje, y para 1973 había entre cuatro mil y cinco mil pericos monje libres. Otro aspecto importante con los pericos importados (como ocurre con el resto de la fauna), es que no todos llegan a un comprador, además de que un porcentaje desconocido muere poco tiempo después de ser adquirido por particulares o permanece toda su vida en cautiverio, por lo que no contribuye a incrementar las poblaciones ferales.

En otra aproximación para conocer el origen de los pericos, Edelaar y colaboradores (2015) así como Rusello y colaboradores (2008), emplearon el análisis genético y determinaron que hay menos variabilidad genética en las poblaciones ferales de perico monje de Estados Unidos y Reino Unido que en los pericos de áreas nativas, lo que indicaría que los pericos introducidos provienen de áreas restringidas y se está dando un efecto fundador o bien que está ocurriendo una selección convergente.

Otros estudios permitieron conocer que entre los años 1975 y 2007 los pericos monje importados por Estados Unidos fueron exportados principalmente por Argentina, seguidos de Uruguay (Rusello *et al.*, 2008).

En el caso de México, las estadísticas de importación anteriores a 1970 no están disponibles, nuestro país ingresó al CITES en 1991, y desde los primeros años hasta el 2005 la importación de psitácidos fue baja (CITES, 2019, Fig. 7).

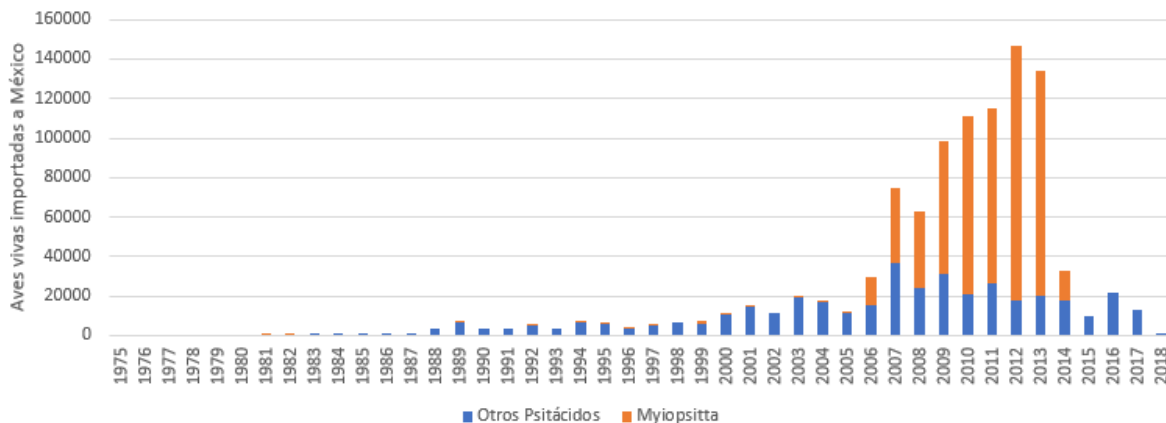


Figura 7. Psitácidos vivos importados a México en el periodo 1975-2018. Datos obtenidos de CITES (2019).

Los pericos monje que ingresaron a México fueron adquiridos a seis países, la mayoría a Uruguay (Fig. 8). Aunque no se tiene información genética de los pericos exóticos en México, es muy probable que presenten poca variación, como se ha probado para los ejemplares de Estados Unidos y España (Edelaar *et al.*, 2015), sobre todo por provenir de Uruguay, país con menor superficie que los otros países nativos exportadores.

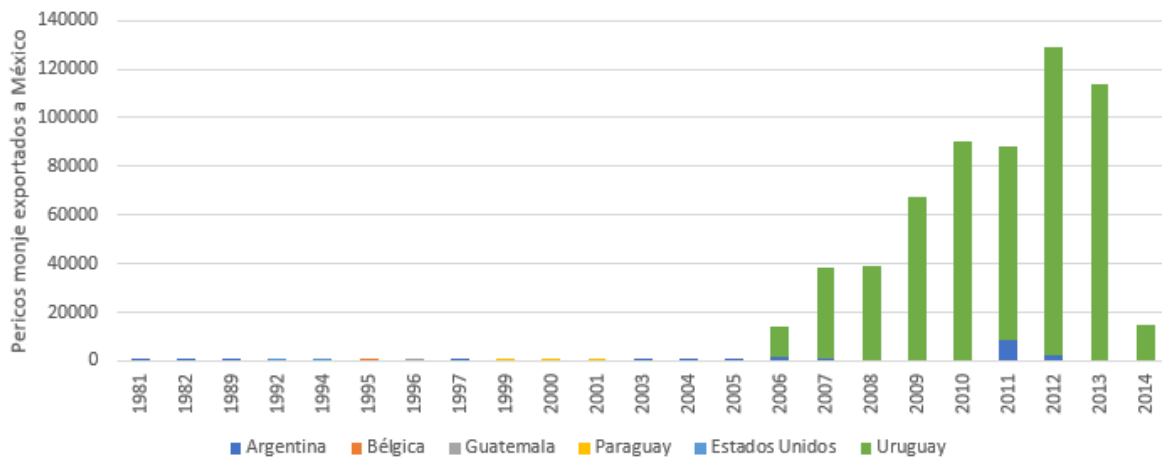


Figura 8. Pericos monje importados a México por año. Notar los años discontinuos y la dominancia de Uruguay como país exportador. Datos obtenidos de CITES (2019).

De 2006 a 2013 México fue el principal importador de pericos monje, con más del 90% de los ejemplares de la especie comercializados a nivel internacional (CITES, 2019, Fig. 9). Durante esos años se vendían incluso en grandes tiendas de mascotas, bajo los nombres de perico argentino, cotorra argentina y cotorra uruguaya, entre otros.

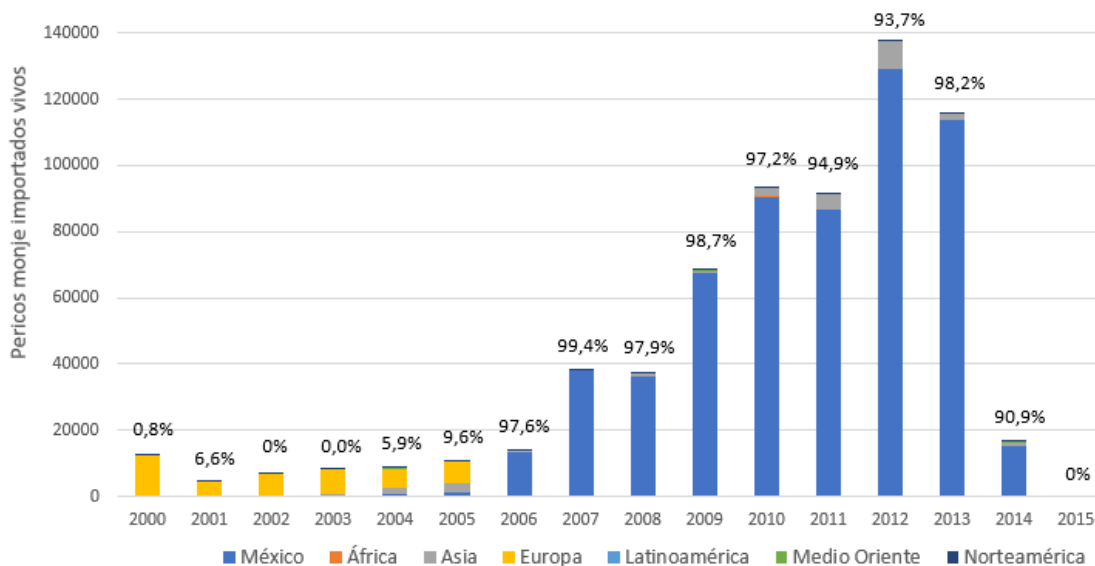


Figura 9. Pericos monje importados en todo el mundo comparados con México. El porcentaje sobre las barras indica la proporción de pericos monje importados a México respecto al total mundial. Datos obtenidos de CITES (2019).

El incremento en las importaciones de *Myiopsitta* a México se ha relacionado con dos eventos: el cese de importación de aves a Europa en 2005 que ya se mencionó (Comisión de las Comunidades Europeas, 2005) y el cambio en la Ley General de Vida Silvestre, que al modificar el Artículo 60-bis



prohibió “importar, exportar y reexportar psitácidos cuya distribución natural sea dentro del territorio nacional” (SEMARNAT, 2008). Esta prohibición habría ocasionado una demanda de psitácidos que se buscó cubrir con la importación de pericos monje. No obstante, hay opiniones en contra, que desligan el cambio en la legislación con el incremento de importaciones, comparando las tasas reducidas de captura legal antes de la prohibición, contra el incremento sin precedente en importaciones a partir de 2005 (Cantú-Guzmán & Sánchez-Saldaña, 2018). Este incremento fue mayor después del 2008, alcanzando su máximo en el año 2012.

Con la liberación o escape de pericos en México, al igual que en otros países, se establecieron colonias reproductivas ferales, algunos son recapturados para su venta, principalmente por pajareros. También se sabe de la existencia de criaderos particulares o personas que logran reproducirlos en su casa y los anuncian por redes sociales para su venta.

c. Condiciones de cultivo/Reproducción

No hay programas de reproducción de *Myiopsitta monachus* a gran escala en México. En otros países como España y Estados Unidos hay aviarios o poseedores que reproducen a pequeña escala perico monje y otros como agapornis y ninfas; para su venta los publicitan en la web.

Existen páginas en la web con instrucciones similares en cuanto al cuidado de los pericos monje en cautiverio. Indican tenerlos en jaula espaciosa, donde puedan abrir las alas. Consideran que su reproducción en cautiverio es sencilla si cuentan con espacio suficiente y las aves están sanas. El encierro debe mantenerse cálido, sin exceso de humedad, con buena alimentación, sin ruidos excesivos y sin estrés o manipulación excesiva. Para alimentarlas debe proporcionárseles frutas, verduras frescas y cereales, que pueden combinarse con alimentos peletizados comerciales (Aves Paradais Sphynx, 2014).

d. Análisis económico

Los precios de venta de pericos monje son más fáciles de consultar en otros países que en México. La oferta de pericos es tan fragmentada, que en ningún caso se cuenta con información que permita conocer las ganancias globales o regionales por la venta de pericos monje, por ello se presentan ejemplos y variación de precios (obtenidos de mayo – julio de 2019).

En el mercado internacional se ha realizado selección artificial de *Myiopsitta*, por lo cual ahora se ofertan variedades blancas, amarillas, azules y turquesa, con sus variantes (Fig. 10). En páginas de España se ofrecen las cotorras o pirrhuras (nombre local de *Myiopsitta monachus*), en anuncios clasificados (<https://www.milanuncios.com/pajaros/cotorra.htm>), a precios que oscilaron entre los \$45 y los \$80 euros. En el Reino Unido la variedad blanca, azul y amarilla se puede adquirir entre £100-£300, mientras que los de plumaje original entre £50 - £300. En Estados Unidos los de plumaje de color original se ofrecen en \$300-\$550 US, los azules de \$575-\$595 US, los albinos o blancos en \$400 US, y los turquesa-opalina entre \$850-\$1200 US. En las páginas de estos países también hay anuncios clasificados de personas que solicitan en donación psitácidos o que ofrecen sus instalaciones para recibir aquellos que sus dueños ya no quieran.



En México hasta hace unos años los pericos monje se ofrecían en tiendas de mascotas y anuncios clasificados entre \$1900 - \$3700. Actualmente en páginas web de México solo se ofertan alimento y accesorios para mascotas. Sin embargo, los pericos monje aún se comercian y constituyen el psitácido “legal” del que más ganancia pueden obtener; hasta el año 2017 se permitía su captura ilimitada, siempre que se cumpliera con el anillado (Roldán-Clarà *et al.*, 2017a). Los pajareros lo venden entre \$800-\$1200, mientras que en mercados como el de Sonora, en la Ciudad de México los ofrecen entre \$1200-\$1600. Se indica ‘legal’ porque en el calendario de épocas hábiles y límites de posesión de aves canoras y de ornato para la temporada 2018-2019 no aparecen los pericos monje (SEMARNAT, 2018).



Figura 10. Venta de pericos monje, variantes de colores. En la parte inferior las variedades turquesa, azul y azul cielo respectivamente <https://www.birdbreeders.com>.

A diferencia de otros países donde las variedades coloridas de perico monje alcanzan valores superiores a los ejemplares con plumaje de color original, en México la concepción es que los pericos son verdes. Esto conlleva varias consecuencias, una de ellas es que psitácidos comunes y fáciles de reproducir en cautiverio y con un comercio legal como agapornis, periquitos australianos y ninfas, no son del agrado de muchos que quieren “un perico de verdad”. En este sentido, los pericos monje son lo más cercano y económico que puede asemejarse a un perico o loro nativo. Una estrategia reproducible pero muy común de algunos vendedores, es pintar el plumaje de distintas especies de psitácidos, incluyendo a los pericos monje, para asemejarlos a los loros de más valor en el mercado (Fig. 11).

Cuidado con los vendedores/estafadores!



Así te lo venden : te lo ofrecen como loro cabeza amarilla, pero realmente es una colorita frente naranja ó perico atolero (*Aratinga canicularis*) pintado.



Así te lo venden: te lo ofrecen como loro cabeza amarilla o mejillas amarillas cuando en realidad es una colorita argentina o monje (*Myiopsitta monachus*)



Así es en realidad. Esta especie es ilegal en México. Esta prohibida su venta. Doble delito: venta ilegal y maltrato.



Así es en realidad. Esta sí es legal, sin embargo el que le pintan la cabeza es maltrato animal.

fundacion Kakatuwah, A.C.
@Kakatuwahfundac

NO COMPRES ! DENUNCIA!

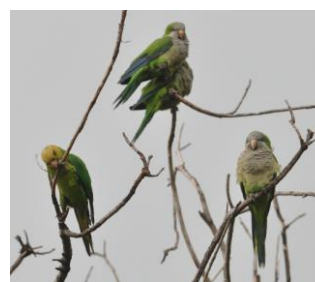


Figura 11. Venta Ejemplos de psitácidos teñidos, desteñidos y con plumas pegadas. Imágenes obtenidas de página de Fundación Kakatuwah A.C., <http://lorosenargentina.blogspot.mx/2013/02/atencion-loros-tenidos-destenidos-o.html> y <http://cityparrots.org/loro-libre/2013/7/31/blanqueamiento-y-tenido-de-loros.html>. La última es de una *Psittacara holochlora* con la cabeza pintada de amarillo, libre entre pericos monje en la delegación Gustavo A. Madero, Foto: Patricia Ramírez Bastida (Ramírez- Bastida *et al.*, 2018b).

4. RUTAS DE INTRODUCCIÓN (EN MÉXICO Y EL MUNDO)

Como ya se mencionó, los pericos monje fueron inicialmente exportados de sus países nativos, en particular Uruguay, seguido de Argentina. A partir de escapes y liberaciones de las aves comercializadas se inició la colonización, dispersión e invasión del perico monje en muchos de los países a donde fue introducida como mascota.

a. Introducción en el mundo

El perico monje se ha convertido en un ave invasora incluso en regiones dentro de su distribución nativa, y se ha dispersado hacia zonas periféricas, esto propiciado por la introducción de arbolado exótico de mayor altura que la vegetación original (Romero *et al.*, 2015). Es importante mencionar que se desconoce el tamaño de su población actual a nivel global, pero se estima que los ambientes fragmentados y perturbados dentro de su área de distribución y en donde ha sido introducida pueden favorecer su colonización, por lo que se indica una tendencia poblacional de incremento y por tanto se considera fuera de preocupación (Least concern, BirdLife International, 2018).



La literatura indica un gran número de países donde se han registrado pericos monje, la mayoría de las observaciones provienen de escapes o liberaciones intencionales (Muñoz y Real, 2006). Como resultado del reconocimiento del riesgo asociado a las especies invasoras, en los últimos años ha crecido la preocupación por los efectos negativos y se han iniciado acciones de manejo y control, incluso de erradicación.

Dentro de un mismo país pueden presentarse tendencias regionales distintas en cuanto a la dinámica de invasión y la efectividad de las acciones de control. Un ejemplo es Estados Unidos: hasta el año 2003 *Myiopsitta monachus* presentaba un crecimiento exponencial (Van Bael & Pruett-Jones, 1996; Pruett-Jones & Tarvin, 1998; Pruett-Jones *et al.*, 2005), particularmente en el estado de Florida (Avery *et al.*, 2002). Sin embargo, esa tendencia se revirtió (Pruett-Jones *et al.*, 2012), como lo muestran los conteos navideños recientes (Audubon Society, 2019), también en Florida han disminuido, en contraste en el estado de Texas, en donde los pericos continúan en incremento (Fig. 12).

En Europa, España es uno de los países donde más se ha extendido la especie; se concentra en la región centro y la costa del Mediterráneo; se han hecho monitoreos constantes para planificar su manejo y algunas acciones para reducirlos, pese a lo cual hasta 2015 eran entre 16,000 y más de 28,000 pericos (Muñoz, 2003; Martín, 2005; Gutiérrez *et al.*, 2012; Rodríguez-Pastor *et al.*, 2012; SEO/Birdlife, 2015; Molina *et al.*, 2016).

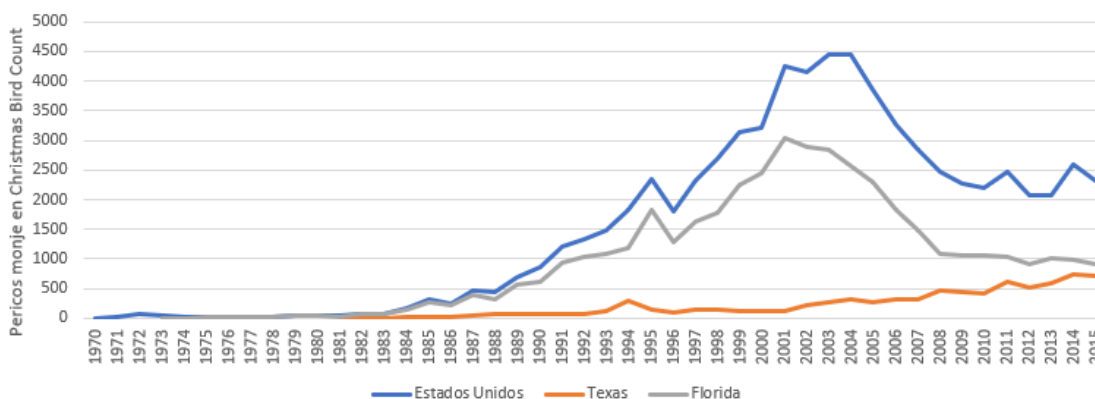


Figura 12. Tendencia de los pericos monje en Estados Unidos y dos estados de acuerdo con los conteos navideños (a partir de datos de Audubon Society, 2019).

Dado que en algunas ciudades han existido programas de control, integrar todos los registros históricos de la especie en una zona tal vez no refleje su estatus actual. Por lo anterior, se representaron en un mapa los registros de la especie hasta 2019, obtenidos de eBird (2019), GBIF (2019) y Naturalista-CONABIO (2019). Los resultados indican que *Myiopsitta monachus* se ha extendido principalmente en Norteamérica y Europa, además de los alrededores de su distribución nativa, pero hay países mencionados en la literatura de donde no se tienen registros recientes (Tabla 1, Fig. 13).

El riesgo de *Myiopsitta monachus* como especie invasora ha sido reconocido en otros países, como Australia, donde se prohibió su importación (Latitude 42, 2011; Csurhes, 2016). En el Reino Unido la



calificaron con Riesgo Medio en la década de 1980, se requería permiso especial para importarla, se prohibía liberarla o permitir su escape (HMSO, 1981) y cuando los pericos monje se establecieron, señalaron a la especie como prioritaria para acciones de control (Van Ham *et al.*, 2013). A nivel internacional se reconoció su riesgo como especie invasora por distintas agencias (Global Invasive Species Database, 2019; CABI, 2018).

Tabla 1. Comparación de los registros de *Myiopsitta monachus* a nivel mundial. Registros históricos y recientes. Los asteriscos indican países donde la especie se considera invasora.

Región	Países. Registros recientes	Registros históricos++
Norteamérica e islas Caribe	Estados Unidos*, México*, Islas Caimán, República Dominicana, Pequeñas Antillas, Puerto Rico	Bermudas, Canadá
Sudamérica	Chile, más extendido en Argentina*, Uruguay, Bolivia* y Brasil*, Paraguay*	
Europa	Reino Unido, Francia, Países Bajos, Bélgica, Alemania, Polonia, República Checa, España*, Portugal, Italia*, Grecia	Holanda, Austria, Yugoslavia, Suiza
África	Islas Canarias, Marruecos	Kenia
Medio Oriente	Turquía, Israel, Palestina	
Asia	Malasia, Taiwán	Japón

++ Davis, 1974; Allen, 2006; Roll *et al.*, 2008, Pablo-López, 2009; Csurhes, 2016; Global Invasive Species Database, 2019.

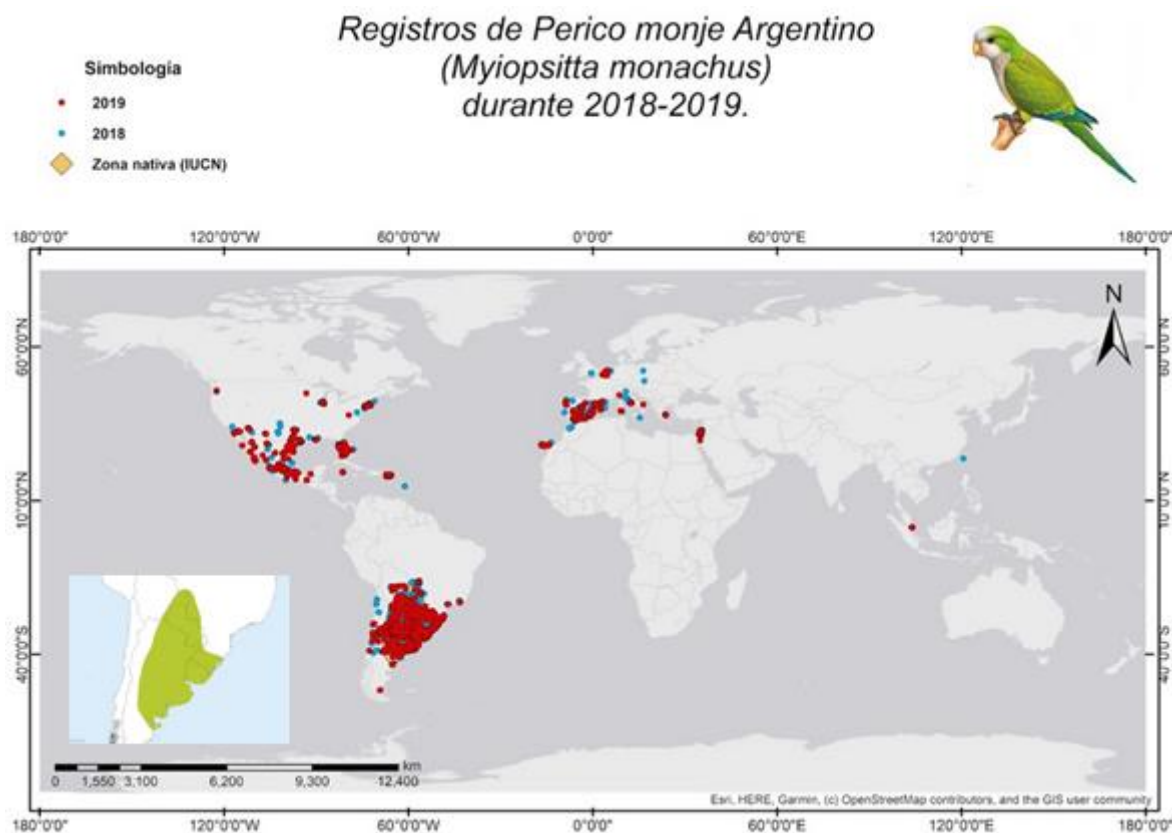


Figura 13. Registros recientes (2018-2019) de *Myiopsitta monachus* en el mundo (GBIF, 2019). La zona nativa de Sudamérica se muestra en el recuadro de la izquierda (tomado de Collar & Bosman, 2019).

b. Introducción en México

La historia de la introducción de pericos monje en México está bien documentada, en particular la relacionada con la importación legal desde Sudamérica en el periodo 2000-2014, principalmente de Uruguay (Hobson *et al.*, 2017; CITES, 2019). Además de los escapes y liberaciones, existe el riesgo de que las poblaciones transfronterizas que viven en Estados Unidos se dispersen al país (Gómez de Silva *et al.*, 2005; MacGregor-Fors *et al.*, 2011). Cabe mencionar que el perico monje es solo una de las especies que han sido introducidas a México (Pericos Mexicanos en Peligro, 2015), pero es la que se ha incrementado más en libertad.

El primer registro de *Myiopsitta monachus* en México como escape ocurrió en 1995, en el Estado de México (Chávez, 1999), para la CDMX el primer registro fue en 2009 y poco tiempo después ya se tenían reportes en Tuxtla Gutiérrez, Morelia, Puebla, Oaxaca y alrededores (Álvarez-Romero *et al.*, 2008; Pablo-López, 2009), también en Querétaro (Pineda-López Malagamba-Rubio 2011), en Baja California Sur (Guerrero-Cárdenas *et al.*, 2012; Tinajero y Rodríguez-Estrella 2015), dos ciudades de Chihuahua (Soto- Cruz *et al.*, 2014) y Chilpancingo, Guerrero (Almazán-Núñez *et al.* 2015). Ramírez-Albore (2012) integró parte de los avistamientos del Valle de México, reconociendo como sustratos principales para perchar y anidar los eucaliptos, seguidos de pinos, pirules y palmeras. En la CDMX y municipios conurbados ya se registran desde hace años (Meléndez-Herrada *et al.*, 2013).

A partir de 2015 se desarrolló un proyecto para diagnosticar la presencia y sitios de anidación de perico monje en la CDMX y áreas conurbadas, se creó una página en Facebook y se animó a las



personas mediante las redes sociales a publicar sus avistamientos en eBird, a la vez de que se informaba sobre los riesgos de la especie. Esto favoreció que se documentaran registros en todo el país, en particular en el Valle de México, donde se estimó una población de 3,000 pericos, con más de 600 nidos ubicados principalmente en eucaliptos, seguidos de palmeras y casuarinas (Ramírez-Bastida *et al.*, 2018b).

Con base en los registros recientes (eBird, 2019; GBIF, 2019; Naturalista-CONABIO, 2019), los únicos estados sin registro actual de perico monje son Zacatecas, Colima, Tlaxcala, Tabasco, Yucatán y Quintana Roo (Fig. 14). Esto indica que en ocho años pasó de estar presente en siete estados (MacGregor-Fors *et al.*, 2011) a 26 estados.

Aunque hay pericos monje en diversos hábitats en México, los registros se concentran en entornos urbanos o periurbanos. Los sustratos de anidación para el perico se modifican dependiendo de la disponibilidad del estrato arbóreo, en el Valle de México hay parques o camellones en los que no hay eucaliptos, entonces anidan en yucas, casuarinas, álamos o palmeras (Ramírez-Bastida *et al.*, 2018b). En La Paz anidaron en la palma de abanico, seguida de la palma de coco, alimentándose tanto de frutos de plantas nativas, como de restos de comida (Tinajero & Rodríguez-Estrella, 2015). Esa situación es muy similar en otras partes del país, los pericos acuden a comer lo que las personas les proporcionan, pero también consumen recursos vegetales del entorno.

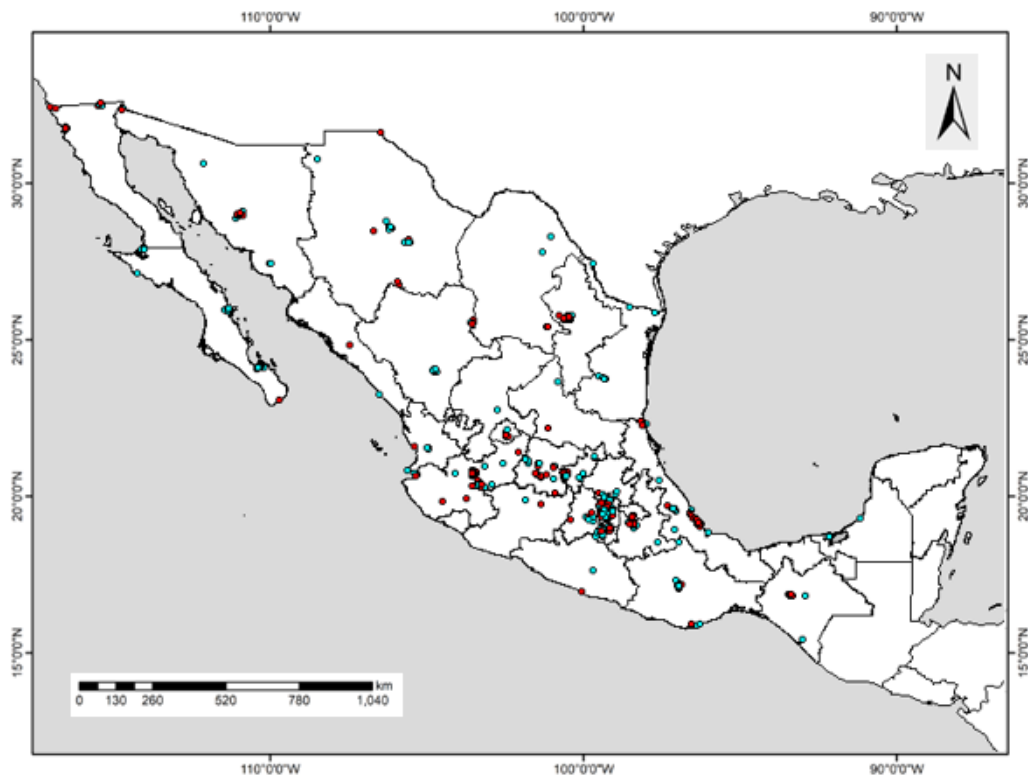


Figura 14. Registros de *Myiopsitta monachus* en México, azules- previos a 2018, rojos- 2018-2019 (eBird, 2019; GBIF, 2019; Naturalista-CONABIO, 2019).



5. POTENCIAL DE ESTABLECIMIENTO Y COLONIZACIÓN

En esta sección se analiza el potencial que existe de que una especie colonice y se establezca dentro del territorio de interés, en este caso en México.

a. Potencial de colonización

Los pericos monje fueron extraídos de su ambiente natural y llevados a otros países, donde su potencial de establecimiento dependería de forma natural de la estructura del hábitat y los recursos disponibles. Los pericos en nuevos ambientes tienen a su favor su dieta generalista, la capacidad de ocupar hábitat variados, así como longevidad y capacidad reproductiva altas (Bucher *et al.* 1990, Martella *et al.* 1998). Esto sería suficiente para favorecer la colonización de cualquier especie, pero en las zonas urbanas o ambientes fragmentados los pericos tienen otras ventajas, como la ausencia de depredadores naturales (Montalvo, 2013) y un número reducido de depredadores potenciales. Pero hay otro factor determinante: el aprecio de muchas personas, dispuestas a alimentarlas y protegerlas. La influencia humana favorece el crecimiento poblacional y se dan casos como en Cataluña, donde la población de perico monje se duplicó cada 9 años (Domènech *et al.* 2003); o en Florida que tuvo crecimiento exponencial en las décadas de 1980 y 1990 y concentró el mayor porcentaje de pericos monje de Estados Unidos (Pruett-Jones *et al.*, 2005).

La influencia humana puede ser crítica, Muñoz y Real (2006) modelaron la presencia de la especie en España, separando sus predictores en tres factores: actividad humana, climáticos y topográficos, la influencia humana fue la que mejor representó la variación del modelo final con un 63.8%, mientras que los otros factores contribuyeron con el 15.2% y el 5.7% respectivamente. Entonces, es importante considerar que la distribución del perico monje no solo depende de variables ambientales, porque las colonias reproductivas pueden tener mucho hábitat disponible para la especie en áreas cercanas y eso favorecerá su colonización.

Otro factor que contribuye a la colonización, son los compradores que adquieren los pericos sin conocer del todo sus características, o son engañados con ejemplares a los que les alteraron el color del plumaje, otros no toleran sus fuertes vocalizaciones, o se desencantan cuando el ave no habla o es agresiva; por estas y otras razones algunos de esos ejemplares son liberados e incrementan los grupos ya establecidos.

Por lo anterior el potencial de colonización es **Muy Alto**, puesto que ya se ha establecido, hay registros en numerosas localidades, su comercialización es menor que hace unos años, pero es activa y mantiene la probabilidad de futuros escapes. Además del hecho de que, si se ubican cerca de zonas urbanas, es más probable que sus colonias prosperen por el cuidado de las personas de los alrededores.

b. Potencial de dispersión

El potencial de dispersión se refiere a la probabilidad que tiene una especie de incrementar su área de distribución cuando logra establecerse en zonas donde no es nativa, y al evaluar este potencial se deben tener en mente las acciones necesarias para evaluar el riesgo de su dispersión y minimizar sus efectos negativos.



El éxito de una especie exótica se relaciona directamente con su capacidad de adaptación y reproducción en nuevos ambientes (Barrios *et al.*, 2014) y el número de organismos (Blackburn *et al.*, 2015), entre otros factores. La rápida dispersión de los pericos monje en algunos países denotan la amplia adaptabilidad de estas aves, de igual forma los modelos de distribución potencial sobre bases bioclimáticas muestran que algunos países como Italia cuentan con muchos ambientes propicios que aún no han sido ocupados (Di Febbraro & Mori, 2014). En otros como Israel, además del crecimiento exponencial, han pasado rápidamente de áreas urbanas a entornos agrícolas (Postigo *et al.*, 2016). En Estados Unidos, de las 56 especies de psitácidos registrados en libertad, el perico monje se considera la especie más abundante (Uehling *et al.*, 2019).

El potencial de dispersión de *Myiopsitta monachus* es **Muy Alto**, porque si bien no es una especie migratoria, se va expandiendo alrededor de las zonas de anidación y puede recorrer varias decenas de kilómetros al día.

El perico monje cumple con las características de una **especie exótica invasora**, definida por la Ley General de Vida Silvestre (Congreso General de los Estados Unidos Mexicanos, 2018b) como la “especie o población que no es nativa, que se encuentra fuera de su ámbito de distribución natural, que es capaz de sobrevivir, reproducirse y establecerse en hábitats y ecosistemas naturales y que amenaza la diversidad biológica nativa, la economía o la salud pública”.

Ya se describió el incremento del éxito reproductivo del perico monje fuera de su área nativa, pero hay otros cambios en su biología y conducta que parecen favorecer su incremento zonas habitadas por el hombre, esto es la pérdida de conductas como la anti-depredatoria en organismos que se han mantenido en cautiverio por un tiempo o que nacieron en cautiverio y luego son liberados, la pérdida de esta conducta es lo que favorece su tolerancia al humano y a otras especies (Carrete & Tella, 2015).

En las colonias de reproducción se ha llegado a estimar una distancia de dispersión natal de hasta 1230 m (Tayleur, 2010), pero los movimientos diarios de los adultos en la búsqueda de alimento pueden superar esas distancias con facilidad, lo cual incrementa la posibilidad de que su área de distribución sea cada vez mayor.

En México se reaccionó tarde a las medidas de prevención y regulaciones de comercio, se prohibió su importación cuando ya habían ingresado al país más de medio millón de pericos, y pese a que ya no hay importaciones, el mercado interno se mantiene y su abundancia continua en ascenso.

6. EVIDENCIAS DE IMPACTOS

En México hay poca evidencia publicada sobre efectos negativos por la presencia de los pericos monje, así que se recurrirá a impactos reconocidos en otros países.

i. Impactos/beneficios socioeconómicos

Un **posible beneficio** de la presencia de *Myiopsitta monachus* en las áreas donde se ha introducido se asocia con la posibilidad de ocupación de sus nidos por especies nativas en áreas urbanas. Tracey & Miller (2018) documentaron la anidación exitosa de *Falco sparverius paulus* en nidos abandonados de pericos, lo cual consideran notable porque esta subespecie está en riesgo en la



región. En México se registró una pareja de *Psittacara holochlora* ocupando un nido de *Myiopsitta* en Saltillo, Coahuila (obs, pers.). En Sudamérica sus nidos son ocupados por aves nativas como patos, halcones, cucús, tordos y tiránidos, además de mamíferos como tlacuaches (Wagner, 2012).

Otro beneficio económico es la venta de los pericos, aunque esto es controversial por más de una razón y es un asunto complejo que necesariamente involucra a otros psitácidos:

- Fue justamente su comercio lo que llevó a tener a la especie ahora como invasora.
- Hubo un fallo al permitir la importación a gran escala de una especie que ya era reconocida en otros países como invasora.
- La prohibición de venta de psitácidos nativos no detuvo su comercio, solo que ahora todas las transacciones son ilegales.
- Todas las especies de psitácidos nativos siguen en riesgo y muy pocas cuentan con estudios o programas de recuperación de poblaciones.
- No se cuenta con información confiable sobre el tráfico de psitácidos nativos.
- Hay opiniones contrapuestas sobre si la prohibición de venta de psitácidos nativos es la mejor opción o se debe optar por un aprovechamiento sustentable.

En cuanto a los **impactos negativos**, se relacionan con daños a cultivos y vegetación, además de otros derivados de la construcción de nidos y actividad reproductiva. Respecto a la producción agrícola, existe información de Europa (España), Norteamérica (California, Florida, Nueva Jersey, Nueva York, Ohio) y América del Sur (Argentina). La estimación de los daños va del 0.4 al 37%, incluso hasta el 64%, particularmente en frutales (Davis, 1974; Senar *et al.*, 2016). Los cultivos afectados son (alfabéticamente): aguacates, arándanos, arroz, bellotas, caquis, girasol, ciruelas, diente de león, durazno, fruta de la pasión, higos, litchi, longan, maíz, membrillo, moras, naranja, nísperos, pera, pinos, sorgo, soya, tomate, trigo, uvas, y hortalizas; sin embargo, aunque el tipo de daño es reconocible (Fig. 15), es difícil cuantificar lo que corresponde a los pericos, porque estos cultivos también son dañados por otras aves que pueden ser más frecuentes y abundantes (Davis, 1974; Canavelli *et al.*, 2012; Aramburú *et al.*, 2013; Linz *et al.*, 2015; Molina *et al.*, 2016; Senar *et al.*, 2016; Avery & Shiels, 2018). En Barcelona los porcentajes de daño en cultivos fueron 37% en pera, 36% en ciruela redonda, 28% en maíz, 9% en ciruela ovalada 7% en membrillo y 0.4% en tomate (Senar *et al.*, 2016).

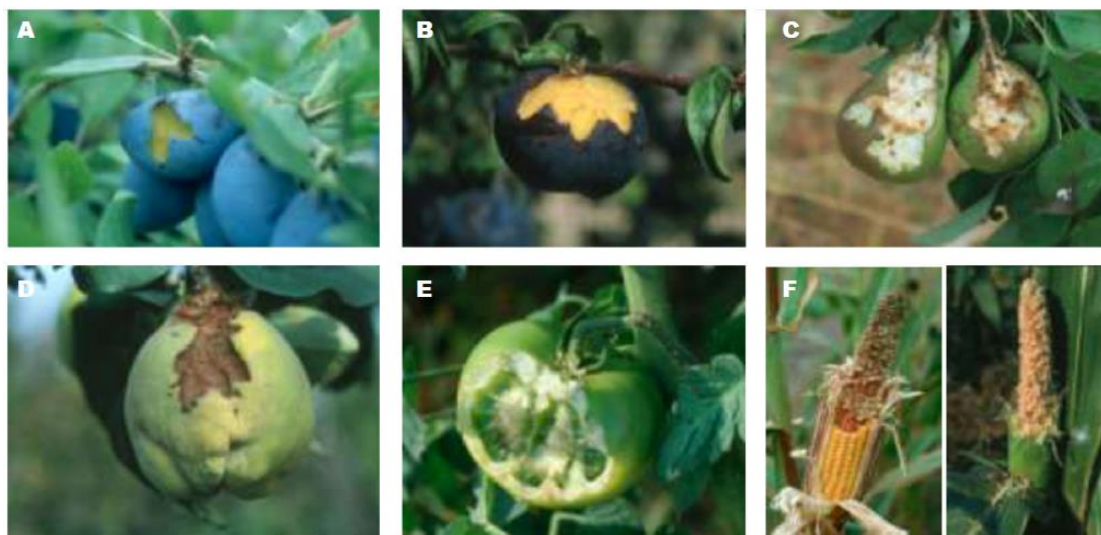


Figura 15. Daños ocasionados por *Myiopsitta monachus* a cultivos de frutales y cereales en Barcelona. A y B. ciruela claudia, C. pera, D. membrillo, E. tomate, F. maíz (imágenes obtenidas de Senar et al., 2016).

En cuanto a costos, se estiman pérdidas que van de los \$536 - \$18,182 US por hectárea en Florida, pero esto integra afectaciones por varias especies de aves y aunque los pericos pueden causar un daño más intenso, a menudo es en áreas focales (Tilman *et al.*, 2000). En Barcelona en el 2001 estimaron pérdidas para cultivos de tomate de 7,800 € (Conroy y Senar, 2009).

Algunos autores indican que los daños atribuidos a *Myiopsitta* se han sobreestimado por varias razones, como el hecho de que son más conspicuas que otras aves y porque se extrapola a toda la parcela los efectos puntuales registrados en los bordes del cultivo o sin un patrón definido. En otros casos son daños ocasionales y mínimos que no ocurren todo el año, como el consumo de brotes en plantaciones forestales de pinos (Canavelli *et al.*, 2012).

Es notable la falta de estudios que actualicen y dimensionen los daños y pérdidas a nivel local o regional, porque el efecto en cada zona puede ser distinto; un ejemplo es Argentina, donde *Myiopsitta* mantiene estatus de Plaga Nacional declarado en 1935, sin información sistemática o integrada que cuantifique los daños actuales (Volpe y Aramburú, 2011; Canavelli *et al.* 2012; Aramburú *et al.*, 2013), en este país hay daños importantes para maíz y girasol, aunque el monto reportado de un billón de dólares en pérdidas no se detalla (en qué periodo o extensión). No obstante, se ha mantenido la “filosofía del control” para la especie (Canavelli *et al.*, 2012). En Chile reportan al perico en áreas metropolitanas e indican daños a frutales y plantas de ornato, sin precisar montos (Iriarte *et al.*, 2005). En Estados Unidos, por el contrario, a excepción de Florida y algunas otras zonas donde hay afectaciones, no se han registrado daños graves a la agricultura por pericos como los que se habían previsto (Pruett-Jones *et al.*, 2012). Otro tipo de daño a la vegetación es el relacionado con la defoliación y el corte de las ramas que emplean para construir los nidos y puede ser un impacto importante en áreas cercanas a los sitios de anidación (Martín, 2005).

En México hay poca evidencia documentada de los daños a la vegetación ocasionados por pericos monje, pero por comentarios de personas responsables de los parques y observaciones personales, se sabe que daña los cultivos de maíz cuando el fruto aún está en desarrollo, por lo que las mazorcas se pierden; esto ocurre en el norte del Estado de México, también se documentó en Tláhuac y en



Chapingo (Muñoz-Jiménez & Alcántara- Carbajal, 2017). Sin embargo, hace falta cuantificar los daños a nivel regional, porque los campesinos refieren que las “aves negras” (*Quiscalus*, *Molothrus* y *Agelaius*) causan más daño que los pericos (Ramírez-Bastida *et al.*, 2018b).

En el parque Alameda Oriente de la CDMX los pericos afectaron a los árboles de frutales y las pencas de maguey, de las que obtuvieron fibras para los nidos. Sin embargo, el daño más notable observado fue la pérdida de ramas en la parte superior de los árboles, notable sobre todo en árboles cercanos a los sitios de anidación. Algunos pericos hacen recorridos más lejanos y vuelan hasta el nido con las ramas en el pico, lo más común es que en el sitio de corte les quiten las hojas y lleguen solo con la rama. El peso de los nidos provoca la ruptura de las ramas en que están colocados, sobre todo de eucaliptos y esto es más frecuente en época de lluvias (Fig. 16, Ramírez-Bastida *et al.*, 2018b).

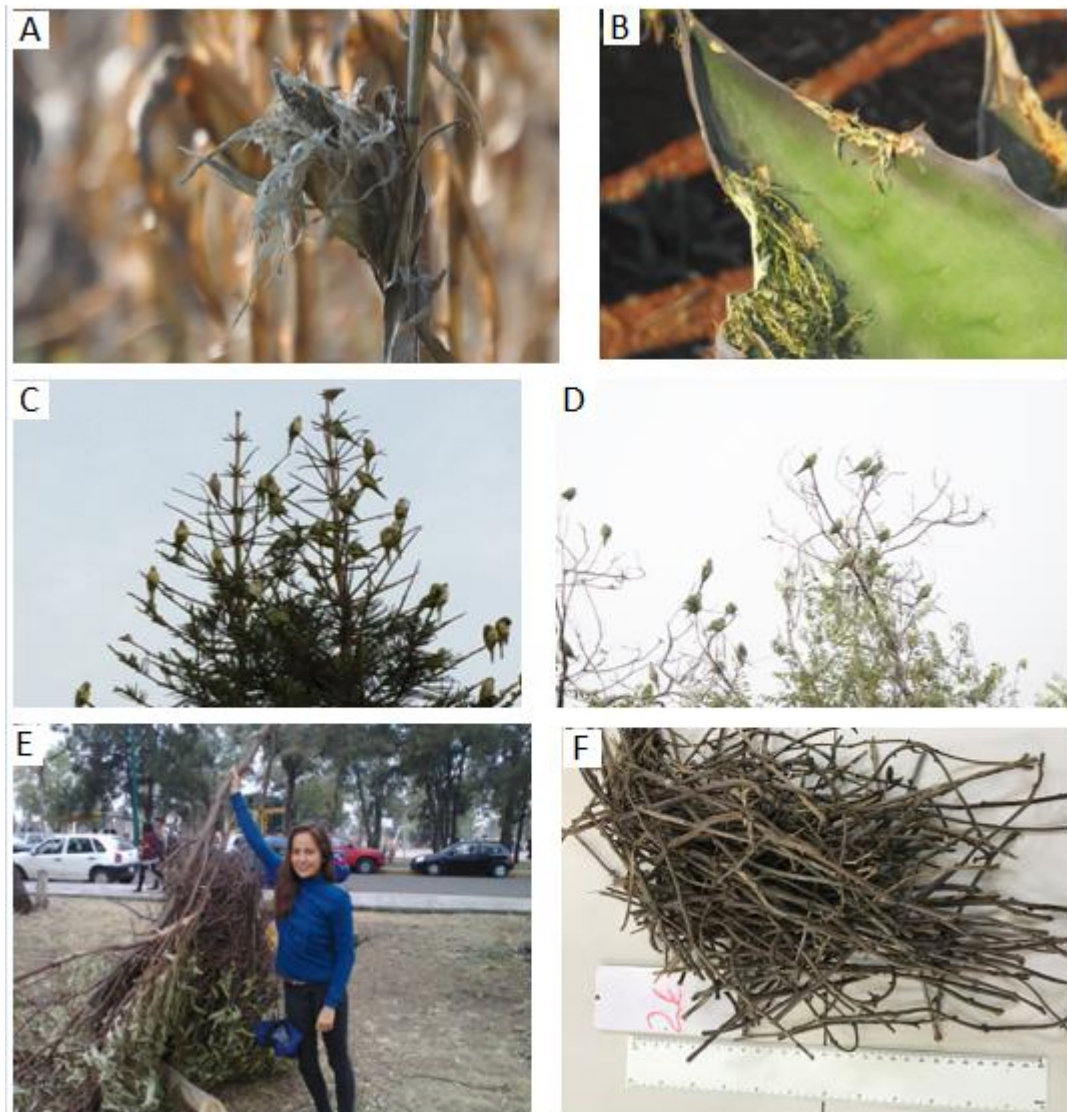


Figura 16. Daños causados por *Myiopsitta monachus* en México. **A.** pérdida de mazorcas, **B.** daño a magueyes, **C.** y **D.** araucarias y jacarandas con pérdida de ramas, **E.** rama de eucalipto rota por el peso del nido, **F.** detalle de la longitud y grosor de las ramas que conforman el nido. Fotos del proyecto LI047 (Ramírez-Bastida *et al.*, 2018b)



Además del riesgo de caída de ramas desde alturas superiores a los 3 m por el peso de los nidos, hay otras afectaciones por la presencia de los pericos monje en zonas urbanas; una es el ruido que generan, en particular cerca de los sitios de anidación, algunas personas llegan a retirar nidos de sus propiedades por esta razón (Pruett-Jones *et al.*, 2012). Pese a los daños registrados, la mayoría de las personas muestra aprecio por los pericos (Ramírez-Bastida *et al.*, 2018b).

Un efecto negativo bien documentado es el **daño a infraestructura**, cuando es usada como sustrato para construir los nidos. En Florida los nidos de perico monje fueron colocados principalmente sobre estructuras eléctricas o de telecomunicaciones (Avery *et al.*, 2002, Avery *et al.*, 2006). El efecto es variado, desde corrosión por el guano, mayor peso de las estructuras, hasta cortes de energía e incendios, sobre todo cuando el material de los nidos se moja por la lluvia y toca elementos energizados. Las pérdidas se han estimado en varios cientos de miles de dólares anuales por todos los costos directos e indirectos de un corte de luz, sumado a las acciones de retiro del nido (Avery *et al.* 2002, Rusello *et al.*, 2008). En Florida la remoción de un nido cuesta entre \$415 y \$1500 US (\$415 por la remoción del nido y \$236 para la reparación del corto circuito); se estimó que en Florida de 2003-2008 se gastaron \$1.3 – 4.7 millones de dólares, asociados a una población de 2500 pericos (Avery *et al.*, 2008). En Chicago se han presentado problemas similares en subestaciones eléctricas y postes telefónicos (Pruett-Jones *et al.*, 2012). Además de ser una fuente de ruido, los nidos de pericos colocados en edificaciones pueden reblandecer los materiales o afectarse por la acumulación de guano. La única mención para México fue sobre una torre para antenas de telecomunicaciones, donde el personal va cada dos meses a realizar el retiro de nidos de perico monje, pero no mencionaron costos (Fig. 17).

Debido a la rapidez con que los pericos construyen los nidos (dos semanas), se debe remover también a las aves para evitar la reconstrucción (Avery, 2002). Este tipo de manejo se trata más adelante en el apartado de Control y Mitigación.



Figura 17. Daños causados por *Myiopsitta monachus* en México. Izquierda. Nido colocado sobre antena de telecomunicaciones, Derecha: guano sobre la azotea y antena parabólica. Fotos: Patricia Ramírez Bastida (Ramírez-Bastida *et al.*, 2018b).

Otro tipo particular de daños a la infraestructura ocurre cuando las aves frecuentan los aeropuertos, ya que las aeronaves pueden impactar con una o más aves (evento conocido como “birdstrike”). La consecuencia es variada: si el impacto ocurre con pocas aves o si golpean el fuselaje, el daño puede ser nulo o leve. En cambio, si se trata de numerosas aves, o si penetran las turbinas, la afectación será mayor y puede ser muy grave; hasta 2017 se habían reportado cuatro impactos de aeronaves con pericos monje, uno de ellos con varias aves, pero sin daños (Dolbeer & Begier, 2019).



No se tienen estadísticas completas o detalladas de impactos con aves para México (SCT, 2016), pero los datos de birdstrikes para la aviación civil de Estados Unidos indican que de 1990 a 2017 se reportaron cuatro impactos con pericos monje, uno de ellos con varias aves, aunque no se reportaron daños significativos (Dolbeer & Begier, 2019). Sin embargo, en otros aeropuertos es un ave muy frecuente, sobre todo en los pastos cortos al lado de las pistas y requiere manejo particular para evitar incidentes (Marateo *et al.*, 2015).

ii. impactos a la salud

Los **impactos a la salud** se relacionan con el riesgo de que la especie pueda ser vector de parásitos o enfermedades que afecten directa o indirectamente al humano, o bien a otras especies. Para el perico monje este riesgo se considera **Alto**.

Aunque no hay muchos casos notables de contagio provenientes de pericos monje, se mantiene el riesgo de transmisión de enfermedades virales y bacterianas como psitacosis (o clamidiosis aviar), influenza aviar, virus del Nilo, salmonelosis, erisipelas (por estreptococos), pseudotuberculosis, pasteurellosis, tuberculosis y enfermedad de NewCastle, entre otras. La infección se puede transmitir mediante contacto directo, equipo contaminado, guano, o aerosoles de las secreciones y mordidas (OIE, 2015; Mori *et al.*, 2018). La psitacosis tiene varias cepas, todas ellas pueden infectar al humano, el periodo de incubación puede ser de 5-14 días, los signos clínicos pueden ser sutiles o agudos, pueden ir desde padecimientos similares a una gripe con fiebre (escalofríos y dolor de cabeza) o síntomas más intensos como mialgia, anorexia, fotofobia, hasta neumonía grave (CFSPH, 2009). Aunque curable con tratamiento, puede ocasionar la muerte si no se atiende a tiempo.

La psitacosis (clamidiosis aviar) está reconocida en pericos de Sudamérica y ya existió un brote en 1930 en 12 países, causando la muerte a 300 personas. Pero los padecimientos pueden provenir de aves de otras regiones, como la enfermedad de dilatación proventricular (PDD por sus siglas en inglés), descrita en 1970 en cacatúas australianas y ya detectada en otros psitácidos cautivos en Estados Unidos y Canadá (Gómez de Silva *et al.*, 2005).

En el caso de la enfermedad de NewCastle el perico tiene un alto potencial como vector; es una enfermedad viral altamente contagiosa que afecta a aves (silvestres y domésticas), así como al hombre y está clasificada como de declaración obligatoria por la Organización Mundial de Sanidad Animal (OIE, 2013). En el humano la enfermedad causa un tipo de conjuntivitis cuando hay alta exposición al virus, principalmente en el personal en criaderos de aves (CFSPH, 2008).

Myiopsitta puede dispersar enfermedades vegetales, transportando material de plantas infectadas a árboles sanos (Global Invasive Species Database, 2019). De igual forma puede ser vector de otras especies invasoras al transportar sus semillas en patas o plumaje. Entre los patógenos que se han confirmado están metaneumovirus distintos de los conocidos (Retallack *et al.*, 2019). Recientemente se registró *Cryptosporidium* en *Myiopsitta* de zonas urbanas de Chile (Briceño *et al.*, 2017). Sin embargo, se ha encontrado que, comparados con otras aves, los pericos monje tienen baja prevalencia de algunos patógenos como *Lecocytosoon*, resultado de picaduras de mosquitos *Aedes* (Diez-Fernández *et al.*, 2017). En México se ha detectado como portador de *Herpesvirus*, pero sin determinar su patogenicidad para otras especies (Turrall-Ramírez *et al.*, 2017).



Algunas de las enfermedades potencialmente transmitidas por *Myiopsitta monachus* se consideran entre las que requieren notificación obligatoria a SAGARPA (2007), si bien la normativa aplica sobre todo a su presencia en fauna doméstica con fines alimenticios. La preocupación sobre enfermedades transmitidas de fauna silvestre a doméstica no es exagerada, en años recientes se vivió una crisis por el brote de influenza aviar H7N3, para su control se debieron aplicar millones de dosis de vacunas y se perdieron más de 26 millones de aves, en particular gallinas ponedoras, lo que ocasionó desabasto y desequilibrio económico en el país, con pérdidas cercanas a los 10 mil millones de pesos (Chávez, 2013). Cantú-Guzmán & Sánchez-Saldaña (2018), indican que en México la detección del subtipo de influenza aviar H7N3 en granjas avícolas fue lo que ocasionó la prohibición de importación de perico monje a México.

En cuanto a macroparásitos, los pericos monje son portadores de ectoparásitos de sus áreas nativas (Mori *et al.*, 2015), incluyendo algunos típicos de la especie como la chinche *Psitticimex uritui* (Hemiptera: Cimicidae), el piojo *Paragoniocytes fulvofasciatus* (Phthiraptera: Philopteridae) y el ácaro *Ornithonyssus bursa* (Acarina: Macronyssidae), además de otros generalistas como pulgas y moscas parásitas (Aramburú *et al.*, 2009; Aramburú, 2012; Gómez-Puerta y Luján-Vega, 2018). También se han registrado ácaros mesostigmátidos y oribátidos (Briceño *et al.*, 2017). Los ectoparásitos en los pericos monje fuera de Sudamérica pueden diferir de los de otras especies incluso en la misma localidad, combinando especies neotropicales, los típicos de otras aves, especies generalistas, hasta parásitos de artrópodos (Ancillotto *et al.*, 2018). Por esta razón existe el riesgo de que las especies invasoras transmitan sus parásitos a la fauna nativa y que en esta tenga mayor prevalencia (Mori *et al.*, 2015).

El riesgo por patógenos y enfermedades es mayor si aumenta la población de los hospederos. En este sentido las grandes concentraciones de pericos monje en áreas de alimentación mezclados con otras especies también numerosas, incrementa la probabilidad de que todos sean transmisores o receptores de patógenos y parásitos locales y exóticos, sobre todo si hay especies o individuos susceptibles (Otsfeld *et al.*, 2002). En México se detectó a *Psittacara holochlora* producto de escape en una parvada de pericos monje (Ramírez-Bastida, *et al.*, 2018b) y también a un perico monje mezclado en una parvada de *Eupsittula nana* (Ramírez-Bastida *et al.*, 2015). Además, este riesgo se mantiene y tal vez es más probable en las aves en cautiverio. En cualquiera de los casos puede provocar daños en cascada entre las aves, porque las poblaciones de perico monje libres provienen de aves en cautiverio (Gómez de Silva *et al.*, 2005).

El riesgo de contraer una enfermedad por un perico infectado también es para las personas, y la probabilidad es mayor comparada con la de otro tipo de aves, por la cercanía que los poseedores tienen con los pericos como animales de compañía. Para que esto no sean solo suposiciones o extrapolación de lo que se ha registrado en otros países, hacen falta estudios epidemiológicos.

Un tipo de **impactos sanitarios** se refiere a si la especie es venenosa, tóxica o causa alergias, esto se considera **Nulo** para el perico monje, porque si bien algunas personas son alérgicas, tal condición la propician las aves en general.



iii. Impactos ambientales y a la biodiversidad

El **Impacto al ambiente**, se considera como la posibilidad de promover modificaciones en los factores físicos y químicos como el suelo, aire, agua o luz. El efecto de los pericos monje en el ambiente se considera **Nulo**, ya que no hay cambios reconocidos en estos factores ambientales.

En cambio, su **impacto a la diversidad** se considera Medio. Hay registros de interacciones agonísticas entre los pericos monje y especies nativas como *Turdus migratorius*, *Bombycilla cedrorum*, e incluso observaciones sobre ataques y muerte a *Cyanocitta cristata*, *Passer domesticus* y *Turdus migratorius* (Davis, 1974; Gómez de Silva *et al.*, 2005). Sin embargo, otros estudios no encontraron interacciones frecuentes o intensas entre la avifauna nativa y los pericos (Appelt *et al.*, 2016; Di Santo *et al.*, 2016; Ramírez-Bastida *et al.*, 2018b). La tolerancia entre especies llega al punto que algunas cohabitan los nidos, como *Passer domesticus* y *P. italiae* que anidan en la periferia de los nidos de pericos (Di Santo *et al.*, 2016; Ramírez-Bastida *et al.*, 2018b), otras como *Columba livia* ocupan nidos abandonados de pericos (Ramírez-Bastida *et al.*, 2018b).

En los sitios de alimentación y percha también se observa tolerancia mutua entre los pericos y otras aves, tanto residentes como migratorias, y aunque se establecen algunas jerarquías para acercarse al alimento, las conductas agonísticas ocurren con más frecuencia entre pericos que con otras especies (Ramírez-Bastida *et al.* 2018b). En zonas donde se proporciona alimento a los pericos hay una afectación indirecta a la biodiversidad, ocasionada no por los pericos, sino por las personas. Esto es porque el alimento para los pericos, atrae a palomas, gorriones, coconitas, zanates, ardillas e incluso ratas; la mayoría de estas especies son exóticas e invasoras. Con alimento asegurado, todas ellas incrementan su abundancia en el entorno, reduciendo la disponibilidad de espacio y recursos el resto de las aves del sitio (Fig. 18, Ramírez-Bastida *et al.* 2018b).



Figura 18. Sitios donde se proporciona alimento a *Myiopsitta monachus* frecuentado por palomas, coconitas, gorriones y ratas (Fotos del proyecto LI047, Ramírez-Bastida *et al.*, 2018b).

Ya se mencionó que los pericos monje al igual que otras aves pueden transportar en su cuerpo o tracto digestivo semillas o propágulos de especies vegetales exóticas, lo cual sería un efecto indirecto para la biodiversidad (Global Invasive Species Database, 2019).

Como evidencia indirecta de posibles impactos a la biodiversidad, se evaluó su presencia en Áreas Naturales Protegidas (ANP) y en Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA). Para actualizar la información conocida, a las coberturas de ANP y AICA se sobrepusieron los registros de *Myiopsitta monachus* obtenidos de GBIF (2019) y eBird (2019) hasta a mayo 2019. Se obtuvieron 72,206 registros de perico monje para el mundo, de los cuales 2,287 fueron para México. Los



registros del país se compararon con los datos de Avesmx (Berlanga *et al.*, 2008). Se obtuvo presencia de *Myiopsitta monachus* en 10 ANP, cinco de ellas no incluidas por Avesmx (Fig. 19, Anexo 1). Por otra parte, se registró en 14 AICA, de ellas ninguna está reconocida en Avesmx (Figura 20, Anexo 2).

A pesar de lo anterior, los registros en las AICAS solo indican presencia, no se encontraron registros de abundancia elevada de individuos; esto puede deberse a una subestimación de la especie en México, tanto en registros como en abundancias. Lo anterior se denota al comparar la densidad de registros en Estados Unidos contra los que se presentan en la frontera de México, en particular en Baja California, Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas (eBird, 2019).

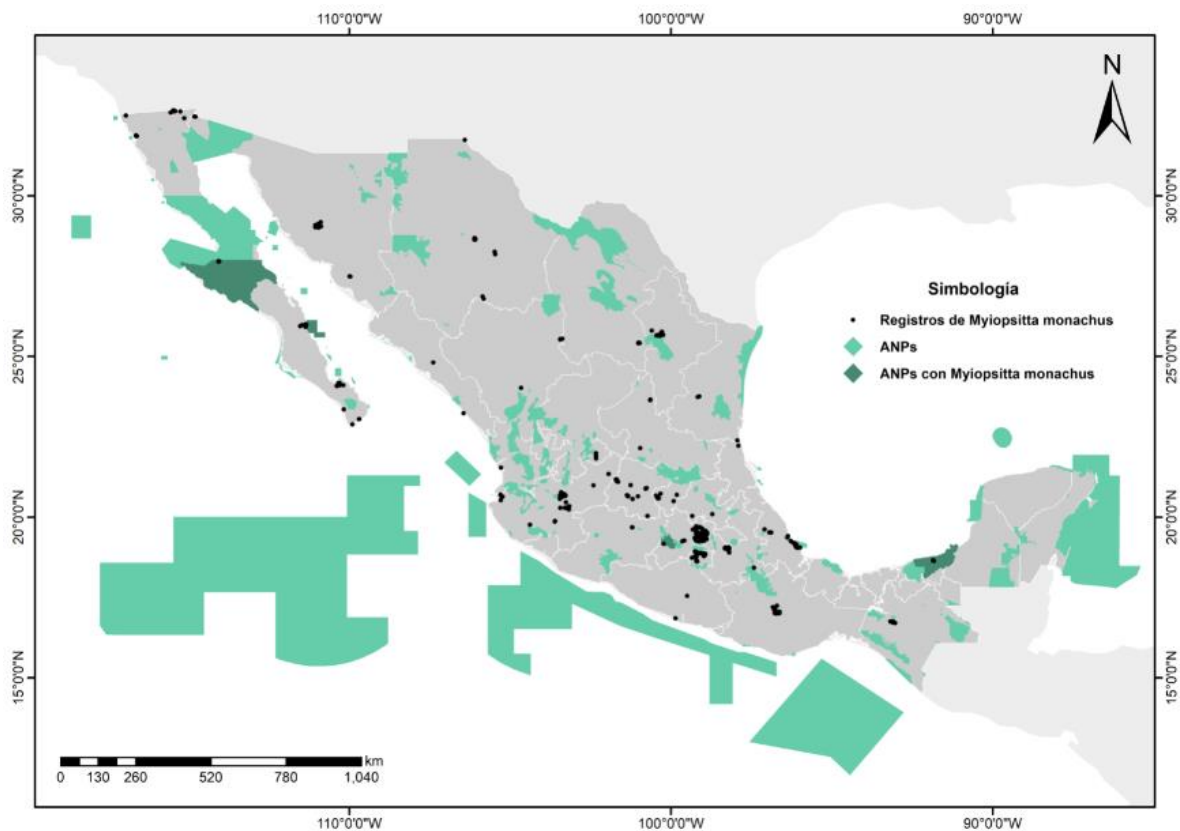


Figura 19. Registros de *Myiopsitta monachus* respecto a la cobertura de Áreas Naturales Protegidas.

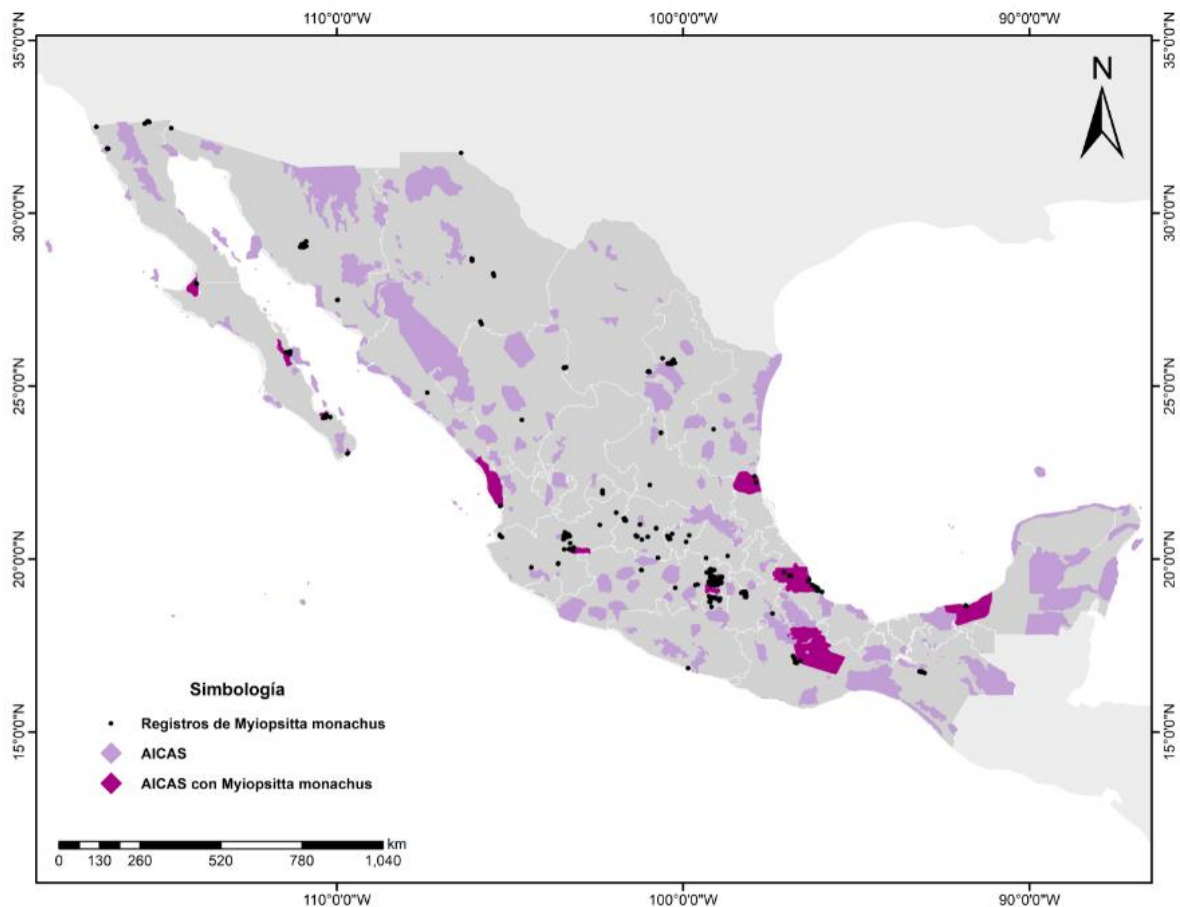


Figura 20. Registros de *Myiopsitta monachus* respecto a la cobertura de Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves.

7. CONTROL Y MITIGACIÓN

Al igual que otros psitácidos, el perico monje es una especie conspicua en su entorno, y a nivel local dentro de su área nativa es un ave apreciada (de Souza *et al.*, 2019). Las aves invasoras, pueden representar un reto especial respecto a otro tipo de fauna, pues a diferencia de invertebrados, peces, anfibios o mamíferos, los pericos son carismáticos y esto complica la implementación de medidas de control (Moreno-Marí *et al.*, 2007).

Pese a que existen riesgos asociados a la especie, es muy importante contar con información de su dinámica y daños locales, antes de implementar medidas de manejo o control, de lo contrario podría ocurrir que los costos de las acciones de manejo sean mayores que el daño causado (Canavelli *et al.*, 2012). No obstante, es común que se lleven a cabo acciones de control de perico monje sin que existan estos estudios o haya evidencia de daños. Un ejemplo de lo anterior ocurrió en Estados Unidos, donde las poblaciones de pericos monje se desarrollaron principalmente en Florida y Texas; sin embargo, se implementaron medidas de control en áreas distintas desde 1970 y para la década de 1990 las poblaciones estaban recuperadas y con amplia distribución (Van Bael & Pruett-Jones,



1996). Un caso bien documentado es el de Argentina, que desde hace décadas ha aplicado distintas formas de control, algunas de las cuales podrían ser innecesarias (Canavelli *et al.*, 2012).

En México, la Estrategia Nacional sobre Especies Invasoras aborda los aspectos a considerar para afrontar los riesgos derivados de la presencia de especies invasoras, como su regulación en el país, prevención de introducciones, respuesta temprana, evaluación de aspectos económicos, sociales y ambientales y su uso en actividades productivas, hasta su control y erradicación (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010). Para el perico monje algunas fases ya no pueden aplicarse, como prevenir introducciones o tener una respuesta temprana, mientras que su uso en actividades productivas (en este caso venta como mascotas), fue parte del problema por los escapes y liberaciones. No obstante, se requiere valorar los aspectos económicos, sociales y ambientales y la pertinencia de su control y erradicación. Sin embargo, se debe considerar que la prevención de expansión es importante para las Áreas Naturales Protegidas

Cuando se realiza la valoración de riesgo, es común que se considere para el efecto negativo el impacto documentado más severo, si se hace esto de manera aditiva, estableciendo prioridades y sobre bases robustas, se tendrá una mejor evaluación para la toma de decisiones (Turbé *et al.*, 2017).

Para establecer un plan de manejo, De la Cruz (2016) identificó la necesidad de contar con censos poblacionales, conteo de nidos, cámaras y cotorras, ya que los reportes disponibles son de presencia, también recomienda vigilar sus poblaciones en donde se les ha encontrado. Se cuenta con este tipo de datos al menos para la CDMX y municipios conurbados, incluyendo el seguimiento de dos colonias reproductivas de características distintas (Ramírez-Bastida *et al.*, 2018), parte de esa información se incluye en el presente análisis de riesgo.

Respecto a cómo realizar la evaluación, hay varias propuestas, una de ellas es el Protocolo de Evaluación de Impactos Ambientales Clasificados por Taxones Invasores. Empleando este método señalan que los Psittaciformes tienden a generar impactos menores que los de otras aves exóticas (Evans *et al.*, 2016). No obstante, en el caso de especies como *Psittacula krameri* y *Myiopsitta monachus*, hay afectaciones comprobadas en algunos países como España y Estados Unidos.

En España se ha emprendido el control desde hace años, los especialistas señalan que el manejo integrado debe considerar: a) Información y sensibilización, b) Parámetros demográficos (supervivencia y eclosión), c) Sinergia (parques y jardines), d) Seguimiento de la estrategia y de la efectividad de las medidas (Montalvo, 2013). Aunque con variaciones, los componentes de un manejo deben ser los mismos, es decir, el conocimiento de la dinámica de la población, informar y difundir sobre la especie, coordinar a quienes deban participar y evaluar lo que se realiza.

Para México se desarrolló una propuesta de Plan de Manejo para el perico monje (Ramírez-Bastida *et al.*, 2018a), que parte de establecer el árbol de problemas, transformarlo en árbol de objetivos, reconocer a los actores e integrar el análisis FODA, para luego plantear cinco estrategias: 1. Conservación de psitácidos mexicanos, 2. Difusión, 3. Investigación y monitoreo, 4. Regulación y comercio, 5. Acciones de manejo y control. Lo ideal es que se apliquen varias estrategias a un tiempo, porque si bien implican más costos, abordan las distintas aristas de la problemática.

La mayoría de las publicaciones sobre manejo de perico monje se refieren a formas de control. Como para otras aves, los métodos de control pueden ser físicos (barreras, cañones de propano,



láser), químicas (venenos, sustancias surfactantes y disuasoras) y biológicas (cetrería, perros). Se han elaborado propuestas de manejo de varios tipos, algunas de las cuales no se han implementado, muchas están enfocadas a evitar las afectaciones a la agricultura, que son las que más pérdidas generan y afectan a más personas.

Antes de presentar las técnicas de manejo (con base en Avery *et al.*, 2002, 2008; Pruett-Jones, 2007; Canavelli *et al.*, 2012; Avery & Shiels, 2018), es importante indicar que ninguna ha sido del todo exitosa, salvo cuando se han exterminado a los organismos, y que para México además de la aparente recaptura por parte de los pajareros, no se tienen datos publicados de programas de manejo o control implementados:

Manejo del hábitat. Consiste en modificar condiciones del sitio para hacerlo menos atractivo o accesible a los pericos. En cultivos anuales puede ser mediante rotación de cultivos, también concentrando los cultivos para una vigilancia más eficiente; por cosecha anticipada y maduración fuera del alcance de los pericos; disminuir granos disponibles en rastrojos; usar variedades o cultivos menos susceptibles de consumo. Ya que los pericos tienden a afectar los bordes de cultivos pueden ponerse en el borde vegetales más altos que el cultivo de interés. Algunas técnicas pueden ser muy complicadas de implementar o no ser aceptadas por los productores.

En el manejo de hábitat también se incluyen técnicas para limitar la disponibilidad de sitios de anidación; por ejemplo, poda selectiva para reducir follaje o la altura de árboles como los eucaliptos, y araucarias, así como retiro de palmas secas de las palmeras, ya que son árboles muy empleados por los pericos para colocar los nidos (Volpe & Aramburú, 2011).

Técnicas físicas. Se incluyen formas de disuasión y ahuyentamiento para protección de cultivos, mediante barreras (en torres de alta tensión), cañones de propano, llamadas de alerta, cintas reflejantes, sonidos electrónicos y láser. Algunas no han sido probadas y otras como el empleo de modelos de rapaces o globos ahuyentadores, son muy poco efectivos. Aquí también se ubica el uso de armas de fuego, pero se retomarán en técnicas letales. Es importante aclarar que estas técnicas no reducen el número de aves, solo buscan proteger ciertas zonas o hacerlas inaccesibles para las aves, mismas que son dispersadas a otros sitios.

El retiro de nidos es una técnica ampliamente usada, pero tiene baja efectividad si no se combina con otras. Como resultado de simulaciones, si solo se empleara esta técnica, se tendrían que remover cerca del 50% de los nidos para lograr una reducción efectiva y constante de la población (Pruett-Jones *et al.*, 2007). En España esta medida se considera ineficaz, por el corto tiempo que tardan en reconstruir el nido (Tillman *et al.*, 2004; Molina *et al.*, 2016), mientras que en Estados Unidos se ha observado que las aves tienden a dispersarse cuando se retiran los nidos, incrementando el área de ubicación de la colonia reproductiva (Avery & Shiels, 2018).

Una modificación de este método no requiere combinación con técnicas letales, consiste en retirar los nidos al inicio de la construcción, que es la etapa más lenta y complicada (Burgio *et al.*, 2014). Se recomienda sobre todo para los nidos ubicados en postes y líneas de conducción eléctrica. Con esta práctica se puede llegar a desalentar la construcción, se evita el daño mayor a la vegetación por corte de ramas y puede reducir la población a mediano plazo.

El empleo de trampas puede ser eficiente, hay varios modelos: redes colocadas en el piso o jaulas, cebadas con alimento; otras son redes estrechas y largas sostenidas por postes y colocadas frente a



la abertura del nido (Fig. 21). Existen incluso propuestas en la web de usar un palo con la punta cubierta de crema de cacahuete y semillas, acercarlo a la entrada del nido al anochecer para atrapar manualmente al perico que salga a comer las semillas (<https://www.usroasterie.com/como-atrapar-un-loro-quaker-salvaje.html>).



Figura 21. Trampeo de *Myiopsitta monachus* en España. (Fotos tomadas de Montalvo, 2013; Avery & Lindsay, 2016).

Las trampas de mejor desempeño son redes de caída que se ubican por la noche sobre y alrededor del nido, la desventaja es que si hay nidos contiguos que no alcance a cubrir la red, los pericos de esos nidos escapan (Tillman *et al.*, 2004). En todos los casos, una vez atrapadas las aves lo más conveniente es retirar el nido. Lo recomendable es aplicar eutanasia a todos los organismos colectados.

Técnicas químicas. Se han empleado colorantes de alimento como ahuyentadores, también se proponen repelentes especializados a base de antranilato de metilo, antraquinona o aceites esenciales; estas sustancias han funcionado con palomas. El empleo de antranilato causó molestia a los pericos, pero no fue efectivo (Avery & Shiels, 2018). Otros que si se han empleado son tóxicos y venenos (que se incluyen más adelante en las técnicas letales), así como sustancias inhibidoras de la reproducción. Uno de los inhibidores más empleado es el diazacon, aplicado en semillas de girasol, este tuvo buena eficiencia en Florida, pero si es ingerido por especies nativas reduce su reproducción, otras desventajas son su costo y que en cuanto se deja de emplear se restablece la capacidad reproductiva (Avery *et al.*, 2008). Los tóxicos y venenos corresponden a técnicas químicas, pero se tratan más adelante como parte de las técnicas letales.

Técnicas biológicas. Se han empleado cetrería y perros en las zonas de alimentación e incluso personas ahuyentándolas, pero esto implica esfuerzo continuo por todas las horas que las aves estén activas. En este apartado se incluye un aspecto importantísimo para restringir el crecimiento de los pericos que depende de las personas, y es lograr que no brinden alimento. Se detectaron en México sitios donde las personas cerca de los sitios de anidación ahuyentan a posibles depredadores (aguilillas y gavilanes), en el afán de proteger a los pericos (Ramírez-Bastida *et al.*, 2018b). Para favorecer la participación de las personas en el manejo, es necesario implementar programas de difusión sobre la problemática asociada a las especies invasoras (Avery & Tillman, 2005).

Técnicas letales. En muchos casos estas medidas son las primeras que se aplican y se conocen formas variadas de eliminación, dirigidas tanto a las aves como a sus nidos. Canavelli y colaboradores (2012), así como Aramburú y colaboradores (2013) integran las más conocidas, algunas de ellas en desuso pero que fueron vigentes en ciertos periodos a partir de 1960: incendio



de nidos mediante varas con estopa o llantas de automóvil, rifles que disparan flechas incendiarias, cacería con armas de fuego, recompensas por aves muertas, captura con trampas y redes, pulverizar los nidos con insecticidas, grasa de litio con plaguicida (primero se emplearon insecticidas a base de endrina y luego carbofurán). Los insecticidas y plaguicidas empleados son tóxicos de contacto, y si bien resultan efectivos, tienen aspectos negativos como afectar a otras especies, por lo que su uso se encuentra restringido o requiere permisos especiales (Volpe y Aramburú, 2011).

Al igual que en la técnica de retiro de nidos, con los controles letales se requiere eliminar el 50% de los individuos para lograr una reducción notable y sostenida de la población. Para control de pericos en zonas agrícolas los métodos físicos se consideran poco efectivos y a menudo caros, por lo que se busca aplicar controles letales; sin embargo, estos presentan varias limitantes, como el costo, aceptación por parte de la sociedad, legislación y seguridad ambiental (Linz *et al.*, 2015).

Mitigación. Esta es una medida empleada para fauna como jaguares o águilas, que requieren medidas de conservación, pero causan daños a las personas o sus bienes. Consiste en pagar por el deterioro ocasionado para que las personas afectadas no actúen negativamente hacia la fauna. Un posible escenario en el que se podría requerir mitigación, es si ocurrieran afectaciones a productores por causa del perico monje que no sean atendidas, pese a haber sido denunciadas o reconocidas.

En México, al igual que en otras regiones como Europa (Postigo *et al.*, 2019), se registran localidades con baja presencia, mientras que en otras el crecimiento es exponencial; de ahí que las medidas de manejo deben ser diferenciales. Por otra parte, la implementación de un manejo de la especie se dificulta, sobre todo en áreas urbanas, por las personas que los protegen hasta el punto de amenazar a quien intente acercarse a ellos (Ramírez-Bastida *et al.*, 2018b). Este aprecio por los psitácidos también se ha observado en Reino Unido y Estados Unidos, al grado de crear tensiones, conflictos y rechazo a los programas de control (Crowley *et al.*, 2019). La postura de las personas puede variar, como ha ocurrido en otros países con psitácidos invasores como *Psittacula krameri*, donde las personas, en particular agricultores y vecinos muestran cada vez más disposición a aceptar su control (Luna *et al.*, 2019).

Con especies “carismáticas” las autoridades y encargados de la toma de decisiones deben reconocer a los posibles actores sociales que puedan oponerse a los programas de control, para favorecer su inclusión en la toma de decisiones respecto al manejo (Crowley *et al.*, 2019). Se ha mencionado que el humano debe aprender a vivir con los pericos, debido a su potencial como ícono urbano (Burger & Gochfeld, 2009). Lo anterior implica que antes de cualquier manejo se debe brindar información suficiente y veraz sobre la necesidad de manejo y buscar ante todo la participación ciudadana, a fin de que las acciones puedan realizarse con éxito.

8. NORMATIVIDAD

Existe evidencia de los impactos negativos que las especies invasoras tienen sobre los ecosistemas, recursos naturales y especies nativas, por lo que asociaciones internacionales han incluido apartados o documentos especiales sobre la necesidad de monitoreo, acciones preventivas,



regulatorias y de control de especies invasoras. Se mencionan a nivel general, pese a que no en todas aparece señalado el estornino de forma particular.

a. Normatividad internacional

A nivel internacional, México como país signatario del El **Convenio de Diversidad Biológica** reconoce la importancia de valorar todos los aspectos de la diversidad biológica, social y cultural, la crisis que enfrenta su conservación y la necesidad de mantenerlos (“CDB”, Naciones Unidas, 1992). Por tal motivo, México se ha comprometido a buscar el cumplimiento del convenio. En lo referente a las especies exóticas, el artículo 8h indica “impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies”. Si bien en México ya ocurrió la introducción, establecimiento y expansión del perico monje, es necesario detectar y actuar si la especie representa un riesgo para el capital natural.

También a nivel internacional se han generado otros programas, convenios y lineamientos que incluyen aspectos relacionados con las especies invasoras:

Convención Internacional de Protección Fitosanitaria (CIOF o IPPC por sus siglas en inglés). El IPPC fue creado en 1951 por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). El CIOF busca proteger los recursos vegetales de las plagas, mediante medidas para evitar la introducción de patógenos. Esta protección se legisla mediante medidas y normas fitosanitarias (NIMF), hasta el año 2012 se tenían más de 50 NIMF. Si bien las medidas de protección de la CIOF se refieren más a patógenos y enfermedades vegetales (CIOF, 2012), podrían incluir a especies invasoras como el perico monje, si estos afectan plantas relacionadas con seguridad alimentaria.

La Organización Mundial de Sanidad Animal (OIE, 2015), establece Planes Estratégicos para atender todas las fuentes de padecimientos de animales aprovechados por el hombre, así como el ambiente y su biodiversidad. Si bien en el último plan estratégico no se mencionan las especies exóticas o invasoras, se apoya en el plan estratégico anterior (OIE, 2010), que incluye los riesgos que representan las especies invasoras: efectos negativos sobre la producción pecuaria y vida silvestre, cambios ambientales y climáticos, transmisión de enfermedades. Asimismo, presenta como parte de las actividades de los grupos de trabajo, la normalización de técnicas de diagnóstico y medidas de control contra las especies exóticas invasoras.

El Programa Mundial de Especies Invasoras (GISP), desarrollado por el Grupo de Especialistas de Especies Invasoras (ISSG), entre los que se incluyen a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), The Nature Conservancy (TNC), El Centro de Biociencia Agrícola Internacional (CAB Internacional) y el Instituto Nacional Sudafricano de Biodiversidad (SANBI). El GISP, se encarga de difundir sobre la problemática asociada con las especies invasoras, con el objetivo principal de ayudar a prevenir y controlar y especies invasoras en todo el mundo (Matthews, 2005).

Por su parte la **Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza** (UICN o IUCN por sus siglas en inglés), ha establecido diversos lineamientos para prevenir la pérdida de biodiversidad causada por especies invasoras, un ejemplo son las guías para establecer marcos jurídicos relativos a especies invasoras (Shine *et al.*, 2000). La UICN también tiene guías para gestionar las especies invasoras en islas (UICN, 2019) y lineamientos para organismos confiscados (IUCN, 2019).



A nivel regional, la Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA o CEC por sus siglas en inglés), está constituida por representantes de Canadá, Estados Unidos y México. La CCA formula el **Plan Estratégico de la Comisión para la Cooperación Ambiental**, donde se establecen las prioridades en materia de medio ambiente con sus vínculos económicos, comerciales y sociales. Para aplicar el Plan Estratégico, se redacta el **Plan Operativo de la Comisión para la Cooperación Ambiental**, donde se integran los proyectos conjuntos para cumplir los objetivos, a través de herramientas y acciones que coordinen a todos los sectores involucrados (CCA, 2017).

En los Planes Operativos anteriores a 2011, las especies invasoras se anotan como una de las prioridades y se enlistan proyectos relacionados con la detección de especies invasoras en áreas prioritarias, directrices para evaluar riesgos y rutas de introducción (CCA, 2007, 2008, 2009, 2010). En el periodo 2011-2012 se apoyaron proyectos de especies invasoras transfronterizas (CCA, 2011a). El siguiente Plan Operativo (2013-2014), presenta como parte de un objetivo estratégico el control de la introducción de especies invasoras (CCA, 2013).

A diferencia de lo anterior, en el periodo 2015-2016 no se mencionan las especies invasoras (CCA, 2015) y en el último periodo (2017-2018), sólo aparecen las especies invasoras como parte de un proyecto de Fortalecimiento de capacidad adaptativa de áreas marinas protegidas (CCA, 2017). Esto puede deberse a que la CCA considera que los tres países han seguido implementando las medidas acordadas en años anteriores para evitar la introducción, evaluar los riesgos y controlar a las especies invasoras.

Uno de los proyectos impulsados por la CCA desde 2005, es la **Red de América del Norte sobre Especies Invasoras** (NAISN, por sus siglas en inglés), la cual reúne especialistas e instituciones para obtener conocimiento sobre las especies invasoras, planear su manejo y erradicación y capacitar a las comunidades locales para intervenir en el control y manejo de invasiones. Las instituciones mexicanas participantes en la NAISN son CONABIO y CONANP (CCA, 2011b).

A nivel continental y como parte de la Organización de Estados Americanos (OEA), se creó la **Red Interamericana de Información sobre Biodiversidad** (IABIN por sus siglas en inglés), y a partir de esta, la **Red de Información sobre Especies Invasoras** (I3N), para integrar información que respalde la detección y manejo de las especies exóticas invasoras. El proyecto I3N ha generado base de datos, herramientas para análisis de riesgo, financiamiento para proyectos particulares y guías de especies invasoras (I3N, 2019).

b. Normatividad nacional

En México se busca que la normativa relacionada con los acuerdos internacionales firmados se incluya en la legislación nacional, de esta forma las guías y estándares del CDB quedaron incluidos en la **Ley del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente** (LGEEPA, Congreso de los Estados Unidos Mexicanos, 2018b).

La LGEEPA en su Art. 46 indica que en las Áreas Naturales Protegidas queda prohibida la introducción de especies exóticas invasoras; en el Art. 80 establece que se debe proteger a la flora y fauna nacional contra la acción perjudicial de especies exóticas, plagas y enfermedades. En el artículo 50 también prohíbe la introducción de especies exóticas invasoras, pero en sistemas marinos (Congreso de los Estados Unidos Mexicanos, 2018b).



A partir de la LGEEPA se desarrollaron Leyes, Reglamentos y Normas Oficiales Mexicanas referentes a las especies exóticas, para el perico monje son aplicables las siguientes:

Ley General de Vida Silvestre (LGVS, Congreso General de los Estados Unidos Mexicanos, 2018b). La LVS en su Art. 27 Bis establece que no se permitirá la liberación o introducción de especies invasoras a los hábitats y ecosistemas naturales, también señala que determinará como norma oficial o acuerdo secretarial el listado de especies exóticas invasoras, mismo que será revisado cada tres años. Además, indica que se expedirán normas oficiales o acuerdos para prevenir el ingreso de especies exóticas invasoras o para realizar el manejo, control y erradicación de las que ya se encuentren establecidas o ingresen por cualquier medio.

En el Art. 27 Bis 1, la LVS señala que no se autorizará la importación de especies exóticas invasoras o a sus portadores, que sean una amenaza para la biodiversidad, economía o salud pública. Dentro de la misma LVS, el capítulo IV se refiere al trato digno y respetuoso a la fauna silvestre, que debe darse incluso a las especies invasoras que deban ser erradicadas.

Por su parte la **Ley Federal de Sanidad Animal** (LFSA, Congreso General de los Estados Unidos Mexicanos, 2018a), se refiere a la protección que se debe dar a los animales para diagnosticar, prevenir, erradicar y controlar las enfermedades y plagas que pudieran afectar a la fauna silvestre o doméstica, así como las condiciones para su bienestar tanto en su mantenimiento, como en su comercio en incluso para su sacrificio. La LFSA se vincula con la **Ley General de Salud** (LGS, Congreso de los Estados Unidos Mexicanos, 2018a), donde se establecen medidas de prevención contra la presencia de patógenos y toxinas transmisibles al hombre, mismas que podrían ser portadas por especies invasoras, aunque no se indique de manera explícita.

En México, existe coordinación principalmente entre la SEMARNAT y la CONABIO, además de la Comisión Nacional de Áreas Protegidas y especialistas de instituciones de investigación para elaborar legislación ambiental relacionada con la Biodiversidad. Esta legislación permite dar cumplimiento a tratados y grupos internacionales de cooperación como el CDB y la CCA, así como a otras leyes nacionales, en particular a la LGEEPA. Respecto a las especies invasoras, desde inicio de la década del 2000 se ha incrementado la preocupación por registrar y evaluar la presencia de especies invasoras y sus efectos negativos.

Para el 2005 ya se tenían fichas con las características de los vertebrados exóticos en el país y sus efectos potenciales, la de *Myiopsitta monachus* fue elaborada por Gómez de Silva y colaboradores (2005). En el apartado 3b sobre la historia del comercio del perico monje en México ya se mencionó la influencia que tuvo el cambio en la legislación mexicana, en particular del artículo 60 bis de la Ley General de Vida Silvestre que prohibió el comercio de psitácidos nativos, como un factor que favoreció el incremento del comercio de perico monje en México (Cantú-Guzmán & Sánchez-Saldaña, 2018).

Otro logro fue la consolidación del **Sistema de Información sobre Especies Invasoras en México** ("SIEI", CONABIO, 2007, 2018). En el año 2010 se publicó la **Estrategia Nacional sobre Especies Invasoras en México**, si bien este documento no menciona al estornino, quedaría implícito en las acciones estratégicas y objetivos (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

En el año 2016, se publicó el **Acuerdo por el que se determina la Lista de Especies Exóticas Invasoras para México** (SEMARNAT, 2016), en el acuerdo se enlistan 16 especies de aves, entre las



cuales está *Myiopsitta monachus* (eBird, 2019). También en 2016 se dio a conocer la **Estrategia Nacional sobre Biodiversidad de México y su Plan de Acción para 2016-2030** (CONABIO, 2016), que en cinco de los seis ejes estratégicos incluyen contenidos relacionados directa o indirectamente con la atención a los riesgos relacionados con especies invasoras.

En caso de que se tomen acciones directas sobre la especie, deberá solicitarse la **Autorización para el manejo, control y remediación de problemas asociados a ejemplares o poblaciones que se tornen perjudiciales**, que debe tramitarse incluso para fauna exótica y feral; este trámite se conoce como FF-SEMARNAT-018 y se solicita ante la Dirección General de Vida Silvestre, de la SEMARNAT (SEMARNAT, 2015). De igual manera deben tomarse en cuenta las disposiciones de la **Norma Oficial Mexicana NOM-051-ZOO-1995**, sobre el trato humanitario en la movilización de animales, que establece el manejo y tipo de contenedores para traslados. En caso de control letal se debe cumplir con la **Norma Oficial Mexicana NOM-033-SAG/ZOO-2014**, sobre los métodos para dar muerte a los animales domésticos y silvestres, que estipula que debe realizarse por personal capacitado que conozca la biología de las especies, bajo condiciones de manejo prescritas en la propia norma y a través de sobredosis de anestésicos u otros agentes inhalables.

9. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO

La información de la especie desglosada en los apartados anteriores permitió con base en Bomford (2003, 2008) y por medio del portal CLIMATCH (<https://climatch.cp1.agriculture.gov.au/climatch.jsp>, Crombie *et al.* (2008), realizar el análisis de riesgo, el proceso de decisión resultó en la siguiente evaluación:

Proceso del análisis de riesgo de *Myiopsitta monachus* con base en Bomford (2008).

Para determinar la categoría de riesgo de una especie invasora, se calculan tres puntajes de riesgo:

1. Riesgo para la seguridad pública por liberación de individuos.
2. Riesgo de establecimiento
3. Riesgo de impacto o de que la especie se convierta en plaga.

Las categorías de amenazas son: **BAJA, MODERADA, GRAVE y EXTREMA.**

Los puntajes asignados a cada uno de los criterios establecidos del modelo de evaluación Bomford (2008) se muestran en la Tabla 4.

ETAPA A. RIESGO PARA LA SEGURIDAD PÚBLICA POR LIBERACIÓN DE INDIVIDUOS.

A1. Riesgo para las personas por escape de individuos (0-2)

Aunque los pericos tienen picos muy fuertes y pueden ser muy agresivos, no existen reportes de ataques sin provocación, ocurren cuando son capturados.

A1 = 0

A2 Riesgo para la seguridad pública por individuos cautivos (0-2)

Determinado por la posibilidad de transmisión de patógenos y enfermedades, tanto de individuos como de las parvadas, en el caso de los pericos monje se considera su riesgo al menos para psitacosis, transmitida por contacto directo, equipo contaminado, guano, secreciones o mordidas,



esto por lo que ocurre con otros psitácidos (Mori *et al.*, 2018). Al igual que otros pericos, también se considera posible portadora de la enfermedad de New Castle (OIE, 2013). Entre los patógenos que se han confirmado están metaneumovirus (Retallack *et al.*, 2019), *Cryptosporidium* (Briceño *et al.*, 2017), aunque la prevalencia de algunos patógenos es más baja que en otras aves (Diez-Fernández *et al.*, 2017). En México se asume que puede ser portador de enfermedades (Gómez de Silva *et al.*, 2005; MacGregor-Fors *et al.*, 2011), también se indica la precaución por brotes recientes del virus H1N3 en granjas avícolas donde las aves silvestres podrían haber sido fuente de contagio, pero sólo se encontró el reporte de detección de Herpesvirus en pericos monje en México (Turrall-Ramírez *et al.*, 2017).

A2 = 1

Puntaje Total Etapa A: 1. Moderadamente peligroso.

ETAPA B. RIESGO DE ESTABLECIMIENTO.

B1 Grado de coincidencia climática entre el rango de distribución de la especie en el extranjero y en México (1-6)

Se utilizaron los puntos de presencia de la especie, tanto de área de distribución nativa como de las zonas dónde es considerada exótica, para delimitar la “región fuente”. Los parámetros climáticos fueron los 16 que tiene el programa por defecto y el algoritmo usado fue “Closest Standard Match” (Fig. 22).

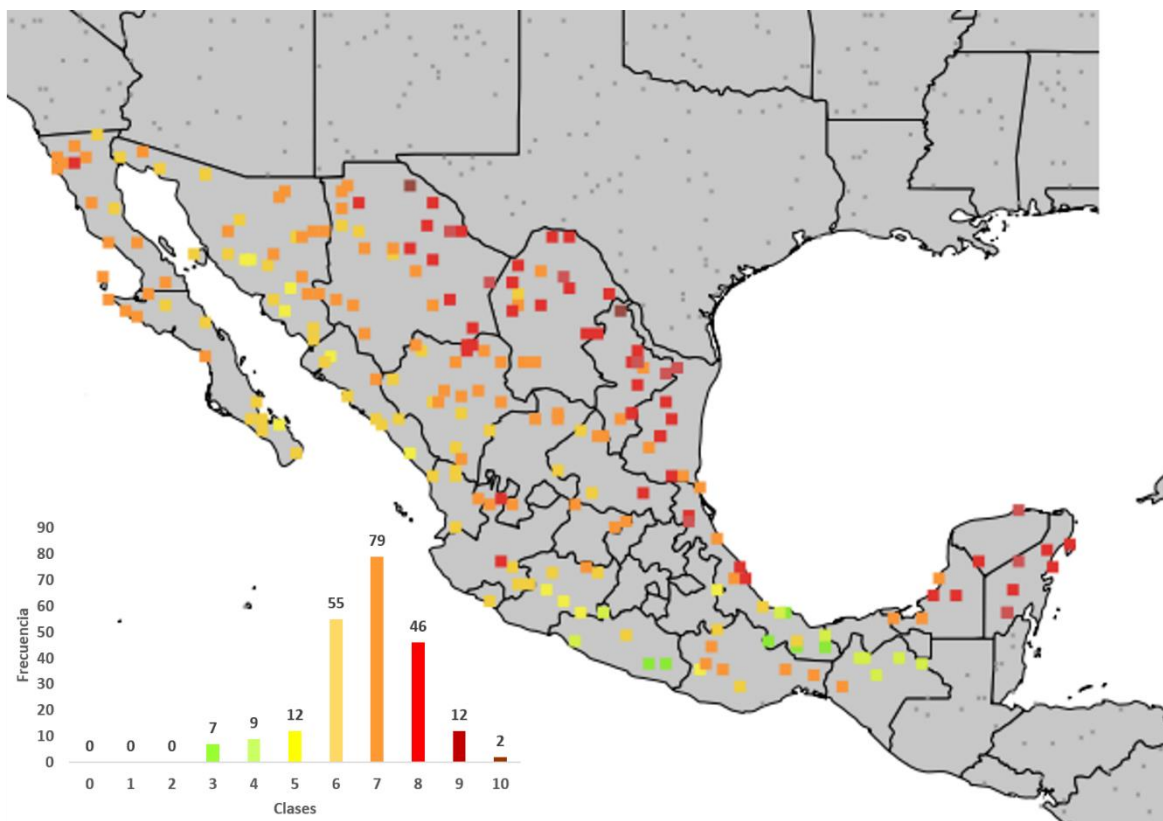


Figura 22. Valores de coincidencia climática respecto a los registros de *Myiopsitta monachus* obtenidas por Climate match Score. El histograma muestra la frecuencia de cada categoría de coincidencia



Los valores de Climate match Score fueron modificados de los originales mostrados en Bomford (2008) y se adaptaron a México, considerando que 221 estaciones corresponden al 100% de coincidencia climática que se podría encontrar en el país. Para mantener el mismo número de categorías, se dividió el total de estaciones entre seis (Tabla 2).

Existieron dificultades metodológicas al realizar el análisis con climatch. Por ejemplo, el sesgo atribuido al cálculo de coincidencia climática únicamente en la ubicación de las estaciones meteorológicas y no en superficies más grandes. Además, la ausencia de estaciones climáticas en el centro de México (Ciudad de México, Estado de México, Tlaxcala, Morelos y Puebla) que es donde se concentran la mayor cantidad de observadores de aves y por lo tanto de registros de las especies de interés, ya que muchas están asociadas con zonas perturbadas. Finalmente, el formato de salida de los resultados del análisis climático dificultaba la precisión espacial de los productos que se querían intersectar (e.g. mapas de riqueza de especies, endemismos, AICAS, ANP).

Tabla 2. Modificación de los valores de Climate match Score (Bomford, 2008), adaptados a las 221 estaciones consideradas para México.

CLIMATE	VALOR	CATEGORÍA
< 35	1	MUY BAJO
36-71	2	BAJO
72-110	3	MODERADO
111-147	4	ALTO
148-183	5	MUY ALTO
>184	6	EXTREMO

Al sumar los valores de las cinco categorías más altas del análisis realizado en CLIMATCH, el puntaje corresponde a la categoría de “Extremo” (207, ver tabla de valores adaptados a México). Es importante señalar que los resultados de Climatch señalan alta coincidencia climática para la península de Yucatán, en donde aún no hay registros de *Myiopsitta*. Otro aspecto notable es que no hay estaciones en el centro de México, en la porción correspondiente a los estados de Hidalgo, Estado de México, Ciudad de México, Morelos, Tlaxcala y Puebla. A excepción de Tlaxcala, los pericos se han registrado en los otros estados y como ya se revisó, los registros son muy abundantes, de forma que este resultado está subestimado para esa región de México.

Como resultado de un proyecto de modelaje de distribución potencial de especies invasoras y el efecto de cambio climático, Martínez-Meyer y colaboradores (2016a, b, c; PNUD, 2017, Fig. 23) obtuvieron mapas de distribución actual y de dos años futuros (2050 y 2070), cada uno bajo dos escenarios: cambio climático moderado y severo. Indican la posible presencia de la especie en el 65.89% del territorio mexicano (1,316,325 km²), bajo el escenario severo, concluyen que la distribución de *Myiopsitta monachus* se va a retraer en un 8.22% (1,209,270 km²) para el año 2050, y en 25.67% (978,436 km²) para el año 2070.

Como se observa, los modelos de distribución potencial actual y futura (Martínez-Meyer et al., 2016a, b, c, Figs. 9C, D, E), difieren mucho de los registros de *Myiopsitta monachus* (Fig. 23A). En los modelos de Martínez-Meyer y colaboradores (2016a, b, c) hay grandes discrepancias, que son similares a las del mapa de Climatch, que concentra la probabilidad de ocurrencia en el norte del Altiplano Mexicano, en sitios donde no hay registros de perico monje. Los errores de omisión son

más notables en el Eje Neovolcánico, en particular en el Valle de México; mientras que los de comisión están en la frontera de Chihuahua y Coahuila, Baja California Sur, Sierra Madre Oriental y la península de Yucatán. No hay otros registros de distribución potencial publicados para *Myiopsitta* que permitan comparación.

Hay mucha discrepancia entre la distribución de los registros de perico monje hasta 2019 (Fig. 23A) con la distribución potencial actual propuesta por Martínez-Meyer y colaboradores (2016a, Fig. 23B). Por las omisiones y comisiones en el mapa base, no se considera adecuada la expectativa de la reducción a futuro (Martínez-Meyer *et al.* 2016b, 2016c, Figs. 23C, 23D). La tendencia a la reducción es contraria con el comportamiento de la abundancia de pericos monje en donde logran establecerse (Molina *et al.*, 2016; Hobson *et al.*, 2017). Las posibles razones para el bajo ajuste a los registros de la especie son:

- Aunque el número de registros es similar al empleado en este análisis, es posible que no cubra el área de registro actual. Al no presentar el mapa de presencias no se puede cotejar.
- Los modelos no consideran la afinidad de los pericos a zonas urbanas y la influencia de las actividades humanas, en particular al proporcionarles alimento y proteger sus zonas de anidación (Ramírez-Bastida *et al.*, 2018b).
- Los modelos tampoco consideran la distribución de la vegetación exótica que usan los pericos monje como sustrato de anidación: como eucalipto, palmeras y casuarinas, entre otros (Ramírez-Bastida *et al.* 2018b).
- Finalmente, en los modelos no se considera que nuevas zonas de presencia se relacionan más con liberaciones o escapes, que con características climáticas.

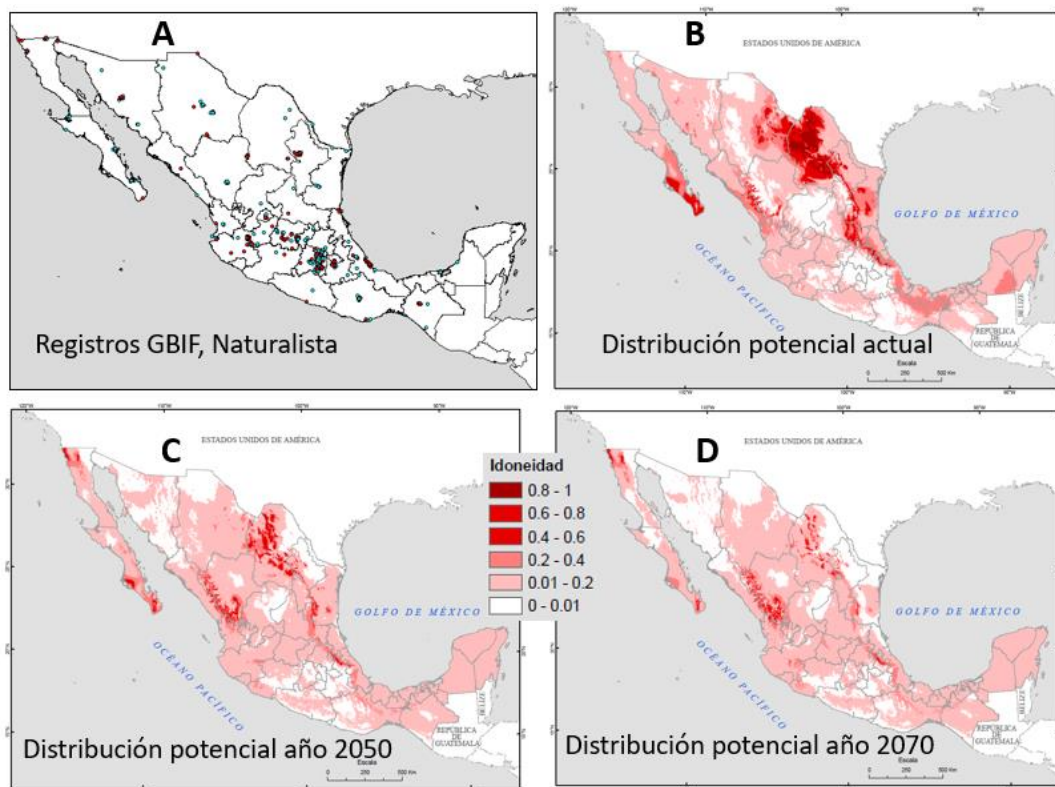


Figura 23. A. Comparación de la distribución de *Myiopsitta monachus* A. Registros, en azul los anteriores a 2018, rojo 2018-2019 (GBIF, 2019; www.naturalista.mx), B, C y D. Distribución potencial actual, en 2050 y 2070 respectivamente, bajo escenarios de cambio climático severo (Martínez-Meyer *et al.* 2016a, b, c).



B1 = 6

B2 Población exótica establecida en el extranjero (0-4)

La especie se ha establecido en un área extensa fuera de su distribución original, aunque no está en zonas extensas de Asia, África u Oceanía (Global Invasive Species Database, 2019).

B2 = 4

B3 Tamaño del rango de distribución en el extranjero (0-1)

La superficie de distribución nativa e introducida de *Myiopsitta monachus* calculado con la herramienta de climatch fue de 8,827,620 km².

B3 = 1

B4. Clase taxonómica (0-1)

Aves.

B4 = 0

B5. Dieta

Se considera para la especie una dieta generalista que consume una gran variedad de alimentos de origen vegetal (Aramburú, 1997; BirdLife International, 2018; Global Invasive Species Database, 2019). En México también se comporta como generalista-oportunista, se le ha registrado alimentándose de flores, frutos, plantas acuáticas, semillas, tanto de plantas nativas como exóticas. También consume alimento proporcionado por el hombre, como semillas de girasol, cacahuates, tortilla, pan y variados alimentos antropogénicos: tortilla, pan, sopa, frituras, tacos, entre otros (Ramírez-Bastida *et al.*, 2018b).

B5 = 1

B6. Hábitat

Debido a que la especie si habita en sitios perturbados. En México se ubica principalmente en zonas urbanas, en camellones, parques, deportivos, dentro de áreas residenciales, escuelas, incluso dentro de jardines, pero también cerca de cultivos (Ramírez-Bastida *et al.*, 2018 b). También se le ha registrado en un criadero de cocodrilos (obs. Pers.) y en zonas costeras (Ramírez-Bastida *et al.*, 2015).

B6 = 1

B7. Comportamiento migratorio

Se considera un ave no migratoria (BirdLife International, 2018; Global Invasive Species Database, 2019). El movimiento de las aves es local en torno al sitio donde ubican sus nidos, de ahí pueden tener desplazamientos diarios entre las áreas de anidación/pernocta y las zonas de alimentación o aquellas de donde obtienen el material para los nidos (Ramírez-Bastida *et al.*, 2018b). La dispersión ocurre en áreas cercanas a los sitios de anidación.

B7 = 1

Puntaje Total Etapa B: 14. Riesgo extremo.



ETAPA C. RIESGO DE CONVERTIRSE EN PLAGA

C1 Grupo taxonómico (0-4).

Debido a que pertenece a una familia que puede ocasionar daños reconocidos a la agricultura como daño a brotes, flores y en particular a frutales (Davis, 1974; Canavelli *et al.*, 2012; Senar *et al.* 2016). Además, el orden Psittaciformes es mencionado con este puntaje en Bomford (2008).

C1 = 2

C2 Tamaño del rango de distribución en el extranjero (0-2).

La extensión de distribución nativa e introducida de *Myiopsitta monachus* calculada con la herramienta de climatch fue de 8, 827, 620 km². Es decir, menor a 10 millones de km²

C2 = 0

C3 Dieta y alimentación (0-3).

Por no ser mamífero carnívoro, clasifican así a los organismos herbívoros.

C3 = 0

C4 Competencia con fauna nativa por huecos en los árboles (0-2).

A diferencia de otros psitácidos, *Myiopsitta monachus* no anida en oquedades, la especie construye sus propios nidos (Bucher *et al.*, 1990; Global Invasive Species Database, 2019).

C4 = 0

C5 Estatus como plaga ambiental en el extranjero (0-3).

Si bien *Myiopsitta monachus* no está considerada en el listado de las 100 especies exóticas más invasivas (Lowe *et al.*, 2000), si se reconoce como una especie altamente invasiva. Los países en donde se considera especie invasora son Estados Unidos, México, Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay, España, Portugal e Italia (Allen, 2006; Avery & Shiels, 2018; Canavelli *et al.*, 2012; Senar *et al.*, 2016; CONABIO, 2017; Global Invasive Database, 2019). Los daños ocurren más en agricultura e infraestructura, esto se detalla en el apartado C7.

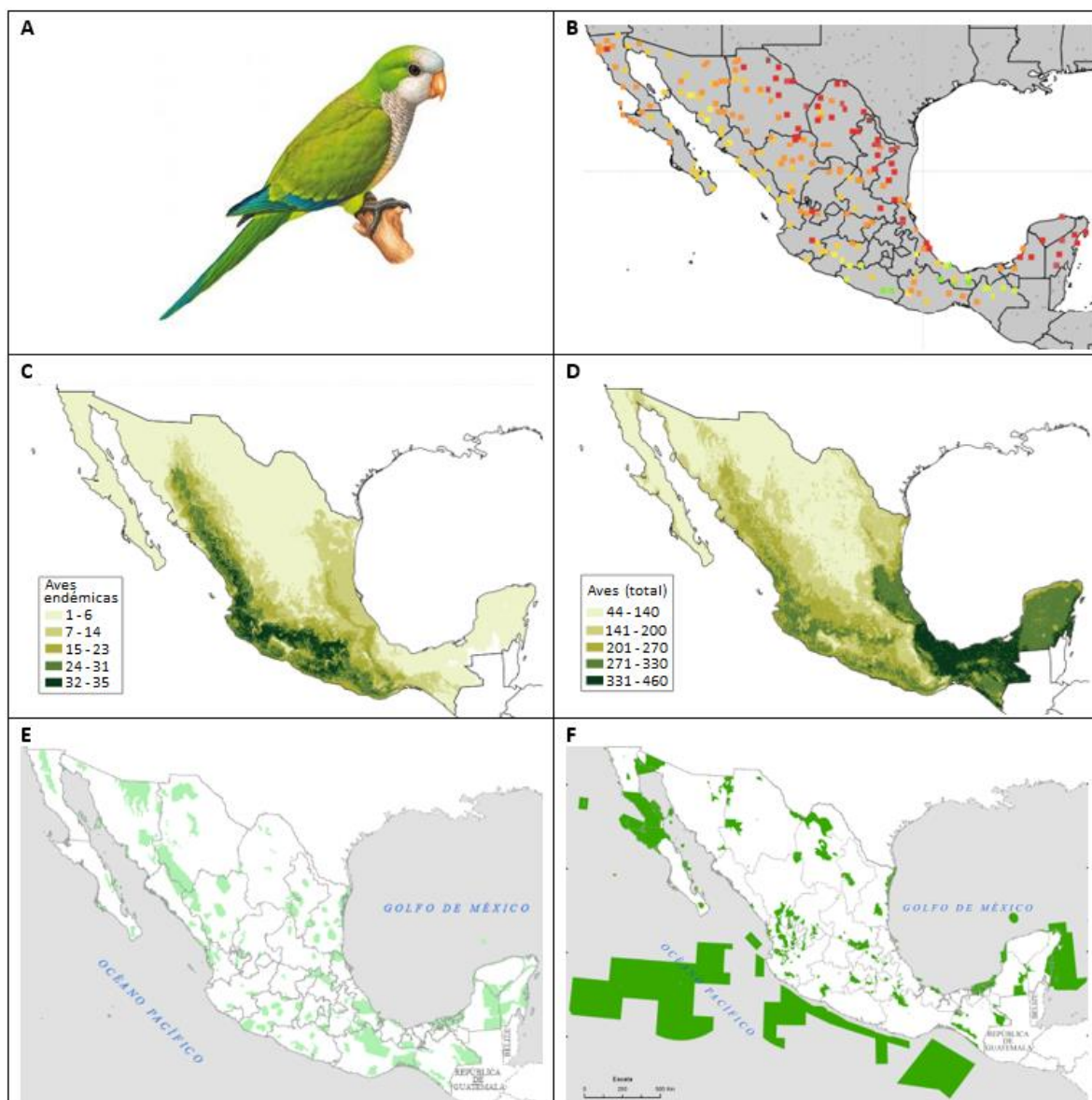
C5 = 3

C6 Coincidencia climática en áreas con especies nativas o comunidades susceptibles (0-5).

La especie obtuvo una coincidencia climática en 16 de las cuadrículas analizadas con climatch y los píxeles de mayor número de especies endémicas a México, al menos en las cuatro clases más altas (10, 9, 8, 7). En cuanto a la riqueza específica de aves, *Myiopsitta monachus* mostró coincidencia climática en 25 celdas. Aunque el análisis con climatch indica mayor coincidencia con píxeles al norte y oriente del país, la presencia de la especie está muy relacionada con sitios con presencia humana, incluso ciudades grandes que no tienen píxeles para comparación. Ya se analizó que en España la presencia del perico monje se relaciona más con actividades humanas que con factores climáticos (Muñoz & Real, 2006). En México puede ocurrir algo similar, porque pese a estar en 26 estados (eBird, 2019), se ha registrado en 14 Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA) y en 10 Áreas Naturales Protegidas (ANP, Fig. 24), esta información debe actualizarse en Avesmx (Berlanga *et al.*, 2008). Se debe mantener el monitoreo permanente en AICAs y ANPs, para detectar la presencia de esta y otras especies invasoras. Hasta el momento, la información disponible indica que se encuentra en menos AICAs y ANPs que otras especies invasoras, pero el riesgo de que pueda afectar a las poblaciones nativas de psitácidos, es suficiente para la valoración que se otorga.



C6 = 3



C7 Situación de plaga para la producción primaria en el extranjero (0-3).

Se han documentado daños y está considerada como plaga al menos en España (Senar *et al.*, 2016), Argentina (Canavelli *et al.*, 2012) y Estados Unidos (Avery & Shiels, 2018). En otros países como Australia, a partir de su análisis de riesgo se promovieron medidas de prevención para evitar su importación (Latitude 42, 2011). España, Estados Unidos y Argentina son algunos de los países que han documentado los daños a cultivos, estos pueden ir del 0.4 al 37% y hasta el 64% de las cosechas, particularmente de frutales (Davis, 1974; Senar *et al.*, 2016). En el apartado 6i se enlistan los cultivos en los que se ha detectado alguna afectación, que van desde cereales, semillas, hortalizas y al menos



13 frutales, pero cabe mencionar que en algunos casos los daños causados por el perico monje son difíciles de separar de los causados por otras aves, que pueden ser de mayor importancia (Davis, 1974; Canavelli *et al.*, 2012; Aramburú *et al.*, 2013; Linz *et al.*, 2015; Molina *et al.*, 2016; Senar *et al.*, 2016; Avery & Shiels, 2018). Hace falta información detallada y actualizada del monto de los daños a cultivos, pero en la información disponible se estiman pérdidas que van de los \$536 a los \$18,182 US/Ha, pero en daños causados por varias especies de aves (Tilman *et al.*, 2000). En Argentina hay datos de un billón de dólares en pérdidas, pero no se indica periodo o extensión (Canavelli *et al.*, 2012).

C7 = 3

C8 Coincidencia climática con producción primaria susceptible (0-5).

El puntaje total obtenido por el perico monje en la evaluación general de daño a productos básicos fue de 168. Por lo tanto, según las escalas de Bomford (2008) un valor ≥ 150 , corresponde a un valor de 5 en el factor C8. Los detalles de la evaluación general se muestran en la Tabla 3.

C8 = 5

C9 Propagación de enfermedades (1-2).

Todas las aves y mamíferos. Aunque la información es escasa, se considera el riesgo de transmisión de enfermedades como psitacosis, influenza aviar y salmonelosis, entre otras (Mori *et al.*, 2018), aunque también se reconoce que la frecuencia y prevalencia de algunos padecimientos son menores que en otras especies invasoras (Diez-Fernández, *et al.*, 2017).

C9 = 2

C10 Daño a propiedades (0-3).

El principal daño a propiedades ocurre cuando los pericos construyen sus nidos en infraestructura: postes de luz, edificios, torres eléctricas o espectaculares. Lo anterior se ha documentado sobre todo para la Florida, donde los pericos monje anidan preferentemente en sustratos artificiales. Avery y colaboradores (2002) indican que en los apagones del año 2001 causados por nidos en instalaciones eléctricas, tuvieron costos directos e indirectos de \$585,000 US, y entre 2003-2008 los costos máximos estimados fueron de 4.7 millones de dólares (Avery *et al.*, 2002, 2008). Los daños incluyen reparación de instalaciones, costos por remoción de nidos, mantenimiento y retiro de guano y tarifas no cobradas durante los cortes. A diferencia de España, Estados Unidos y Argentina, en México no existen reportes de costos por daños a propiedades. En los aeropuertos existe el riesgo de que las aeronaves impacten con pericos monje y existan daños, ya se tiene noticia de 4 impactos, sin efectos negativos (Dolbeer & Begier, 2019).

C10 = 2

C11 Daño a personas (0-5).

A diferencia de otras especies que son portadoras y pueden contagiar fácilmente al humano, hay poca evidencia de esto para el perico monje, pero se conocen patógenos de los que puede ser portador. Entre las enfermedades transmitidas al hombre sobresale la clamidiosis aviar o psitacosis, de la cual el perico monje podría ser portador, este padecimiento puede tener síntomas variados, que van desde los característicos de una gripa leve hasta una neumonía (CFSPH, 2009). Otro padecimiento es la enfermedad de Newcastle, muy peligrosa para las aves, en el hombre ocasiona algo similar a una conjuntivitis (CFSPH, 2008). Ambas enfermedades tienen cura en el hombre y no hay reportes de su contagio por perico monje en México. Otros posibles padecimientos se detallaron



en la sección 6ii. Otro riesgo para el humano es un posible accidente o mordida, dada la fuerza de su pico puede causar daño, sobre todo por parte de ejemplares adultos obtenidos del medio silvestre o recapturados de las zonas de invasión.

C11 = 2

Puntaje Total Etapa C: 25. Riesgo extremo.

Tabla 3. Cálculo del Puntaje total de daños a productos básicos.

Columna 1	Columna 2	Columna 3	Columna 4	Columna 5
Producto	Índice de Valor del Producto ¹ (CVI)	Puntaje del Impacto Potencial al Producto (PCIS, 0-3)	Puntaje de coincidencia climática con productos básicos (CMCS, 0-5)	Puntaje de daño al producto básico (CDS, columnas 2x3x4)
Ganado (incluye leche y carne)	11	0	3	0
Madera (nativa y plantaciones forestales)	10	1	4	40
Cereales (incluye trigo, cebada y sorgo)	8	2	4	64
Borregos (incluye carne y lana).	5	0	3	0
Frutas (incluye uvas para vino)	4	2	4	32
Vegetales	3	1	4	12
Aves de corral y huevos	2	0	3	0
Acuicultura (incluye maricultura costal)	2	0	3	0
Oleaginosas (incluye cártamo, girasol, soya, canola, etc.)	1	2	4	8
Leguminosas de grano (incluye frijol).	1	2	4	8
Caña de azúcar.	1	0	4	0
Algodón	1	0	4	0
Otros cultivos y horticultura (incluye nueces, tabaco y flores).	1	1	4	4
Cerdos.	1	0	3	0

¹Los valores de los índices de daño a los productos básicos se mantuvieron como lo indica Bomford (2008). En un ejercicio de evaluación posterior, con datos de los daños causados por la especie se podría contrastar este resultado.



Columna 1	Columna 2	Columna 3	Columna 4	Columna 5
Otro tipo de ganado (cabras, venados y conejos).	0.5	0	4	0
Abejas (incluye miel, cera de abeja y polinización)	0.5	0	3	0
Puntaje total de daño de productos básicos (TCDS)				168

Proceso de Decisión

Tabla 4. Hoja de resultados para el modelo de análisis de riesgos.

Factor	Puntaje
A1. Riesgo por escape de individuos para las personas (0-2)	0
A2 Riesgo para la seguridad pública por individuos cautivos (0-2)	1
EtapA A. Riesgo para la seguridad pública por liberación de individuos: A = A1 + A2 (0-4)	1
B1 Grado de coincidencia climática entre el rango de distribución de la especie en el extranjero y en México (1-6)	5
B2 Población exótica establecida en el extranjero (0-4)	4
B3 Tamaño del rango de distribución en el extranjero (0-1)	1
B4 Clase taxonómica (0-1)	0
B5 Dieta (0-1)	1
B6 Hábitat (0-1)	1
B7 Comportamiento migratorio (0-1)	0
B. Puntuación de riesgo de establecimiento: B1+B2+B3+B4+B5+B6 (1-16)	11
C1 Grupo taxonómico (0-4)	2
C2 Tamaño del rango de distribución en el extranjero (0-2)	1
C3 Dieta y alimentación (0-3)	0
C4 Competencia con fauna nativa por huecos en los árboles (0-2)	2
C5 Estatus como plaga ambiental en el extranjero (0-3)	3
C6 Coincidencia climática en áreas con especies nativas o comunidades susceptibles (0-5)	3
C7 Situación de plaga para la producción primaria en el extranjero (0-3)	3
C8 Coincidencia climática con producción primaria susceptible (0-5)	4
C9 Propagación de enfermedades (1-2)	2
C10 Daño a propiedades (0-3)	2
C11 Daño a personas (0-5)	3
C Pest risk score for birds, mammals, reptiles and amphibians: C = C1+C2+C3+C4+C5+C6+C7+C8+C9+C10+C11 (1-37)	25



La categoría final fue determinada por la combinación de los tres puntajes de riesgo anteriores.

Puntaje Total Etapa A: 1. Moderadamente peligroso.

Puntaje Total Etapa B: 12. Riesgo extremo.

Puntaje Total Etapa C: 25. Riesgo extremo.

Categoría de riesgo de invasión (VPC) de *Myiopsitta monachus* en México = EXTREMO

Tabla 5. Categorías de amenaza del comité de plagas de vertebrados.

Riesgo de establecimiento (B)	Riesgo de convertirse en plaga (C)	Riesgo por liberación o escape de individuos (A)	Categoría de riesgo (VPC)
Extremo	Extremo	Altamente, moderadamente o no peligroso	Extremo
Extremo	Alto	Altamente, moderadamente o no peligroso	Extremo
Extremo	Moderado	Altamente, moderadamente o no peligroso	Extremo
Extremo	Bajo	Altamente, moderadamente o no peligroso	Extremo
Alto	Extremo	Altamente, moderadamente o no peligroso	Extremo
Alto	Alto	Altamente, moderadamente o no peligroso	Extremo
Alto	Moderado	Altamente, moderadamente o no peligroso	Grave
Alto	Bajo	Altamente, moderadamente o no peligroso	Grave
Moderado	Extremo	Altamente, moderadamente o no peligroso	Extremo
Moderado	Alto	Altamente, moderadamente o no peligroso	Grave
Moderado	Moderado	Altamente peligroso	Grave
Moderado	Moderado	Moderadamente o no peligroso	Moderado
Moderado	Bajo	Altamente peligroso	Grave
Moderado	Bajo	Moderadamente o no peligroso	Moderado
Bajo	Extremo	Altamente, moderadamente o no peligroso	Grave
Bajo	Alto	Altamente, moderadamente o no peligroso	Grave
Bajo	Moderado	Altamente peligroso	Grave
Bajo	Moderado	Moderadamente o No peligroso	Moderado
Bajo	Bajo	Altamente peligroso	Grave
Bajo	Bajo	Moderadamente peligroso	Moderado
Bajo	Bajo	No peligroso	Bajo

10. CONCLUSIONES

El perico monje argentino es una especie invasora que se ha incrementado exponencialmente en algunas regiones del mundo, en particular en Europa y Norteamérica, su introducción se debió principalmente a su comercio como mascota. En México la importación legal fue de más de medio millón de pericos entre 2005 y 2014. Entre los factores que han favorecido su expansión, a partir de



escapes y liberaciones están la capacidad de construir nidos comunales, el incremento de éxito reproductivo fuera de su distribución nativa y ser una especie carismática que recibe protección de la ciudadanía. Como especie exótica es más común en áreas urbanas, pero se tienen documentadas afectaciones a diversos cultivos, en especial frutales y granos, incluso en su área de distribución nativa. Los árboles cercanos a los sitios de anidación pierden follaje debido a las ramas cortadas para la construcción de nidos. También provoca daños a la infraestructura, sobre todo en los sustratos empleados como sitios de anidación por el peso de los nidos y el guano; además de daños al cableado y cortos circuito. Aunque existe tolerancia entre los pericos monje y otra fauna, existe el riesgo de competencia y desplazamiento de especies nativas, así como de transmisión de patógenos, incluso al hombre.

El manejo y erradicación de los pericos monje es complicado, en parte por la protección que brinda la ciudadanía, como ya se ha comentado, las personas en las ciudades pueden oponerse de manera rotunda a cualquier acción que pueda afectarlas porque hay sitios donde les han creado “santuarios” y las personas están orgullosas de protegerlas (Ramírez-Bastida *et al.*, 2018a, 2018b). Por otra parte, algunos métodos que funcionan con otras aves como las trampas a nivel de suelo o sustancias ahuyentadoras, son poco eficientes; de igual forma las sustancias para esterilizarlas no tienen efecto permanente e implican inversión muy alta cuyo efecto se pierde en cuanto se dejan de aplicar. El retiro de nidos solo funciona cuando previamente se han capturado a los pericos, porque reconstruyen los nidos en poco tiempo. En algunas ciudades y zonas agrícolas de España, Estados Unidos y Sudamérica, se ha empleado el control letal, mientras que en otras continua su crecimiento exponencial.

En el análisis de riesgo en México, se determinó que la especie se encuentra en la categoría de riesgo extremo de invasión, sin embargo, muchos de los valores fueron evaluados a partir de la información disponible para otros países, aplicando el principio precautorio. Podría ocurrir que los daños a la agricultura no sean tan grandes como se calcularon y la probabilidad de invasión en Áreas Naturales sea baja, sobre todo aquellos sitios donde hay presencia de depredadores potenciales (mamíferos medianos, rapaces, serpientes) y la vegetación no sea muy alta. Si se compara con *Sturnus vulgaris* o con *Streptopelia decaocto*, *Myiopsitta monachus* tiene más presencia en áreas urbanas.

En México hace falta información oficial sobre los efectos negativos de las colonias reproductoras de perico monje, y difundir la problemática acerca de su riesgo como especie invasora. Solo comparando los costos asociados a los daños por esta y otras especies invasoras, se podrán priorizar adecuadamente las acciones a seguir para prevenir y controlar los perjuicios asociados con *Myiopsitta monachus*.

Este análisis de riesgo debe revisarse periódicamente para ajustarlo a las condiciones cambiantes que pueda presentar la especie. Es necesario obtener información sobre las afectaciones de la especie. Resultado de esto, se podrían ver afectados los valores asignados en cada una de las etapas de evaluación.



11. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguirre-Muñoz, A. & Mendoza-Alfaro, R. (Coord.).** 2009. *Capítulo 6. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO. México, 277-318 p.
- Allen, C. R.** 2006. Predictors of introduction success in the South Florida avifauna. *Biological Invasions*. 8: 491-500.
- Almazán-Núñez, R. C., Sierra-Morales, P. & Méndez-Bahena, A.** 2015. Primer registro de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en Guerrero, México. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología* (16): 48-51.
- Álvarez-Romero, J. G., Medellín, R. A., Oliveras de Ita, A., Gómez de Silva, H. & Sánchez, Ó.** 2008. *Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad*. Álvarez-Romero, J. G. (ed.) México D.F. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, UNAM, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 518 p. ISBN: 978-970-9000-46-7.
- Ancillotto, L., Studer, V., Howard, T., Smith, V. S., McAlister, E., Beccaloni, J., Manzia, F., Renzopoli, F., Bozzo, L., Russo, D. & Mori, E.** 2018. Environmental drivers of parasite load and species richness in introduced parakeets in an urban landscape. *Parasitology Research*. <https://doi.org/10.1007/s00436-018-6058-5>.
- Appelt, C. W., Ward, L. C., Bender, C., Fassenella, J., Van Vossen, B. J. & Knight, L.** 2016. Examining potential relationships between exotic Monk Parakeets (*Myiopsitta monachus*) and avian communities in an urban environment. *The Wilson Journal of Ornithology*. 128(3): 556-566.
- Aramburú R., Calvo, S., Carpintero, D. L. & Cicchino, A. C.** 2009. Artrópodos presentes en nidos de cotorra *Myiopsitta monachus monachus* (Aves: Psittacidae). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*. 11(1): 1-5.
- Aramburú, R. & Corbalán, V.** 2000. Dieta de pichones de cotorra *Myiopsitta monachus* (Aves: Psittacidae) en una población silvestre. *Ornitología Neotropical* 11:241-245.
- Aramburú, R.** 1997. Ecología alimentaria de la cotorra (*Myiopsitta monachus*) en la provincia de Buenos Aires, Argentina (Aves. Psittacidae). *Physis*. 53 (124-125):29-32.
- Aramburú, R.** 2012. Insectos parásitos que afectan a loros de Argentina y métodos para su obtención. *Hornero*. 27: 103-116.
- Aramburú, R. M.** 1996. Nidadas supernormales en cotorra común *Myiopsitta monachus monachus* (Aves: Psittacidae). *Ornitología Neotropical*. 7: 155-156.
- Aramburú, R. M., Canavelli, S. & Tito, G.** 2013. Experiencia sobre una propuesta de Manejo Integrado del daño causado por la cotorra (*Myiopsitta monachus*) en Punta Indio, Buenos Aires. Workshop Neotropical psittacines as agricultural pests: building capacity to manage conflicts between people and parrots. En: *19th Regional Meeting, Society for Conservation and Study of Caribbean Birds*. Grenada.



- Audubon Society.** 2019. Christmas Bird Counts. Fecha de actualización: 2019. <https://netapp.audubon.org/CBCObservation/Historical/ResultsBySpecies.aspx?1>
- Avery, M. L. & Shiels, A. B.** 2018. Monk and rose-ringed parakeets. In: Pitt, W. C., Beasley, J. C. & Witmer, G. W. (Eds.). *Ecology and Management of terrestrial vertebrate invasive species in the United States*. CRC Press, Boca Raton, Fl. 333-357 p.
- Avery, M. L. & Tillman, E.** 2005. Alien Birds in North America – Challenges for Wildlife Managers. *Wildlife Damage Management, Internet Center for Proceedings*. University of Nebraska – Lincoln.
- Avery, M. L., Greiner, E. C., Lindsay, J. R., Newman, J. R. & Pruett-Jones, S.** 2002. Manejo de la cotorra en instalaciones eléctricas en el sur de Florida. En: *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference 20*: 140–145 – Spanish Material Paper 1. http://digitalcommons.unl.edu/icwdm_vpc_spanish/1
- Avery, M. L., Lindsay, J. R., Newman, J. R., Pruett-Jones, S. & Tillman, E. A.** 2006. Reducing monk parakeet impacts to electric utility facilities in South Florida. In: Feare C. J. & Cowan D. P. (Eds.). *Advances in vertebrate pest management Vol IV*. Filander Verlag Furth, Germany.
- Avery, M. L., Tillman, E. A., Keacher, K. L., Arnett, J. E. & Lundy, K. J.** 2012. Biology of Invasive Monk Parakeet in South Florida. *The Wilson Journal of Ornithology* 124:581-588.
- Avery, M., Yoder, C. A. & Tillman, E. A.** 2008. Diazacon Inhibits Reproduction in Invasive Monk Parakeet Populations. *The Journal of wildlife Management*. Vol. 72, Issue 6 1449-1452pp.
- Aves Paradais Sphynx.** 2014. Cotorras, sus cuidados, mantenimiento y reproducción. Fecha de actualización 4 de julio de 2014. <https://aves.paradais-sphynx.com/exoticos/cotorra.htm>.
- Barrios, Y., Born-Schmidt, G., González, A. I., Koleff, P. & Mendoza, R.** 2014. Avances en el desarrollo de criterios para definir y priorizar las especies invasoras. In: Mendoza, R. & Koleff, P. (Coord.). *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 113-121 p.
- Berlanga, H., Oliveras de Ita, A., Benitez, H. & Escobar, M. (eds.).** 2008. Red de Conocimiento sobre las Aves de México (AVESMX). CONABIO. Fecha de actualización: 2015. <http://avesmx.conabio.gob.mx/Especies.html>.
- BirdLife International.** 2018. *Monk Parakeet, Myiopsitta monachus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018. e.T45427277A132189848. Fecha de actualización: 2018. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T45427277A132189848.en>.
- Blackburn, T. M., Lockwood, J. L. & Cassey, P.** 2015. The influence of numbers on invasion success. *Molecular Ecology*. 24: 1942-1953.
- Blackburn, T. M., Pysek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarosik, V., Wilson, J. R. U. & Richardson, D. M.** 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*. 27 (7): 333-339.
- Blanchard, C. & Leedom, L.** 2015. Monk Parakeet: Tolerance and Territoriality. In: *Faculty of Research Day. University of Bridgeport*. Fecha de actualización: 27 de marzo de 2015. <https://scholarworks.bridgeport.edu/xmlui/handle/123456789/1122>.



- Bomford, M.** 2003. *Risk Assessment for the Import and Keeping of Exotic Vertebrates in Australia*. Bureau of Rural Sciences, Canberra. 135 p. ISBN: 0-9750443-3-8.
- Bomford, M.** 2008. *Risk assessment models for establishment of exotic vertebrates in Australia and New Zealand*. Henderson, W. (Ed.). Invasive Animals Cooperative Research Centre, Australian Government. Canberra. 191 p. ISBN: 978-0-9804999-7-1.
- Born-Schmidt, G., de Alba, F., Parpal, J., Koleff, P. (cords.).** 2017. Principales retos que enfrenta México ante las especies exóticas invasoras. México. Centro de Estudios Sociales y de Opinión Pública. 255 p. ISBN: 978-607-8501-58-8.
- Briceño, C., Surot, D. González-Acuña, D., Martínez, F. J., Fredes, F.** 2017. Parasitic survey on introduced monk parakeets (*Myiopsitta monachus*). In Santiago, Chile.
- Bucher, E. H., Martin, L. F., Martella, M. B., & Navarro, J. L.** 1990. Social behavior and population dynamics of the monk parakeet. En: *Acta XX Congressus Internationalis Ornithologici. Volume II*. Christchurch, New Zealand.
- Bucher, E. H., Martínez, J. J. & de Aranzamendi, M. C.** 2016. Genetic relatedness in Monk Parakeet breeding trios. *Journal of Ornithology*. 157: 1119-1122.
- Burger, J., & Gochfeld, M.** 2009. Exotic monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) in New Jersey: nest site selection, rebuilding following removal, and their urban wildlife appeal. *Urban Ecosystems*. 12: 185-196.
- Burgio, K. R., Rubega, M. A. & Sustaita, D.** 2014. Nest-building behavior of Monk Parakeets and insights into potential mechanisms for reducing damage to utility poles. *PeerJ*. 2: e601.
- Burgio, K. R., C. van Rees, K. E. Block, P. Pyle, M. A. Patten, M. F. Spreyer & E. H. Bucher.** 2016. Monk parakeet (*Myiopsitta monachus*), version 3.0. In: Rodewald, P. R. (Ed.). *The Birds of North America*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, N. Y., USA. Fecha de actualización: 2016. <https://birdsna.org/Species-Account/bna/species/monpar/introduction>.
- Butler, C. J.** 2005. Feral Parrots in the Continental United States and United Kingdom: Past, Present and Future. *Journal of Avian Medicine and Surgery*. 19(2): 142-149.
- CABI (Invasive Species Compendium).** 2018. *Myiopsitta monachus*. In: Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. Fecha de actualización: 6 de noviembre de 2018. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/74616>.
- Canavelli, S., Aramburú, R. & Zaccagnini, M. E.** 2012. Aspectos a considerar para disminuir los conflictos originados por los daños de la cotorra (*Myiopsitta monachus*) en cultivos agrícolas. *Hornero*. 27(1): 89-101.
- Cantú-Guzmán, J. C. & M. E. Sánchez-Saldaña.** 2018. *La importación masiva de periquitos monje por México: Desenmascarando el mito*. Defenders of Wildlife and Teyeliz A. C. México.
- Carrete M. & J.L. Tella.** 2008. Wild-bird trade and exotics: a new link of conservation concern?. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 6(4): 207-211.
- Carrete, M. & Tella, J. L.** 2015. Rapid loss of antipredatory behaviour in captive-bred birds is linked to current avian invasions. *Scientific Reports*. 5: 18274.



- CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental).** 2007. *Plan Operativo. Comisión para la Cooperación Ambiental 2007-2009.* Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá. 253 p.
- CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental).** 2008. *Plan Operativo. Comisión para la Cooperación Ambiental 2008.* Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá. 213 p.
- CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental).** 2009. *Plan Operativo. Comisión para la Cooperación Ambiental 2009.* Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá. 47 p.
- CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental).** 2010. *Plan Operativo. Comisión para la Cooperación Ambiental 2010.* Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá. 195 p.
- CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental).** 2011a. *Plan Operativo. Comisión para la Cooperación Ambiental 2011-2012.* Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá. 150 p.
- CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental).** 2011b. *Red de América del Norte sobre Especies Invasoras.* Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá. Fecha de actualización: 2019. <http://www.cec.org/es/nuestro-trabajo/proyectos/red-de-am%C3%A9rica-del-norte-sobre-especies-invasoras>.
- CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental).** 2013. *Plan Operativo. Comisión para la Cooperación Ambiental 2013-2014.* Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá. 168 p.
- CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental).** 2015. *Plan Estratégico de la Comisión para la Cooperación Ambiental 2015-2020.* Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá. 24 p.
- CCA (Comisión para la Cooperación Ambiental).** 2017. *Plan Operativo. Comisión para la Cooperación Ambiental 2017-2018.* Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá. 80 p.
- CFSPH (Center for Food Security & Public Health).** 2008. Enfermedad de Newcastle. Iowa State University. Fecha de actualización: julio de 2008. http://www.cfsph.iastate.edu/Factsheets/es/enfermedad_de_newcastle.pdf
- CFSPH (Center for Food Security & Public Health).** 2009. Psitacosis /Clamidiosis aviar. Iowa State University. Fecha de actualización: junio de 2009. <http://www.cfsph.iastate.edu/Factsheets/es/psittacosis-es.pdf>
- Chávez M. C.** 1999. Contribución al estudio de la avifauna en el vaso regulador “El Cristo” (Naucalpan, Estado de México). Tesis Licenciatura en Biología, FES-Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Chávez, H. A.** 2013. Gripe aviar provoca pérdidas por 9,900 mdp. El Financiero. Fecha de actualización: 16 de marzo de 2013. <http://www.elfinanciero.com.mx/archivo/especial-gripe-aviar-provoca-perdidas-por-mas-de-900-mdp.html>.



- CIOF (Convención Internacional de Protección Fitosanitaria).** 2012. *Convención Internacional de Protección Fitosanitaria*. FAO. 6 p. Fecha de actualización: 2012. <https://www.ippc.int/static/media/files/mediakit/IPPCGenericFlyer-es.pdf>.
- CITES.** 2019. CITES Trade Database. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. Fecha de actualización: 2019. https://trade.cites.org/en/cites_trade/.
- Codesido, M., Zufiaurre, E. & Bilenca, D.** 2015. Relationship between pest birds and landscape elements in the Pampas of Central Argentina. *Emu*. 115: 80-84.
- Collar, N. & Boesman, P.** 2019. Monk parakeet (*Myiopsitta monachus*). In: del Hoyo, J., Elliot, A., Sargatal, J. Christie, D. A. & de Juana, E. (eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Fecha de actualización: 2019. <https://www.hbw.com/species/monk-parakeet-myiopsitta-monachus>.
- Comisión de las Comunidades Europeas.** 2005. Decisión de la Comisión por la que se establecen medidas de bioseguridad para reducir el riesgo de transmisión de gripe aviar altamente patógena causada por el subtipo H5N1 del virus A de la gripe de aves silvestres a aves de corral y otras aves cautivas, y establecer un sistema de detección precoz en las zonas de especial riesgo. Diario Oficial de la Unión Europea. 20 de octubre de 2005. L 274/105 – L 274/107.
- Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras.** 2010. *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 91 p.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad).** 2007. Informe Técnico. Fortalecimiento del sistema de información sobre especies acuáticas en México. México. Proyecto financiado por la Comisión de Cooperación Ambiental de América del Norte (CCA). ND: 241.01179.037.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad).** 2016. *Estrategia Nacional sobre Biodiversidad de México y Plan de Acción 2016- 2030*. Gobierno de la República. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 388 p.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad).** 2017. *Análisis de riesgo rápido de Myiopsitta monachus. Sistema de Información sobre especies invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. D. F.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad).** 2018. *Sistema de información sobre especies invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Fecha de actualización: 2018. <http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras/invasoras.html>
- Congreso de los Estados Unidos Mexicanos.** 2018a. Ley General de Salud. D. O. F. (12 de julio de 2018).
- Congreso de los Estados Unidos Mexicanos.** 2018b. Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente. D. O. F. (5 de mayo de 2018).
- Congreso General de los Estados Unidos Mexicanos.** 2018a. Ley Federal de Sanidad Animal. D. O. F. (16 de febrero de 2018).



- Congreso General de los Estados Unidos Mexicanos.** 2018b. Ley General de Vida Silvestre. D. O. F. (19 de enero de 2018).
- Conroy, M. J. & Senar, J. C.** 2009. Integration of Demographic Analyses and Decision Modeling in Support of Management of Invasive Monk Parakeets, and Urban and Agricultural Pest. In: Thomson *et al.* (Eds.), *Modeling Demographic Processes in Marked Populations, Environmental and Ecological Statistics*. 3. 491-510 p.
- Crombie, J., Brown, L., Lizzio, J. & Hood, G.** 2008. *Climatch User Manual*. Australian Government Bureau of Rural Sciences. Fecha de actualización: 2008. <http://www.brs.gov.au/Climatch>.
- Crowley, S. L., Hinchliffe, S. & McDonald, R. A.** 2019. The parakeet protectors: Understanding opposition to introduced species management. *Journal of Environmental Management*. 229: 120-132.
- Csurhes, S.** 2016. Monk /quaker parakeet. Invasive species risk assessment. Queensland Government. Department of Agriculture and Fisheries. Available from: https://www.daf.qld.gov.au/_data/assets/pdf_file/0005/65597/IPA-Monk-Parakeet-Risk-Assessment.pdf [Accessed 12th December 2016].
- Davis, L. R.** 1974. The monk Parakeet: A potential threat to Agriculture. En: *Proceedings of the 6th Vertebrate Pest Conferences*. Anaheim, California.
- De la Cruz, E.** 2016. *Análisis de riesgo detallados para especies invasoras de alto riesgo para México: Riesgo de introducción de psitácidos exóticos en México*. Realizado dentro del proyecto GEF 0081866 "Aumentar las capacidades de México para manejar especies exóticas invasoras a través de la implementación de la Estrategia Nacional de Especies Invasoras". Ciudad de México. Contrato: SDC-95-2015.
- De Souza, P. F., Porfirio, G. & Miraglia-Herrera, H.** 2019. Perceptions and Attitudes of Urucum Settlement Residents about Local Wildlife. *Antrozoös*. 32(1): 117-127.
- Di Febbraro, M. & Mori, E.** 2014. Potential distribution of alien parakeets in Tuscany (Central Italy): a bioclimatic model approach. *Ethology Ecology & Evolution*. 27(2): 116-128.
- Di Santo, M., Battisti, C. & Bologna, M. A.** 2016. Inter-specific interactions in nesting and feeding urban sites among introduced Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) and syntopic bird species. *Ethology, Ecology & Evolution*. DOI: 10.1080/03949370.2015.1119761.
- Di Santo, M., Bologna, M. A. & Battisti, C.** 2017. Nest tree selection in a crowded introduced population of Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) in Rome (central Italy): evidence for selectivity. *Zoology and Ecology*. 27(3-4): 196-201.
- Díez-Fernández, A., Martínez-de la Puente, J., Montalvo, T., Senar, J. C., Pangrani, B. Q., Figuerola, J.** 2017. The expansion of monk parakeet in Mediterranean urban areas: implications for the transmission of parasites by native and invasive vectors. En: *XI MEDECOS & XIII AEET Meeting*. Sevilla, España.
- Dolbeer, R. A. & Begier, M. J.** 2019. *Wildlife Strikes to Civil Aircraft in the United States 1990-2017*. Federal Aviation Administration, U. S. Department of Agriculture Wildlife Services. Federal Aviation Administration, National Wildlife Strike Database. Serial Report Number 24. Washington D. C., U. S. A. 96 p.



- Domènech, J., Carrillo-Ortiz, J. & Senar, J. C.** 2003. Population size of the Monk Parakeet *Myiopsitta monachus* in Catalonia. *Revista Catalana d'Ornitologia*. 20: 1–9.
- Eberhard, J. R.** 1998. Breeding biology of the monk parakeet. *Wilson Bulletin*. 110: 463–473.
- eBird.** 2019. Mapas de distribución. Fecha de actualización: mayo de 2019. <http://ebird.org/ebird/map/>.
- Edelaar, P., Roques, S., Hobson, E. A., Gonçalves-Da Silva, A., Avery, M. L., Russello, M. A., Senar, J. C., Wright, T. F., Carrete, M. & Tella, J. L.** 2015. Shared genetic diversity across the global invasive range of the monk parakeet suggest a common restricted geographic origin and the possibility of convergent selection. *Molecular Ecology*. 24: 2164-2176.
- Evans, T., Kumschick, S. & Blackburn, T. M.** 2016. Application of the Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT) to a global assessment of alien bird impacts. *Diversity and Distributions*. 22: 919-931.
- GBIF (Global Biodiversity Information Facility).** 2019. GBIF Occurrence Download. DOI: <https://doi.org/10.15468/dl.ywhpmz>. Fecha de actualización: 2019. <https://www.gbif.org/>
- Gill, F. & Donsker, D.** (Eds.). 2019. IOC World Bird List (v. 9.1). Fecha de actualización: 2019. <http://www.worldbirdnames.org/>
- Global Invasive Species Database.** 2019. *Myiopsitta monachus*. Fecha de actualización: 4 de octubre de 2010: <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Myiopsitta+monachus>.
- Gómez de Silva, H., Oliveras de Ita, A. & Medellín, R. A.** 2005. *Myiopsitta monachus*. Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. Instituto Nacional de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto U020. México. D.F.
- Gómez-Puerta, L. A. & Luján-Vega, C.** 2018. Contribución al conocimiento de los malófagos (Phthirapteram Amblycera, Ischnocera de aves del Perú. Parte 2. *Revista peruana de biología*. 25(1): 035-042.
- Guerrero-Cárdenas, I., Galina-Tessaro, P., Caraveo-Patiño, J., Tovar-Zamora, I., Cruz-Andrés, O. R. & Álvarez-Cárdenas, S.** 2012. Primer registro de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en Baja California Sur, México. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología*. 13(2): 156-161.
- Gutiérrez, R., de Juana, E. & Lorenzo, J. A.** 2012. Lista de aves de España. Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). 28 p.
- HMSO, 1981. The Wildlife and Countryside Act 1981. Chapter 69. HMSO, London.
- Hobson, E. A., Avery, M. L., Wright, T. F.** 2015a. Erratum: The socioecology of Monk Parakeets: Insights into parrot social complexity. *The Auk*. 132: 422-423.
- Hobson, E. A., John, D. J., McIntosh, T. L., Avery, M. L. & Wright, T. F.** 2015b. The effect of social context and social scale on the perception of relationships in monk parakeet. *Current Zoology*. 61(1): 55-69.
- Hobson, E. A., Smith-Vidaurre, G. & Salinas-Melgoza, A.** 2017. History of nonnative Monk Parakeets in Mexico. *PLoS ONE*. 12(9): e0184771.



- Human Ageing Genomic Resources.** 2017. AnAge Database. The Animal Ageing and Longevity Database. Fecha de actualización: 2017. <https://genomics.senescence.info/species/>.
- I3N.** 2019. *IABIN Invasives Information Network*. Inter-American Biodiversity Information Network. Actualizado: 2019. <http://www.institutohorus.org.br/iabin/i3n/index.html>.
- Iriarte, J. A., Lobos, G. A. & Jaksic, F. M.** 2005. Invasive vertebrate species in Chile and their control and monitoring by governmental agencies. *Revista Chilena de Historia Natural*. 78: 143-154.
- IUCN (International Union form Conservation of Nature and Natural Resources).** 2019. *Guidelines for the management of confiscated, live organisms*. International Union form Conservation of Nature and Natural Resources. Gland, Switzerland. 38 p. ISBN: 978-2-8317-1960-3.
- Latitude 42.** 2011. Pest Risk Assessment: Quaker parrot (*Myiopsitta monachus*). Latitude 42 Environmental Consultants Pty Ltd. Hobart, Tasmania.
- Linz, G. M., Bucher, E. H., Canavelli, S. B., Rodriguez, E. & Avery, M. L.** 2015. Limitations of population suppression for protecting crops from bird depredation: A review. *Crop Protection*. 76: 46-52.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter M.** 2000. *100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database*. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12 p.
- Luna, A., Edelaar, P. & A. Shwartz.** 2019. Assessment of social perception of an invasive parakeet using a novel visual survey method. *Neobiota*. 46: 71-89.
- MacGregor-Fors, I., Calderón-Parra, R., Meléndez-Herrada, A., López-López, S. & Schondube, J. E.** 2011. Pretty, but dangerous! Records of non-native Monk Parakeets (*Myiopsitta monachus*) in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 82: 1053-1056.
- Marateo, G., Grilli, P., Bouzas, N., Ferretti, V., Juárez, M. & Soave, G. E.** 2015. Habitat use by birds in airports: a case study and implications form bird management in south American airports. *Applied Ecology and Environmental Research*. 13(3):799-808.
- Martella, M., Martín, L., & Navarro, J.** 1998. 4.1. Biología y dinámica de población de la cotorra (*Myiopsitta monachus*). In: Rodríguez, E. N. & Zaccagnini, M. E. (Eds.). *Manual de capacitación sobre manejo integrado de aves perjudiciales a la agricultura*. FAO, 1998. 147 p.
- Martín, P. M.** 2005. La cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en la ciudad de Madrid: expansión y hábitos de nidificación. *Anuario ornitológico de Madrid 2005*. Pp. 76-95.
- Martínez-Meyer, E, Cuervo-Robayo, A. P., Ortiz-Haro, G. A. & Osorio-Olvera, L. A.** 2016a. Distribución actual de *Myiopsitta monachus*. Mapa elaborado en el marco del proyecto GEF-PNUD 089333 "Aumentar las capacidades de México para manejar especies exóticas invasoras a través de la implementación de la Estrategia Nacional de Especies Invasoras". Instituto de Biología, UNAM.
- Martínez-Meyer, E, Cuervo-Robayo, A. P., Ortiz-Haro, G. A. & Osorio-Olvera, L. A.** 2016b. Distribución potencial futura (2070 Rcp 8.5) de *Myiopsitta monachus*. Mapa elaborado en el marco del proyecto GEF-PNUD 089333 "Aumentar las capacidades de México para manejar



- especies exóticas invasoras a través de la implementación de la Estrategia Nacional de Especies Invasoras". Instituto de Biología, UNAM.
- Martínez-Meyer, E., Cuervo-Robayo, A. P., Ortiz-Haro, G. A. & Osorio-Olvera, L. A.** 2016c. Distribución potencial futura (2070 Rcp 8.5) de *Myiopsitta monachus*. Mapa elaborado en el marco del proyecto GEF-PNUD 089333 "Aumentar las capacidades de México para manejar especies exóticas invasoras a través de la implementación de la Estrategia Nacional de Especies Invasoras". Instituto de Biología, UNAM.
- Matthews, S. (Ed.).** 2005. *GISP (Programa Mundial sobre Especies Invasoras)*. 2005. Secretaría del GISP. 80 p.
- Meléndez-Herrada, A., Wilson, R. G., Gómez de Silva, H. & Ramírez-Bastida, P.** 2013. *Aves del Distrito Federal. Una lista anotada*. México: Universidad Autónoma Metropolitana. Serie Académicos CBS, Núm. 108. 253 p. ISBN: 977-607-477-762-8.
- Molina, B., Postigo, J. L., Muñoz, A. R. & Del Moral, J. C.** 2016. La cotorra argentina en España, población reproductora en 2015 y método de censo. Madrid, España: SEO/BirdLife. 95p. ISBN: 978-84-945165-1-1.
- Montalvo, T.** 2013. Especie invasora: La cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*). Servicio de Vigilancia y Control de Plagas Urbanas. Consorci Sanitari de Barcelona. PPT. 42 diapositivas. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/formacion/ppttomasmontalvo-cotorraargentina_tcm30-70190.pdf.
- Moreno-Marí, J., Oltra-Moscardó, M. T., Falcó-Gari, J. V. & Jiménez-Peydró, R.** 2007. El control de plagas en ambientes urbanos: criterios básicos para un diseño racional de los programas de control. *Revista Española de Salud Pública*. 81(1): 15-24.
- Mori, E., Ancillotto, L., Groombridge, J., Howard, T., Smith, V. S. & Menchetti, M.** 2015. Macroparasites of introduced parakeets in Italy: a possible role for parasite-mediated competition. *Parasitology Research*. 114: 3277-3281.
- Mori, E., Meini, S., Strubbe, D., Ancillotto, L., Sposimo, P. & Menchetti, M.** 2018. Do Alien Free-ranging Birds Affect Human Health? A Global Summary of Known Zoonoses. In: Mazza, G. & Tricarico (Eds.). *Invasive Species and Human Health*. CABI Invasives Series 10. London, UK. 91-107 p.
- Muñoz, A. R. & Real, R.** 2006. Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain. *Diversity and Distribution*. 12:656-665.
- Muñoz, A. R.** 2003. Cotorra Argentina, *Myiopsitta monachus*. In: Martí, R. & J. C. del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las Aves reproductoras de España*. Ministerio de Medio Ambiente y Sociedad Española de Ornitología, Madrid, España. 638-639 p.
- Muñoz-Jiménez, J. L. & Alcántara-Carbajal, J. L.** 2017. La cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en el Colegio de Postgraduados: ¿una especie invasiva? *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología*. 18(1): 38-52.
- Naciones Unidas.** 1992. *Convenio sobre la Diversidad Biológica*. Organización de las Naciones Unidas. Fecha de actualización: 1992. <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>.



- Naturalista, CONABIO.** 2019. *Myiopsitta monachus*. Fecha de actualización: agosto de 2019 https://www.naturalista.mx/observations?place_id=6793&taxon_id=19349.
- Navarro, J. L., Martella, M. B. & Bucher, E. H.** 1992. Breeding season and productivity of monk parakeets in Córdoba, Argentina. *Wilson Bulletin*. 104: 413–424.
- Navarro, S. A. & Gordillo, A.** 2006. Catálogo de Autoridades Taxonómicas de las Aves de México. Facultad de Ciencias, UNAM. Base de datos del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Proyecto CS010. México, D. F.
- Norma Oficial Mexicana NOM-033-SAG/ZOO-2014.** Métodos para dar muerte a los animales domésticos y silvestres. (D.O.F. 25 junio 2015).
- Norma Oficial Mexicana NOM-051-ZOO-1995.** Trato humanitario en la movilización de animales (D.O.F. 24 febrero 1998).
- OIE (Organización Mundial de Sanidad Animal).** 2010. Organización Mundial de Sanidad Animal. Quinto Plan Estratégico: 2011-2015. Fecha de actualización: 2015. <https://www.oie.int/doc/ged/D11405.PDF>.
- OIE (Organización Mundial de Sanidad Animal).** 2015. Sexto Plan Estratégico de la OIE para el periodo 2016-2020. 83ª Sesión General Asamblea Mundial. París 24-29 de mayo de 2015. Fecha de actualización: 2015. http://www.oie.int/fileadmin/Home/eng/About_us/docs/pdf/6thSP_ESP.pdf.
- Ortiz-von Halle,** 2018. *Bird's-eye view: Lessons from 50 years of bird trade regulation & conservation in Amazon countries*. United Kingdom, Cambridge. Traffic International. 182 p. ISBN 978-1-911646-04-4.
- Ostfeld, R. S., Meffe, G. K. & Perl, M. C.** 2002. Conservation Medicine. The birth of Another Crisis Discipline. In: Aguirre A. A., Ostfeld, R. S., Tabor, G. M. & Pearl, M. C. (Eds.). *Conservation Medicine. Ecological Health in Practice*. Oxford University Press, New York, USA. 17-26 p.
- Pablo-López, R. E.** 2009. Primer registro del perico argentino (*Myiopsitta monachus*) en Oaxaca, México. *Huitzil, Revista de Ornitología Mexicana*. 10(2): 48-51.
- Pericos Mexicanos en Peligro.** 2015. Pericos Exóticos Invasores. Fecha de actualización: 2015. <http://www.pericosmexico.org/noticias.html>.
- Peris, S. J. & Aramburú, R. M.** 1995. Reproductive Phenology and Breeding Success of the Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus monachus*) in Argentina. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 30: 115-119.
- Pineda-López, L. R. & Malagamba-Rubio, R. A.** 2011. Nuevos registros de aves exóticas en la ciudad de Querétaro. *Huitzil*. 12(2): 22-27.
- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el desarrollo).** 2017. *Modelación de la distribución potencial actual y futura de las especies invasoras de mayor riesgo para México. Elaborado en el marco del proyecto GEF-PNUD 089333 "Aumentar las capacidades de México para manejar especies exóticas invasoras a través de la implementación de la Estrategia Nacional de Especies Invasoras"*. Martínez-Meyer, E., A.P. Cuervo-Robayo, G.A. Ortiz-Haro y L.A. Osorio-Olvera. Instituto de Biología, UNAM. 39 pp.



- Postigo, J. L., Shwartz, A., Strubble, D. & Román-Muñoz, A. 2016. Unrelenting spread of the alien monk parakeet *Myiopsitta monachus* in Israel. Is it time to sound the alarm? *Pest Management Science*. <https://doi.org/10.1002/ps.4349>
- Postigo, J. L., Strubbe, D., Mori, E., Ancillotto, L., Carneiro, I., Latsoudis, P., Menchetti, M., Parau, L., Parrott, D., Reino, L., Weiserbs, A. & Senar, J. C. 2019. Mediterranean versus Atlantic monk parakeets *Myiopsitta monachus*: towards differentiated management at the European scale. *Pest Management Science*. 75(4): 915-922.
- Pruett-Jones, S. & Tarvin, K. A. 1998. Monk parakeets in the United States: population growth and regional patterns of distribution. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* 18:55–58.
- Pruett-Jones, S., Appelt, C. W., Sarfaty, A., Van Vossen, B., Leibold, M. A. & Minor, E. S. 2012. Urban parakeets in Northern Illinois: A 40-years perspective. *Urban Ecosystems*. 15: 709-719.
- Pruett-Jones, S., Newman, J. R., Newman, C. M., & Lindsay, J. R. 2005. Population growth of monk parakeets in Florida. *Florida Field Naturalist*. 33: 1–14.
- Pruett-Jones, S., Newman, J. R., Newman, C., Avery, M. L. & Lindsay, J. R. 2007. Population viability analysis of monk parakeets in the United States and examination of alternative management strategies. *Human–Wildlife Conflicts*. 1(1): 35–44.
- Ramírez-Albores, J. E. 2012. Registro de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en la Ciudad de México y áreas adyacentes. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología*. 13(2):110-115.
- Ramírez-Bastida, P., Navarro-Sigüenza, A. G., Meléndez-Herrada, A., Ruiz-Rodríguez, A. & Vargas-Gómez, M. 2018a. Propuesta de Plan de Manejo de Perico Monje Argentino (*Myiopsitta monachus*). CONABIO, México. 96 p.
- Ramírez-Bastida, P., Navarro-Sigüenza, A. G., Meléndez-Herrada, A., Ruiz-Rodríguez, A., Vargas-Gómez, M., Contreras-Rodríguez, A. I., Souza-López, D., Tinajero-Ramírez, L., Lara-Aguilar, L. E., García-Valencia, U. D., Dávalos-Fong, M. I. & Cruz-Nava, A. R. 2018b. Reporte final del proyecto CONABIO LI047. Diagnóstico de la invasión del perico monje argentino (*Myiopsitta monachus*) en las áreas prioritarias circundantes a la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. CONABIO, México, 85 p.
- Ramírez-Bastida, P., Ruiz-Rodríguez, A., Navarro-Sigüenza, A. G., A., Vargas-Gómez & García-Valencia. 2015. Aves exóticas en el AICA “Humedales de Alvarado”, Veracruz, México. *Acta Zoológica Mexicana (n. s.)*. 31(3): 480-485.
- Retallack, H., Clubb, S. & DeRisi, J. 2019. Genome Sequence of a Divergent Avian Metapneumovirus from a Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*). *Microbiology Resource Announcements*. 8(16): e00284-19.
- Rodríguez-Pastor, R., Senar, J. C., Ortega, A., Faus, J., Uribe, F. & Montalvo, T. 2012. Distribution patterns of invasive Monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) in an urban habitat. *Animal Biodiversity and Conservation*. 35(1): 107–117.
- Roldán-Clarà, B. & Toledo, V. M. 2017. Los pajareros de México. Semblanza de una actividad biocultural. *Biodiversitas*. 133: 6-11.



- Roldán-Clarà, B., López-Medellín, X., Leyva, C., Calderón de la Barca, N. & Espejel, I. 2017a. Mexican birds use according to environmental officers. *Journal of Ethnobiology and Conservation*. 6(13): 1-18.
- Roldán-Clarà, B., Toledo, V. M. & Espejel, I. 2017b. The use of birds as pets in Mexico. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*. 13(35): 1-18.
- Roll, U., Dayan, T. & Simberloff, D. 2008. Non-indigenous terrestrial vertebrates in Israel and adjacent areas. *Biological Invasions*. 10: 659-672.
- Romero, I. P., Codesido, M. & Bilenca, D.N. 2015. Nest Building by Monk Parakeets *Myiopsitta monachus* in urban parks in Buenos Aires, Argentina: are tree species used randomly? *Ardeola*. 62(2): 323-333.
- Russello, M. A., Avery, M. L. & Wright, T. F. 2008. Genetic evidence links invasive monk parakeet populations in the United States to the international pet trade. *BMC Evolutionary Biology*. 8:217.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2007. Acuerdo por el que se enlistan las enfermedades y plagas de los animales, exóticas y endémicas de notificación obligatoria en los Estados Unidos Mexicanos (D.O.F. 20 septiembre 2007).
- Salgado-Miranda, C., Medina, J. P., Sánchez-Jasso, J. M. & E. Soriano-Vargas, E. 2016. Registro altitudinal más alto en México para la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*). *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología*. 17(1): 155-159.
- SCT (Secretaría de Comunicaciones y Transportes). 2016. *Estadísticas de impactos de ave 2011-2015*. Boletín de seguridad 001/2016. Subsecretaría de Transporte, Dirección General de Aeronáutica Civil.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2015. Autorización para el manejo, control y remediación de problemas asociados a ejemplares o poblaciones que se tornen perjudiciales. Fecha de actualización: 2015. <http://dsiappsdev.semarnat.gob.mx/formatos/DGVS/FF-SEMARNAT-018%20SEMARNAT-08-041.pdf>.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2016. Acuerdo por el que se determina la Lista de Especies Exóticas Invasoras para México. D. O. F. (7 diciembre 2016).
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2018. Calendario de épocas hábiles 2018-2019 de la vida silvestre. Fecha de actualización: 31 de julio de 2018. <https://www.gob.mx/semarnat/documentos/calendario-de-epoca-habil-2018-2019-para-aves-canoras-y-de-ornato>.
- Senar, J. C., Carrillo-Ortiz, J. G., Ortega-Segalerva, A., Dawson-Pell, F. S. E., Pascual, J., Arroyo, L., Mazzoni, D., Montalvo, T. & Hatchwell, B. J. 2019. The reproductive capacity of Monk Parakeets *Myiopsitta monachus* is higher in their invasive range. *Bird Study*. <https://doi.org/10.1080/00063657.2019.1585749>.
- Senar, J. C., Domènech, J., Arroyo, L., Torre, I. & Gordo, O. 2016. An evaluation of monk parakeet damage to crops in the metropolitan area of Barcelona. *Animal Biodiversity and Conservation* 39.1: 141-145.



- SEO/BirdLife. 2015. Lanzamos los datos del primer censo nacional de cotorra argentina. Fecha de Actualización: 11 de noviembre de 2015. <http://www.seo.org/2015/11/11/lanzamos-los-datos-del-primer-censo-nacional-de-cotorra-argentina/>
- Shine, C., Williams, C. & Gündling, L. 2000. *Guía para la elaboración de marcos jurídicos e institucionales relativos a las especies exóticas invasoras*. UICN, Gland, Suiza, Cambridge y Bonn. 162 p. ISBN: 2-8317-0592-4.
- Soto-Cruz, R. A., Lebgue-Keleng, T., Espinoza-Prieto, J. R., Quintana-Martínez, R. M., Quintana-Martínez, G., Balderrama, S., Zamudio-Mondragón, F. R., Quintana-Chávez, M. A. & Mondaca-Fernández, F. 2014. Primer registro de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en Chihuahua, México. *Huitzil Revista Mexicana de Ornitología*. 15(1): 1-5.
- South, J. M. & Pruett-Jones, S. 2000. Patterns of flock size, diet, and vigilance of naturalized monk parakeets in Hyde Park, Chicago. *Condor*. 102: 848–854.
- Tala, C., Guzmán, P. & González, S. 2005. Cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) convidado de piedra en nuestras ciudades y un invasor potencial, aunque real, de sectores agrícolas. Boletín DIPROREN, Servicio Agrícola y Ganadero. 7 p.
- Tayleur, J. R. 2010. A comparison of the establishment, expansion and potential impacts of two introduced parakeets in the United Kingdom. In: *Autumn Scientific Meeting of the British Ornithologists' Union 2008*, Peterborough, UK.
- Tillman, E. A., Genchi, A. C., Lindsay, J. R., Newman, J.R. & Avery, M. L. 2004. Evaluation of Trapping to Reduce Monk Parakeet Populations at Electric Utility Facilities. In: Timms, R. M. & Gorenzel, W. P. (Eds.). *Proceedings of 21st Vertebrate Pest Conference*. University of California, Davis. 126-129 p.
- Tillman, E. A., Van Doorn, A., & Avery, M. L. 2000. Bird Damage to Tropical Fruit in South Florida. Wildlife Damage Management Conferences Proceedings. University of Nebraska, Lincoln. http://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1012&context=icwdm_wdmconfproc
- Tinajero, R. & Rodríguez-Estrella, R. 2015. Cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*), especie anidando con éxito en el sur de la Península de Baja California. *Acta Zoológica Mexicana (n. s.)*. 31(2): 190-197.
- Tracey, K. F. & Miller, K. E. 2018. Monk Parakeets Provide Nesting Opportunities for the Threatened Southeastern American Kestrel. *Journal of Raptor Research*. 52(3): 389-392.
- Turbé, A., Strubbe, D., Mori, E., Carrete, M., Chiron, F., Clergeau, P., González-Moreno, P., Le Louarn, M., Luna, A., Menchetti, M., Nentwig, W., Pârâu, Postigo, J. L., Rabitsch, W., Senar, J. C., Tollington, S., Vanderhoeven, S., Weiserbs, A. & Shwartz, A. 2017. Assessing the assessments: evaluation of four impact assessment protocols for invasive alien species. *Diversity and Distributions*. 23: 297-307.
- Turrall-Ramírez, M. M., Córdova-Ponce, R., González-Ruiz, C., Castañeda-Aceves, G., Marín Flamad, E., Grrido-Fariña & G. Ramírez-Álvarez, H. 2017. First identification of Herpesvirus infections among endemic and exotic psittacines in Mexico. *Veterinaria México*. 4(4): 1-10



- Uehling, J. J., Tallant, J. & Pruett-Johnes, S.** 2019. Status of naturalized parrots in the United States. *Journal of Ornithology*. 160(3): 907-921.
- UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y Recursos Naturales).** 2019. *Guía para la planificación y gestión de especies invasoras en islas*. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales. Cambridge, Reino Unido, y Gland, Suiza. 43 p. ISBN: 978-2-8317-1956-6.
- Van Bael, S. & Pruett-Jones, S.** 1996. Exponential population growth of monk parakeet in the United States. *Wilson Bulletin*. 108: 584–588.
- Van Ham, C., Genovesi, P. & Scalera, R.** (Comps.). 2013. *Invasive alien species: the urban dimension. Case studies on strengthening local action in Europe*. Brussels, Belgium. IUCN European Union Representative Office. 103 p. ISBN: 978-2-8317-1625-1.
- Viana, I. R., Prevedello, J. A. & Zocche, J. J.** 2017. Effects of landscape composition on the occurrence of a widespread invasive bird species in the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Evolution*. 15: 36-41.
- Viana, I. R., Strubbe, D. & Zocche, J. J.** 2016. Monk parakeet invasion success: a role for nest thermoregulation and bactericidal potential of plant nest material? *Biological Invasions*. 18(5): 1305-13015.
- Volpe, N. L. & Aramburú, R. M.** 2011. Preferencias de nidificación de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en un área urbana de Argentina. *Ornitología Neotropical*. 22: 111–119.
- Wagner, N.** 2012. Occupation of Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) nest cavities by House Sparrows (*Passer domesticus*) IN Rio Grande do Sul Brazil. *Boletín SAO*. 20(2): 72-78.



12. ANEXOS

Anexo 1. Áreas Naturales Protegidas donde se han registrado pericos monje de acuerdo con Avesmx (Berlanga et al., 2008) y datos de GBIF (2019), Naturalista-CONABIO (2019) y eBird (2019). Se señalan en verde las ANP con registro reciente. Z. P. F. T. C.C.= Zona protectora forestal los terrenos constitutivos de las cuencas.

ANP	AvesMX	Registros →2019
Bahía de Loreto		*
Cabo San Lucas		*
Cerro de La Estrella	X	*
Cerro de Las Campanas	X	*
El Tepeyac		*
El Vizcaíno	X	*
Janos	X	
Laguna de Términos		*
Sierra Gorda	X	
Z.P.F.T.C.C. de los ríos Valle de Bravo, Malacatepec, Tilostoc y Temascaltepec		*
Total: 10	5	8



Anexo 2. Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICA) donde se han registrado pericos monje de acuerdo con datos de GBIF (2018), eBird (2019) y Naturalista-CONABIO (2019).

AICA	Registros →2019
Centro de Veracruz	*
Ciénega de Tláhuac	*
Complejo Lagunar Ojo de Liebre	*
Ensenada de la Paz	*
Estero de San José	*
Humedales del Sur de Tamaulipas y Norte de Veracruz	*
Lago de Texcoco	*
Laguna de Chapala	*
Laguna de Términos	*
Marismas Nacionales	*
Presa de Valsequillo	*
Sierra la Giganta	*
Sierra Maderas del Carmen	*
Sur del Valle De México	*
Total	14