



Universidad Nacional
del Nordeste

Facultad de Ciencias Exactas, Naturales y Agrimensura

**BIOLOGÍA DE LA REINTRODUCCIÓN DEL GUACAMAYO
ROJO (*ARA CHLOROPTERUS*)**

Tesis para optar por el título de Doctor en Ciencias Biológicas

por

Mgst. Noelia Laura Volpe

Directores:

Dr. Igor Berkunsky

Dr. Adrián Santiago Di Giacomo

Corrientes, 2022

Resumen

El Guacamayo Rojo (*Ara chloropterus*) se habría extinguido en la Argentina a principios del siglo XX. Buscando recuperar su rol ecológico tanto de dispersor como de depredador de semillas de gran tamaño, se comenzó un proyecto de reintroducción de la especie en el Parque Nacional Iberá, en el norte de Corrientes. El principal objetivo de esta tesis fue identificar y caracterizar los factores que influyen sobre las etapas iniciales del proceso de reintroducción, buscando generar nuevos conocimientos y pautas de manejo útiles para la toma de decisiones en proyectos de reintroducción de esta y otras especies de guacamayos. Se evaluaron las condiciones necesarias para lograr un proceso de reintroducción exitoso, incluyendo la disponibilidad de hábitat y la selección y entrenamiento de individuos. Además, se evaluó el establecimiento del grupo fundador, mediante el monitoreo intensivo del comportamiento y uso del espacio de los guacamayos reintroducidos durante su primer año en libertad. Las isletas de monte del norte de Iberá son adecuadas para sustentar una población de guacamayos rojos, y cuentan con una buena disponibilidad espacial y temporal de recursos alimenticios, así como con la presencia de sitios potenciales para nidificar. Los guacamayos de cautiverio mostraron una buena capacidad de aprendizaje durante el periodo de pre-suelta como en la etapa de libertad. Las técnicas de entrenamiento previas a la liberación fueron exitosas y generaron cambios en el comportamiento de los individuos. Los simulacros de depredación generaron un aumento en los niveles de vigilancia hacia depredadores; y el entrenamiento de vuelo disminuyó la tasa de aleteo promedio y aumentó la velocidad de avance, mejorando el desempeño en los individuos. Finalmente, la oferta de frutos silvestres durante la etapa de pre-suelta facilitó la incorporación de especies a la dieta de los guacamayos. El establecimiento del grupo fundador fue exitoso; los guacamayos lograron sobrevivir, alimentarse y reproducirse en el área de liberación. Los eventos de depredación fueron la principal causa de mortalidad inicial. Después del primer año en libertad, la tasa anual de supervivencia de los guacamayos fue alta. Los guacamayos mostraron una excelente capacidad de navegación, viajando diariamente hasta 12 km de distancia para acceder a sitios de alimentación. El proceso de expansión territorial continuó en años subsiguientes, y se establecieron dormideros a más de 30 km de distancia del sitio de liberación. Aunque los guacamayos mostraron comportamientos reproductivos desde los primeros meses después de la liberación inicial; el primer intento reproductivo exitoso ocurrió en el tercer año desde la liberación. Los guacamayos liberados mantuvieron una flexibilidad dietaria amplia, utilizaron al menos 51 especies vegetales. La fenología de las especies vegetales estuvo reflejada en el patrón de uso de la dieta por los guacamayos. Las relaciones ecológicas entre plantas y

guacamayos incluyeron la depredación pre-dispersión de semillas, y el transporte de frutos, confirmando estos roles ecológicos para el Guacamayo Rojo en el Iberá.

Abstract

Over the last two centuries, the Red-and-Green Macaw (*Ara chloropterus*) has become locally extinct in Argentina. In an attempt to restore its key ecosystem functions as both disperser and regulator of large-seeded plants, a reintroduction project was initiated at the Iberá National Park, northern Corrientes. The main objective of this thesis was to identify and describe the factors influencing the initial stages of the reintroduction process, looking to generate new knowledge and management guidelines useful for both this and other macaw reintroduction projects. I assessed the basic requirements for a reintroduction project, including habitat availability and the selection and training of individuals suitable for release. In addition, I studied the process of establishment of the founder group, monitoring the behavior and space use of the reintroduced macaws during their first year of freedom. The forest patches present in the northern region of Iberá exhibited characteristics considered adequate to sustain a population of red-and-green macaws, including high food availability both in space and time, as well as the presence of potential nesting sites. Captive bred macaws displayed a good capacity to adapt to new situations during both the pre-release and post-release stages. The implementation of training schemes before release was successful at generating behavioral changes. On one hand, witnessing a mock predator attack led to an increase in the levels of vigilance towards at least one potential predator. On the other hand, flight training generated improvements in flight performance, including a decrease in wingbeat rate and an increase in forward velocity. Finally, presenting wild fruits to the macaws during the pre-release stage led to the incorporation into the diet of species not previously consumed by them. The process of establishment of the founder group was successful; the macaws were able to survive, feed and breed at the release site and surrounding areas. The annual survival rate after the first year of release was high, despite the elevated initial mortality rate consequence of predation events. Macaws exhibited excellent navigational skills, traveling up to 12 km a day in order to access feeding sites. The process of territorial expansion continued over the ensuing years, with some individuals establishing roosts at least 30 km away from the release site. The macaws displayed breeding behavior since the first months after release; yet, the first successful breeding attempt took place only three years later. The released macaws exhibited dietary flexibility, making use of at least 51 different plant species. The pattern of use of the species along the year reflected plant phenological patterns. The observed ecological interactions between plants and red-and-green macaws in the Iberá Wetlands included both pre-dispersal seed predation and fruit transport.

Agradecimientos

A Igor y Adrián, mis directores, sin quienes nunca hubiera iniciado mi camino en el mundo de las aves. Gracias por 14 años de compartir conocimientos y picadas!

A CLT/Rewilding Argentina, sobre todo a Ignacio Jiménez-Pérez y Sebastián Di Martino, por confiar en mí para el desarrollo de la etapa inicial de este gran proyecto y a Mane por su excelente trabajo en todo lo que siguió. No podía pedir una mejor sucesora! Gus, Talia, Jorge, Carito, Leandro, Alejandro, Elena, Ali, Sofi, Elbi, Helen y toda la gente que se sumó al Equipo Guacamayo desde entonces; nada de esto hubiera sido posible sin su esfuerzo y dedicación. A Doug y Kris Tompkins, cuya visión de conservación ha sido clave para gestar este trabajo.

A Don Falcon, Tomasito, Chule, Rubén, Taladro y Joel por cuidarme, alimentarme, escucharme y siempre estar ahí para mí, tanto en mis mejores como en mis peores momentos. Gracias por ser mi “familia postiza” en Camby Retá.

A Miranda Collett y toda la gente de Don Luis por permitirnos usar sus instalaciones y ayudarnos en innumerables ocasiones. En particular, agradezco de corazón a Ale Boloqui y Cepi Oporto por todo el cariño, amistad y buena voluntad durante todos estos años. Me considero muy afortunada de haberlos tenido como vecinos!

A Don Gregorio, Don Mario, Maidana, Mili, Fabi, Dani y todos los gauchos correntinos que compartieron conmigo su conocimiento sobre la zona y la vida en los esteros (y los mejores chipá cueros que se puedan comer).

A Edith, por ayudarme a demostrar que “las guainas” también se la bancan en el campo.

A Chelo, gracias por dejarme acceder a tu mundo ituzaingueño y recordarme que existe una vida más allá del trabajo.

A Jere, por trabajar siempre mano a mano conmigo sin dejar que las barreras institucionales se interpongan en nuestra amistad.

A Sebas “Koé”, siempre dispuesto a dar una mano, una sonrisa y unos chipitas.

A todos los voluntarios, sin los cuales todo esto hubiera sido imposible. A Maia, Michelle, Diana, Florqui, Mela, Sofi y Ale, participes de las emociones y frustraciones de aquella primera suelta inicial. A Nico Carro y Héctor, pioneros en la construcción de comederos, targets y testigos del primer “Muy bien K-chito!”. A Thea, Juli, Lore, Edel, German, Nerea, Augusto, Marime, Marta, Juan, Karen, Arturito, Maga y Taia, incansables entrenadores de guacamayos que solamente vivieron la etapa de pre-suelta y no llegaron a ver a los guacamayos volar en libertad. Todas esas horas de contar semillas, gritar “va” y blandir targets valieron la pena! A Jesús (Ángel), Moisés (Fernando), Julia, Lia, Brenda, Rafa , Nico Vikingo, Pichón, Jorge Vegano y

todos los voluntarios que solo me conocieron como esa persona que desaparecía a la mañana en los esteros y reaparecía de noche llena de barro. Gracias por sus ánimos y por ayudarme a renovar energías diariamente.

A los pobladores de Loreto, sobre todo la familia Cristaldo, quienes nos ayudaron inmensamente durante la búsqueda de “Mingo”, el guacamayo escapado.

A Fabian Gabelli por todas sus enseñanzas, tanto en el campo del entrenamiento de animales como en el mundo culinario.

A Diego Bustamante y sus gavilanes, vitales para el entrenamiento anti-depredador.

A Cecilia Kopuchian, el laboratorio de Ornitología del Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia” y el Centre for Biodiversity Genomics de la Universidad de Guelph, con quienes colaboramos para la elaboración y redacción del manuscrito sobre dieta de guacamayos.

A las autoridades provinciales y nacionales, que hicieron posible que el proyecto de reintroducción tuviera lugar: al Gobierno y la Dirección de Parques y Reservas de la provincia de Corrientes, a la Dirección Nacional de Fauna Silvestre de Argentina, a la Administración de Parques Nacionales. A las instituciones y privados que fueron donantes de animales para ser reintroducidos incluyendo los zoológicos de La Plata, Olavarría, Córdoba y Bualcá, el Centro de Rescate Guaycolec, el Centro de Conservación Aguará, la Fundación Temaikén y el Ecoparque Buenos Aires. A las instituciones e individuos que han colaborado financieramente para llevar adelante el proyecto de reintroducción: LC Kvaal - Habrok, Arcadia, Fondation Segré, DOB Ecology, Global Wildlife Conservation y Parrot Wildlife Foundation.

Al SCGIS (Society for Conservation GIS) y Carlitos De Angelo por darme la oportunidad de ganar una herramienta tan útil y tan linda como es el GIS. A Victor Emanuel Nature Tours por contribuir en el financiamiento de mi viaje de perfeccionamiento en GIS. A Andy Lyons por su asesoramiento en el uso del tLoCoH. A Erica Pacifico, Thiago Filadelfo, Patricia Escalante, Jamie Gilardi, Sam Williams, Donald Brightsmith, Juan Masello, Michaël Moens, Carlos Terto y todos los investigadores que compartieron sus conocimientos y experiencia para mejorar el proyecto.

A Puche, Mela y Sofi. No hay lazo más fuerte durante un doctorado que el que se forma con las compañeras de laboratorio; cómplices, amigas, hermanas, gracias por estar siempre presentes.

A Humber, Dani, Fran y Nacho compañeros de cervezas y aventuras tanto reales como virtuales.

A mis padres por el apoyo eterno, aunque no siempre atiendan sus llamadas.

Finalmente quisiera agradecer a Nioky, único guacamayo sobreviviente de la liberación piloto, alumno prodigio en todos los entrenamientos, el primer padre. Gracias por mantener viva la esperanza del proyecto desde el primer día en Iberá.

Índice

Resumen.....	i
Abstract.....	iii
Agradecimientos	iv
Índice.....	vii
CAPÍTULO 1	1
Introducción	1
Marco conceptual.....	1
Reintroducciones como respuesta a la defaunación.....	1
La pérdida de especies en Corrientes.....	3
El Guacamayo Rojo	5
El proyecto de reintroducción	7
Evaluando el éxito de la reintroducción.....	9
Objetivos de la tesis	10
Estructura de la tesis	11
Metodología general	12
Área de estudio	12
Origen de los guacamayos a reintroducir.....	15
Guacamayos incluidos en esta tesis	15
Períodos de colecta de datos	16
Etapas del proyecto	16
Instalaciones en el sitio de liberación Camby Retá	19
SECCIÓN 1	23
Consideraciones previas.....	23
CAPÍTULO 2: Disponibilidad de hábitat	27
Introducción	27

Métodos.....	30
Cuantificación y caracterización espacial del hábitat boscoso	30
Distribución espacio-temporal de recursos	31
Análisis	35
Cuantificación y caracterización espacial del hábitat boscoso	35
Distribución espacial de recursos alimenticios	35
Distribución temporal de recursos alimenticios.....	35
Distribución espacial de recursos de nidificación.....	35
Resultados	36
Cuantificación y caracterización espacial del hábitat boscoso	36
Distribución espacial de recursos alimenticios	37
Distribución temporal de recursos alimenticios.....	38
Distribución espacial de recursos de nidificación.....	40
Discusión.....	40
CAPÍTULO 3: Entrenamiento anti-depredador	44
Introducción	44
Métodos.....	46
Protocolo experimental	46
Depredadores	48
Simulacro de depredación.....	49
Procesamiento de datos.....	49
Análisis	50
Resultados	51
Vigilancia.....	51
Locomoción	54
Vocalización	55
Discusión.....	55

Implicancias para la supervivencia	57
CAPÍTULO 4: Entrenamiento de vuelo	59
Introducción	59
Métodos.....	62
Análisis	65
Resultados	66
Discusión.....	70
Implicancias para la supervivencia	70
Aportes metodológicos	71
CAPÍTULO 5: Incorporación de especies silvestres a la dieta	73
Introducción	73
Métodos.....	74
Análisis	76
Resultados	77
Discusión.....	80
Implicancias para la supervivencia	81
SECCIÓN 2	82
Monitoreo de guacamayos en libertad	82
CAPÍTULO 6: Éxito del proceso de establecimiento	83
Introducción	83
Métodos.....	85
Guacamayos incluidos en este capítulo	85
Monitoreo.....	88
Manejo	89
Análisis	89
Patrones de uso del espacio.....	89
Comportamiento en libertad	92

Actividad reproductiva.....	93
Supervivencia.....	93
Resultados.....	94
Patrones de uso del espacio.....	94
Comportamiento en libertad	106
Actividad reproductiva.....	110
Supervivencia.....	111
Discusión.....	114
Patrones de uso del espacio.....	114
Comportamiento en libertad	116
Actividad reproductiva.....	117
Supervivencia.....	117
Efecto del manejo	118
Conclusión	121
CAPÍTULO 7: Dieta en libertad	122
Introducción	122
Métodos.....	124
Observación directa de eventos de alimentación	124
Estudio genético de heces	124
Análisis	125
Resultados	127
Discusión.....	134
CAPÍTULO 8.....	139
Discusión general y recomendaciones	139
Recomendaciones	143
BIBLIOGRAFÍA	146
APÉNDICES.....	165

CAPÍTULO 1

Introducción

Marco conceptual

Reintroducciones como respuesta a la defaunación

La defaunación, el proceso de pérdida de especies animales mediada por acción del hombre, es considerado uno de los principales agentes de cambio medioambiental a nivel mundial (Dirzo et al. 2014). Es un proceso que puede ocurrir a múltiples escalas, e incluye la extinción global de especies, la extinción local de poblaciones y la disminución local de la abundancia poblacional (Young et al. 2016). Hoy en día, la IUCN identifica 774 especies de animales como extintas (IUCN 2021). Podemos esperar que este número siga en aumento, dado que las tasas actuales de extinción global de especies son entre 100 y 1000 veces mayores a la tasa de extinción estimada a partir del registro histórico (Lamkin & Miller 2016). A su vez, la tasa de disminución y desaparición de poblaciones de vertebrados actuales es sumamente elevada; para muchas especies se estima una disminución de entre 30 y 80% del rango de distribución original (Ceballos et al. 2017). Los agentes que llevan a la pérdida de especies incluyen la degradación ambiental, la sobreexplotación, la competencia con especies invasoras y la contaminación (Clavero & García-Berthou 2005; Galetti & Dirzo 2013; Young et al. 2016).

Entre las consecuencias ecológicas de la defaunación se ha reportado, por un lado, la disrupción de servicios ecosistémicos, tales como la polinización, dispersión de semillas, movimiento de nutrientes y control de plagas (Dirzo et al. 2014). Por otro lado, la defaunación puede llevar a efectos en cascada sobre la abundancia, composición y ecología de otras especies tanto de flora como de fauna presentes en el área afectada. Por ejemplo, en algunos ecosistemas la extinción de depredadores tope ha facilitado el incremento poblacional de los herbívoros presa, provocando efectos marcados en la estructura de la vegetación local y la microfauna asociada a ésta (Estes et al. 2011).

En bosques Neotropicales con alta influencia antrópica los mamíferos y aves de gran tamaño son las primeras especies en extinguirse, debido a su apreciado valor alimenticio o cinegético (Bodmer et al. 1997) y es por ello que la mayoría de estas especies están clasificadas dentro de alguna categoría de amenaza internacional (IUCN 2021). Los vertebrados frugívoros de gran tamaño (>1 kg) cumplen muchas veces el rol de “consumidores tope” en los bosques

neotropicales, es decir, ocupan un nivel superior en su cadena trófica de forma tal que tienen un importante efecto regulador de las especies que consumen, sea a través de la promoción o limitación de la dispersión de semillas (Galetti y Dirzo 2013). La capacidad de un frugívoro de cumplir el rol de dispersor está estrechamente ligada al tamaño de las semillas; por ejemplo, un ave no podrá ingerir ni transportar activamente una semilla cuyo diámetro sea mayor que la apertura de su pico (Levey 1987). De esta forma, la desaparición de frugívoros de gran porte implica que toda una categoría de plantas, aquellas de semillas de gran tamaño, queda excluida del sistema planta-frugívoro (Markl et al. 2012) lo cual puede traer consecuencias sobre la estructura y funcionamiento de los bosques (Cordeiro y Howe 2003).

En las últimas décadas ha habido un incremento en el número de acciones directas de conservación enfocadas en prevenir la ocurrencia de extinciones, particularmente a partir del año 1993 fecha en la cual entró en vigencia el Convenio sobre la Diversidad Biológica (Glowka et al. 1994). Estas acciones incluyen el manejo de especies, el desarrollo de leyes y políticas de conservación y educación ambiental, la implementación de incentivos económicos y la protección de tierras. Una evaluación reciente de los impactos de estas estrategias (Bolam et al. 2021) estima que, entre 1993 y el 2020, las acciones de conservación implementadas han logrado prevenir la extinción de entre 28 a 48 especies de aves y mamíferos. Entre las acciones con más impacto en la prevención de extinciones se identificó al manejo activo de especies, incluyendo tanto la conservación ex-situ como el desarrollo de programas de reintroducción.

Se denomina “reintroducción de especies” a la introducción intencional de individuos con el objeto de establecer una población viable en una parte de su rango natural de distribución del cual ha desaparecido dentro de tiempos históricos (IUCN/SSC 2013). Esta práctica es realizada principalmente por agencias gubernamentales y organizaciones privadas y surge como respuesta a la creciente pérdida de biodiversidad mediada por la acción del hombre (Kleiman 1989; Seddon et al. 2007; Butchart et al. 2010), siendo cada vez más necesaria para evitar extinciones (Butchart et al. 2010). Por ejemplo, gracias a un intenso proceso de cría en cautiverio, reintroducción y otras herramientas de manejo, la cotorra de Mauricio (*Psittacula eques*), una especie Críticamente Amenazada que en la década de 1980 contaba con solamente 8 individuos silvestres, incrementó su tamaño poblacional a 756 individuos en la actualidad, y ha sido recategorizada como Vulnerable (Taylor & Parkin 2010; BirdLife International 2019).

Se reconoce la existencia de dos tipos de objetivos para una reintroducción, no excluyentes entre sí (Seddon et al. 2014). Por un lado, existen reintroducciones cuyo objetivo principal es mejorar el estado de conservación de especies en peligro de extinción, como es el caso del Shama de Seychelles (*Copsychus sechellarum*) en las islas Seychelles (Burt et al. 2016),

el tigre (*Panthera tigris tigris*) en India (Sankar et al. 2010) y la ranita del Valcheta (*Pleurodema somuncurense*) en Argentina (Martínez Aguirre et al. 2019). Sin embargo, existe también un creciente número de reintroducciones cuyo fin es restaurar la funcionalidad de un ecosistema, trabajando con especies no necesariamente amenazadas a nivel global pero cuya extinción a nivel local implica la pérdida de funciones ecológicas específicas del ecosistema (Svenning et al. 2015). Estas reintroducciones suelen realizarse en el contexto de proyectos de “rewilding”, una estrategia de conservación relativamente reciente que apunta a la restauración ecológica mediante la recuperación de especies clave buscando, a través de un efecto cascada, recuperar los procesos naturales preexistentes y generar ecosistemas autorregulados (Seddon et al. 2014). Un clásico ejemplo de este tipo de intervención es el caso de la reintroducción del lobo gris (*Canis lupus*) al Parque Nacional Yellowstone en Estados Unidos, que provocó un cambio en el patrón de forrajeo de los grandes ungulados, este cambio facilitó el aumento en la tasa de crecimiento de sauces, que a su vez llevó a aumentos poblacionales en castores y paseriformes (Fortin et al. 2005; Beyer et al. 2007; Smith & Bangs 2009).

La pérdida de especies en Corrientes

En los últimos siglos la provincia de Corrientes sufrió un importante proceso de defaunación. Al haber sido uno de los primeros territorios ocupados durante el periodo colonial, cuenta con un largo historial de impactos antrópicos (Carnevalli 1994). La caza intensiva y desregularizada sumada a la modificación del ambiente asociada a prácticas ganaderas llevó, a lo largo de cuatro siglos, a la extinción local de numerosos vertebrados de gran tamaño, incluyendo el yaguareté (*Panthera onca*), el tapir (*Tapirus terrestris*), la nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*), el munitú (*Crax fasciolata*), y el guacamayo rojo (Parera 2004; Chebez 2008). Un gran número de especies, incluyendo el yacaré ñato (*Caiman latirostris*), el yacaré negro (*Caiman yacare*), el carpincho (*Hydrochaeris hydrochaeris*), el ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*) y el venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus*), permanecieron pero experimentaron una marcada disminución poblacional (Parera 2004). Este proceso de defaunación resultó además en la extinción a nivel global del guacamayo violáceo (*Anodorhynchus glaucus*), una especie cuya principal área de distribución conocida era la provincia de Corrientes (Chebez 2008).

La creación de la Reserva Natural Iberá en 1983 marcó el inicio de una nueva etapa en la conservación de la ecorregión del Iberá. Con la formación del cuerpo de guardaparques y la imposición de restricciones a la caza, comenzó un proceso de recuperación de la fauna que llevó a un marcado incremento en las densidades de carpinchos, yacarés, ciervos de los pantanos, garzas, zorros y gatos monteses, entre otros (Parera 2004). Sin embargo, la recolonización natural

del Iberá por las especies extintas a nivel más regional es poco factible dado que en la actualidad las poblaciones silvestres más cercanas de estas especies se encuentran alejadas y las fuertes modificaciones ambientales en la continuidad de hábitat dificultan la llegada espontánea de individuos colonizadores desde poblaciones silvestres aún existentes, ya sea en Argentina o los países vecinos (Parera 2004). En este contexto, en el año 2007, la organización no-gubernamental conocida hoy como Rewilding Argentina (antes denominada Conservation Land Trust Argentina) en conjunto con el gobierno provincial de Corrientes, desarrollaron una serie de proyectos de reintroducción para restaurar las especies que desaparecieron del Iberá (Zamboni et al. 2017) tales como el oso hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*), el pecarí de collar (*Pecari tajacu*), el tapir, el venado de las pampas, el yaguareté, la nutria gigante, el munitú y el guacamayo rojo.

El rol ecológico de los psitácidos

Debido a su dieta basada principalmente en semillas y al frecuente consumo de frutos en estadios inmaduros, los psitácidos han sido tradicionalmente considerados como antagonistas de especies vegetales (Galetti & Rodrigues 1992; Trivedi et al. 2004; de Faria et al. 2007; Ragusa-Netto 2011). Para guacamayos silvestres, se han registrado tasas de destrucción de la producción de frutos que van del 10 al 99% de la carga de un árbol (Trivedi et al. 2004; Hugaasen 2008). Sin embargo, recientemente se ha revalorizado el rol de los psitácidos como dispersores de semillas al ser capaces de transportar frutos a distancias mayores que otros frugívoros de menor porte (Tella et al. 2015, 2016, 2020; Baños-Villalba et al. 2017; Blanco et al. 2018). Por ejemplo, estudios sobre la función ecológica de los guacamayos del género *Anodorhynchus* en Brasil destacan su papel como dispersores, habiéndose registrado el transporte de frutos a través de distancias de hasta 1600 m (Tella et al. 2020). Estos guacamayos tienen picos especializado para destruir las duras coberturas de las semillas de palmera (Yamashita & de Paula Valle 1993). A pesar de esto, se ha observado que entre el 11 y el 75 % de las semillas transportadas por estos guacamayos durante el proceso de forrajeo se desechan intactas. La presencia de palmeras jóvenes creciendo debajo de los árboles frecuentados por guacamayos indicaría que al menos una parte de estas semillas descartadas es viable. Un patrón similar se observó en las sabanas del Beni, Bolivia, donde se estudió el transporte de frutos de palmera por parte de tres especies de guacamayos del género *Ara*. Se registraron eventos de dispersión de frutas a distancias de hasta 1200m y observó una correlación positiva entre la distribución espacial de palmeras inmaduras y las perchas de alimentación usadas por los guacamayos. De esta forma, y a pesar de ser depredadores especializados en semillas de palmeras, los guacamayos estarían contribuyendo al

reclutamiento de las especies que consumen (Tella et al. 2020). La dispersión de frutos y semillas a gran distancia tiene un rol vital en la dinámica metapoblacional de las plantas, particularmente en ambientes discontinuos o fragmentados, afectando la recolonización y persistencia de poblaciones así como su variabilidad genética (Hamilton 1999; Cain et al. 2000; Angulo Rubiano 2014).

El Guacamayo Rojo

Características

Con un peso de entre 1050 y 1700 g y un talla de 90-95 cm, el Guacamayo Rojo (*Ara chloropterus*) es una de las especies de psitaciformes más grandes del mundo (Collar 2006). Se caracteriza por poseer un plumaje mayoritariamente rojo, a excepción de una faja alar verde y otras celeste en el ala y la cola, y líneas de plumas muy delgadas en la piel desnuda alrededor de los ojos, siendo indistinguibles los machos de las hembras (Fig. 1.1). Se alimenta principalmente de semillas y frutos, y en menor medida de flores y hojas, existiendo también al menos un reporte de consumo de insectos (Lee et al. 2014). Es una especie generalista y se alimenta de una gran variedad de especies vegetales (Santos 2001; Adamek 2011; Ferreira 2013; Lee et al. 2014). Nidifica principalmente en cavidades de árboles y palmeras secas, y, en Bolivia y Brasil también utiliza cavidades en barrancos o paredones rocosos (Collar 1997).



Figura 1.1. Guacamayo Rojo (*Ara chloropterus*).

Distribución actual e histórica

El Guacamayo Rojo ocupa en la actualidad una gran parte de Sudamérica, habitando principalmente áreas de bosque tropical y subtropical y sabanas, desde Panamá hasta Brasil (Collar 1997). Aunque su tendencia poblacional global está considerada “en disminución”, ésta distribución geográfica amplia llevó a categorizar la especie como de “Preocupación Menor” a nivel global (BirdLife International 2016). A nivel local la situación es diferente, y el Guacamayo Rojo está considerado Casi Amenazado en Perú y Brasil (MINAGRI 2014; ICMBio 2018), Vulnerable en Ecuador Freile et al. 2019), En Peligro de extinción en Paraguay y Panamá (Fundación PA.NA.M.A. 2007; MADES 2019), y Extinto en Argentina (MAyDS & AA 2017).

En Argentina, el Guacamayo Rojo cuenta con registros históricos en cuatro provincias del noreste (Misiones, Corrientes, Chaco y Formosa) y en una provincia del noroeste (Salta, Chebez 2008). Unas de las primeras menciones acerca del Guacamayo Rojo en Argentina la realizó el naturalista Alcides D’Orbigny, quien en 1827 observó una pareja y logró colectar un individuo en uno de sus viajes por Corrientes durante una navegación por el río Paraná a la altura de Ita Ibaté (D’Orbigny 1945). Félix de Azara (Azara 1805) mencionó en sus descripciones de la avifauna de Paraguay al Guacamayo Rojo en los alrededores de Asunción y sur del Paraguay, designando el norte de Argentina (hasta los 28 grados de latitud) como el límite sur del área de distribución de la especie. En 1881, el Comandante Fontana registró a la especie en tierras chaqueñas (Fontana 1881), siendo reportada nuevamente allí en 1920 por Lynch Arribálzaga en la zona del Río Bermejo (Lynch Arribálzaga 1920). En Formosa, la presencia de la especie está basada en la mención de Ladislao Holmberg (Chebez 2008) de la captura de dos guacamayos en el Pilcomayo en 1895, así como la existencia en el Museo Argentino de Ciencias Naturales de una piel colectada en la provincia en 1917. En Misiones, la especie fue registrada por primera vez en 1883 en Santa Ana, Departamento Candelaria, en la ecorregión de los Campos (Holmberg 1887, *sensu* Chebez 2008). En junio de 1891, Moisés Bertoni describe la captura de un ejemplar en el alto Paraná, al noroeste de Misiones, y menciona que los guacamayos vuelan regularmente entre las costas de Argentina y Paraguay. Luego, no existen registros para Argentina hasta la década de 1990, cuando se realizan una serie de observaciones en el Departamento Iguazú en la provincia de Misiones. Sin embargo estos últimos registros, así como otros realizados desde entonces, son interpretados como individuos de cautiverio liberados accidental o intencionalmente y no se conocen poblaciones establecidas en el área (Chebez & Casañas 2000; Straube 2010).

Es probable que la desaparición del Guacamayo Rojo en el norte de Argentina esté asociada a una suma de factores. Existe por un lado evidencia histórica del aprovechamiento de

la especie por pobladores tanto para el consumo de carne, el uso de plumas en contexto de atuendos ceremoniales y la captura para su uso como mascota (Azara 1805; D'Orbigny 1945; Sánchez Labrador 2013). Tanto el mascotismo como el aprovechamiento de plumas, símbolos de status económico, religioso y social para muchas comunidades, son factores que han contribuido a la desaparición de psitácidos en otras regiones (Collar & Juniper 1992; Berkunsky et al. 2017; Capriles et al. 2021). A su vez, la modificación del hábitat asociada a la actividad agropecuaria y la extracción de grandes árboles de madera dura para uso en la construcción, o como leña y carbón, llevó a una pronunciada disminución del hábitat disponible para la reproducción del guacamayo. En el caso particular de Corrientes, Carnevalli (1994) describe una reducción de al menos el 50% del área boscosa original para la provincia, destacando que, “*salvo excepciones, todos los bosques naturales de la provincia en alguna medida han sido alterados por su uso y muchos se encuentran en fuerte proceso de degradación*”. Aunque los guacamayos son muy flexibles en cuanto a su dieta y pueden alimentarse de una amplia variedad de frutos y semillas, necesitan árboles de porte y edad suficientemente como para desarrollar cavidades de tamaño adecuado para nidificar (Renton et al. 2015). Dado que los árboles de mayor tamaño son los primeros en desaparecer cuando existe extracción de madera no regulada (Bastin et al. 2018), es probable que la disponibilidad de sitios de nidificación hayan disminuido tempranamente luego del inicio de la ocupación europea en la zona.

El norte de Argentina representaba el límite sur de la distribución del Guacamayo Rojo. Es probable que las densidades poblacionales no hayan sido muy elevadas y, podrían haber sido subsidiadas por un flujo de individuos desde otros núcleos poblacionales en Brasil y Paraguay. El proceso de fragmentación y modificación del hábitat en estos países y la reducción del área de acción de la especie (Straube 2010; Rodríguez et al. 2019) podrían haber interrumpido el flujo de individuos entre las poblaciones, contribuyendo a la desaparición de poblaciones locales. La extinción de los guacamayos en los bosques de Corrientes, sumada a la desaparición de otros frugívoros de gran tamaño como el tapir, el pecarí de collar y el maitú, habría desprovisto al ecosistema de agentes de dispersión de grandes semillas a larga distancia. El proyecto de reintroducción experimental del Guacamayo Rojo en los Esteros del Iberá surgió con el objetivo de restaurar su rol como modelador de paisaje a través tanto del control como de la dispersión de semillas en la provincia de Corrientes.

El proyecto de reintroducción

El proyecto de reintroducción experimental del Guacamayo Rojo comenzó en 2014 como un trabajo conjunto de The Conservation Land Trust Argentina (hoy, Rewilding Argentina) y el

Gobierno de la Provincia de Corrientes, con la colaboración de investigadores del CONICET, en una iniciativa para recuperar el rol de las aves frugívoras de gran tamaño extintas en el norte de la provincia, y que incluyó en sus orígenes al Guacamayo Rojo y al Muitú, *Crax fasciolata* (Berkunsky & Di Giacomo 2015). El objetivo general de este proyecto de reintroducción es restablecer poblaciones de estas dos especies para mejorar la funcionalidad ecológica de los bosques correntinos. El proyecto buscó además capacitar recursos humanos, reforzar el atractivo turístico de la región, y contribuir a la conservación global y a largo plazo de ambas especies (Berkunsky & Di Giacomo 2015). El proceso de traslocación de individuos del proyecto contempla tres etapas. Durante la primera etapa denominada “Cuarentena” se evalúa la aptitud sanitaria y comportamental de los individuos candidatos a ser liberados. Aquellos individuos considerados como adecuados son trasladados al sitio de liberación donde transitan una segunda etapa denominada “Aclimatación” en un aviario de pre-suelta. Finalmente, en la tercera etapa (“Liberación”) los guacamayos son liberados y monitoreados.

Prueba piloto

En 2015 se realizó la primera liberación experimental con un grupo de siete guacamayos, cuatro machos y tres hembras. La liberación fue del tipo “duro”, con un periodo de pre-suelta corto (un mes) y sin oferta de suplemento de alimento post-liberación. Durante el periodo de pre-suelta se promovió el consumo de frutos silvestres y se indujo al vuelo de forma pasiva a través de técnicas de enriquecimiento ambiental, ubicando alimento en lugares accesibles solamente a través del vuelo (Snyder et al. 1994; Estrada 2014). Los guacamayos fueron equipados con transmisores de VHF y liberados en octubre de 2015. La etapa de liberación tuvo una duración de un día para cuatro de los seis guacamayos que dejaron el aviario, siendo recapturados dentro de las primeras 24 horas posteriores a la liberación. Estos cuatro guacamayos aterrizaron sobre suelo inundado y mostraron una incapacidad para reiniciar el vuelo. Un quinto individuo fue recapturado seis días más tarde. Una semana después, se volvió a liberar a los guacamayos recapturados. En esta ocasión, la etapa de liberación tuvo una duración de cinco días. De los siete guacamayos liberados, uno fue encontrado muerto al tercer día sin poder determinarse la causa del deceso, dos fueron depredados por un gato montés *Leopardus geoffroyi* (al cuarto y quinto día) y tres guacamayos dejaron de ser detectados (uno en el primer día y dos al quinto día), asumiéndose que habrían dispersado más allá de la capacidad de detección de los equipos de telemetría (entre 2 y 5 km). Por último, un guacamayo fue recapturado en el quinto día. En esta segunda liberación se puso a disposición de los guacamayos liberados una plataforma de alimentación junto al aviario. Sin embargo, solamente tres individuos hicieron uso de este recurso.

Como resultado de esta experiencia, se identificaron un conjunto de habilidades a mejorar en los individuos a liberar y que incluyó: (a) potencia de vuelo, (b) identificación de depredadores, y (c) fidelidad al sitio de liberación (Volpe et al. 2017, Apéndice 2). Con el aprendizaje de estas primeras experiencias, se modificaron los protocolos de pre-suelta y liberación, buscando mejorar estas habilidades a través de una liberación paulatina y asistida, comúnmente conocida como de tipo “blando” (Estrada 2014). Las liberaciones de este estilo en psitácidos suelen incluir un periodo de aclimatación extenso (generalmente de varios meses) en una jaula de pre-suelta en el sitio de liberación, seguido por un periodo post-liberación donde se asiste a los ejemplares a través de la provisión de alimento y refugio. Al menos en psitácidos, este tipo de experiencias de reintroducción favorecen la estabilidad grupal y promueven una aclimatación más rápida de las aves al sitio de reintroducción (Collar 2006; White et al. 2012).

Evaluando el éxito de la reintroducción

La reintroducción de especies es un proceso complejo que involucra numerosos desafíos. Históricamente se han reportado tasas de éxito bajas, consecuencia tanto de prácticas poco eficientes y falta de monitoreo, como de inconsistencias a la hora de comunicar resultados (Fischer & Lindenmayer 2000; Seddon et al. 2012). En respuesta a esto, en 1988 y dentro de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN por sus siglas en inglés), se formó el Grupo de Especialistas en Reintroducción (actualmente renombrado como Conservation Translocation Specialist Group, CTSG) con el objetivo de desarrollar recomendaciones que sirvan como guía para la implementación de proyectos de reintroducción (IUCN/SSC 1998, 2013). El documento enumera diversos aspectos a considerar a la hora de evaluar la factibilidad de un proyecto de reintroducción, incluyendo cuestiones biológicas, sociales, normativas y recursos. Entre los aspectos biológicos, se resalta la importancia de la calidad del hábitat y de la elección de los individuos candidatos a ser liberados. La calidad del hábitat se refiere a la capacidad del ambiente de proveer los requerimientos de la especie (sitios de reproducción, recursos alimenticios, dormideros, etc.) tanto en el tiempo como en el espacio. Por otro lado, la elección de candidatos adecuados implica trabajar con individuos que presenten características tanto físicas como comportamentales que faciliten la adaptación al sitio de liberación. Estas consideraciones tienen un mayor impacto en la supervivencia a corto plazo, ya que determinan aspectos como la capacidad de localizar alimento y refugio o escapar de depredadores. Además de estas consideraciones, el documento resalta la importancia de implementar un protocolo de monitoreo post-liberación que permita determinar con exactitud el

destino de los individuos liberados, e identificar de forma precisa las causas de mortalidad y necesidades de manejo asociadas.

Desde la primer publicación de la guía, se han observado mejoras en el planeamiento, implementación, monitoreo y documentación de los proyectos de reintroducción, lo cual ha llevado a un aumento en las tasas de éxito de los mismos (Ewen et al. 2012). Mientras que una revisión de proyectos de reintroducción realizados antes del año 2000 se registraba una tasa de éxito de 23% (Fischer & Lindenmayer 2000), entre el 2008 y el 2018 se reportan un 65% de experiencias “exitosas o muy exitosas” (Soorae 2008, 2010, 2011, 2013, 2016, 2018).

En las últimas décadas surgió un nuevo campo de estudio denominado “biología de la reintroducción”, el cual busca generar conocimientos basados en evidencia que permitan mejorar los resultados de las experiencias de reintroducción de especies (Seddon et al. 2007; Ewen et al. 2012). Promoviendo la recopilación de datos sistemáticos y el planteo de preguntas *a priori*, esta disciplina procura entender qué factores afectan el éxito de las mismas. No existe en la actualidad un criterio unificado para determinar el éxito de una reintroducción, ya que dependiendo de la escala temporal que se utilice, la especie con la que se trabaje u los objetivos particulares del proyecto, serán aplicables distintos parámetros de evaluación (Seddon 1999; White et al. 2012). Así, a la hora de evaluar el éxito de un proyecto es de utilidad considerar al proceso como una sucesión de dos etapas: establecimiento y persistencia (Armstrong & Seddon 2008). El establecimiento se da en el corto plazo, e involucra la supervivencia, asentamiento y reproducción exitosa de los individuos fundadores. La persistencia se da en el largo plazo, e incluye la supervivencia y crecimiento de la población establecida. El éxito de los proyectos de reintroducción en sus etapas iniciales deberá evaluarse en términos de hitos en la etapa de establecimiento, como son la supervivencia individual post-liberación, el asentamiento en el área deseada, la capacidad de localizar alimento, y la reproducción de los individuos liberados. Una vez asegurado el éxito de la etapa de establecimiento, se podrá estimar la persistencia de la población reintroducida, evaluando las tasas de reproducción y supervivencia, y desarrollando modelos de viabilidad poblacional (Seddon et al. 2012).

Objetivos de la tesis

El principal objetivo de esta tesis fue identificar y caracterizar los factores que influyen sobre las etapas iniciales del proceso de reintroducción del Guacamayo Rojo en los Esteros del Iberá, y generar nuevos conocimientos y pautas de manejo para la toma de decisiones en proyectos de reintroducción de esta y otras especies de guacamayos.

Objetivos particulares

- Estimar la disponibilidad de hábitat y recursos alimenticios para el Guacamayo Rojo.
- Evaluar los cambios en el comportamiento de los individuos entrenados durante el periodo de pre-suelta.
- Evaluar el éxito de establecimiento durante el primer año de liberación, describiendo la tasa de supervivencia, el éxito reproductivo, el patrón de actividad diaria y el área de acción de los guacamayos liberados, su variación a lo largo del proceso de asentamiento y su relación con la implementación de herramientas de manejo.
- Describir el patrón de incorporación de frutos y semillas silvestres a la dieta en los individuos liberados, y su relación ecológica con las especies consumidas.

Estructura de la tesis

El trabajo está organizado en ocho capítulos. En este primer capítulo de introducción se presenta el marco teórico y los objetivos generales de la tesis, la especie estudiada, el área de estudio y la metodología general. Los siguientes seis capítulos se enmarcan en dos secciones. La primera sección se vincula con las condiciones básicas necesarias para que pueda darse el proceso de reintroducción, con énfasis en la **disponibilidad de hábitat (Capítulo 2)** y la **selección y entrenamiento de individuos candidatos (Capítulos 3, 4 y 5)**. La segunda sección está vinculada a la etapa de monitoreo post-liberación, evaluando el proceso de **establecimiento del grupo fundador (Capítulo 6)** así como la dieta y potencial rol ecológico de los individuos liberados (**Capítulo 7**). En el capítulo final (**Capítulo 8**) se presentan las principales conclusiones respecto al éxito del proceso de establecimiento, el potencial impacto de las técnicas de entrenamiento de individuos provenientes de cautiverio o cría *ex situ*, y recomendaciones a futuro para el proyecto.

Metodología general

Área de estudio

La mayor parte de las liberaciones de Guacamayo Rojo que se analizan en esta tesis se llevaron a cabo en el Portal Camby Retá del Parque Nacional Iberá (27° 44'S, 56° 40'O). Esta área protegida está rodeada por la Reserva Provincial Iberá y el Parque Provincial Iberá, sumando en conjunto aproximadamente 1.300.000 ha (Fig. 1.2.A). Para simplificar la terminología en esta tesis se utilizará el término “áreas protegidas del Iberá” para referirse a dicho conjunto. Aunque no existen asentamientos humanos dentro de los límites de los Parques Provincial y Nacional, sí existen dentro de la Reserva Provincial, donde se desarrollan actividades agropecuarias (mayormente cría de ganado vacuno) y forestales (plantaciones de pino). A partir del 2020 se iniciaron liberaciones de Guacamayo Rojo en el sitio denominado Yermalito, dentro de la Estancia San José (27° 39'S, 57° 3'O), campo privado de alrededor de 1200 ha dentro de los confines de la Reserva Provincial Iberá y ubicado a 28 km del Portal Camby Retá.

El clima de la región es subtropical húmedo, con inviernos suaves y una estación seca poco pronunciada entre junio y agosto (Fig. 1.3). La temperatura promedio mensual varía entre 15°C en junio/julio y 28°C en enero/febrero con una precipitación promedio anual de 1800 mm (Neiff & Poi de Neiff 2006).

La región noreste de los Esteros del Iberá se caracteriza por presentar numerosas isletas de bosque higrófilo (“isletas de monte” de aquí en adelante), las cuales consisten en parches boscosos localizados sobre lomadas arenosas separadas entre sí por pastizales, esteros y bañados (Carnevali 1994) (Fig. 1.2.B). En los bosques higrófilos es posible distinguir tres estratos de vegetación: arbóreo, arbustivo y herbáceo, acompañados por plantas trepadoras epífitas y parásitas (Arbo & Tressens 2002). Los árboles de mediano y bajo porte (entre 8 y 15 metros de altura) son los más abundantes, aunque existen árboles aislados que pueden alcanzar 25 metros de altura (Fig. 1.4). La diversidad florística es elevada y se reportaron al menos 1515 especies de plantas vasculares para la región del Iberá (Arbo & Tressens 2002). Los bosques corresponden a la formación de “Bosques Secos Estacionales” (Werneck et al. 2011) que continúan hacia el este en la Mata Atlántica, al oeste hacia los bosques del Chaco Húmedo y los valles fluviales del Paraná y Paraguay, y al norte, los bosques del Paraguay Oriental.

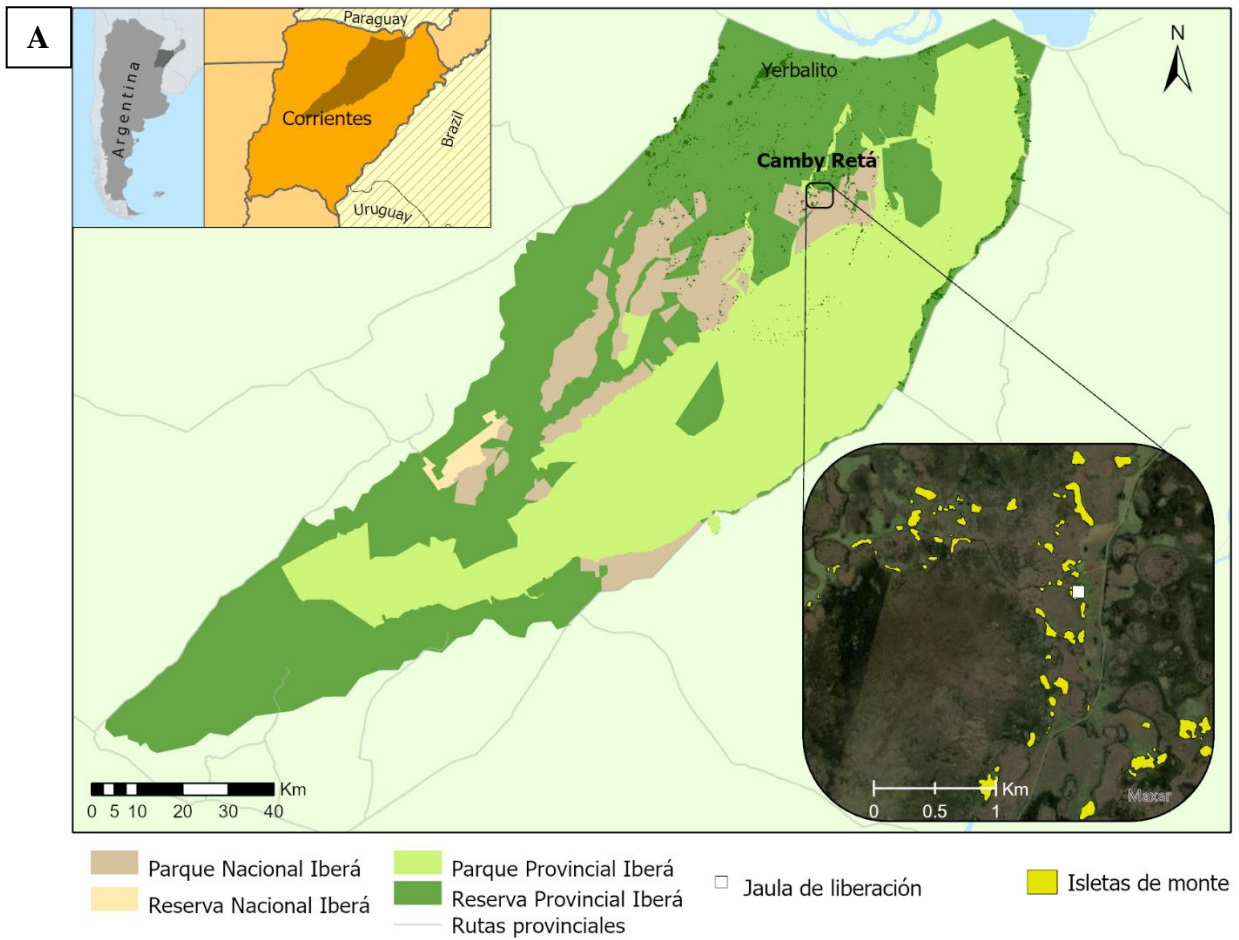


Figura 1.2. A) Ubicación geográfica del área de estudio en la región del Iberá. El recuadro muestra un detalle del paisaje alrededor del sitio de liberación en el Portal Camby Retá. B) Vista aérea de los ambientes en el sitio de liberación (Escala = 1:286).

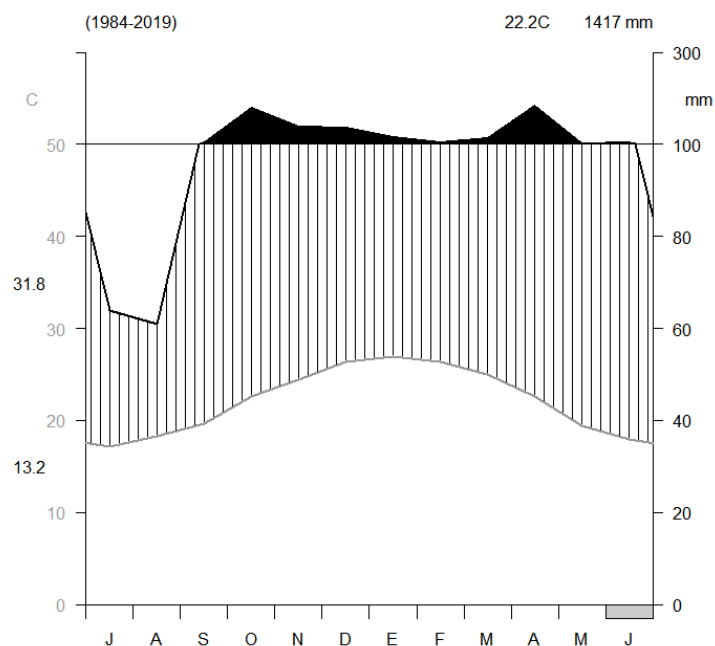


Figura 1.3. Climograma de Walter-Lieth para Ituzaingó, Corrientes (1984-2019). Se observa un exceso hídrico durante la mayor parte del año (líneas verticales), estando las precipitaciones concentradas entre septiembre y mayo (área negra) y siendo junio el único mes con probabilidad de ocurrencia de heladas (recuadro gris). Junto al eje izquierdo se indica la temperatura promedio diaria máxima del mes más caliente y la mínima del mes más frío. En la parte superior se indican la temperatura y precipitación promedio anuales (Fuente de datos: Servicio Meteorológico Nacional).



Figura 1.4. Perfil del bosque higrófilo en la región del Iberá y altura de los estratos arbóreos, en metros (obtenido de Arbo y Tressens 2002) .

Origen de los guacamayos a reintroducir

Los 76 guacamayos incorporados al proyecto entre 2014 y 2020 provinieron de condiciones de cautiverio. El 82% (n = 62) fueron donados a Rewilding Argentina por zoológicos y centros de rescate, mientras que el 18% (n = 14) fueron mascotas recibidas como donaciones de particulares. Desde 2018 el proyecto recibe juveniles del Ecoparque de Buenos Aires y el Bioparque Temaiken, que fueron específicamente criados con el fin de ser reintroducidos en Iberá. Del total de guacamayos ingresados al proyecto, 24 fueron descartados por razones sanitarias o vinculadas al comportamiento, y ocho murieron durante el periodo de pre-suelta. A junio de 2021, 38 guacamayos fueron liberados y seis individuos están transitando la etapa de aclimatación.

Guacamayos incluidos en esta tesis

Esta tesis se centrará en 21 guacamayos adultos de edad desconocida que ingresaron al proyecto entre 2014 y 2017, 20 de los cuales fueron liberados entre 2015 y mediados de 2018. El primer grupo de liberación conformado por siete individuos, fue liberado en octubre 2015 como parte de la prueba piloto inicial descrita previamente (Tabla 1.1). El segundo grupo, también conformado por siete individuos, fue liberado en junio 2017, siendo uno de los integrantes del grupo, un guacamayo que participó del primer grupo de liberación en 2015. Un octavo guacamayo perteneciente al grupo de 2017 fue liberado accidentalmente en noviembre de 2016, y fue observado tres meses más tarde, en febrero del 2017, a 40 km del sitio de liberación en el pueblo de Loreto. Se desconoce su ubicación desde entonces. El tercer grupo, conformado por tres hembras, fue liberado en febrero de 2018. Dos de estas se habían intentado liberar en noviembre del 2017, pero fueron recapturadas a los pocos días por observarse indicios de comportamientos no deseados por parte de uno de los individuos. El cuarto grupo conformado por dos hembras y un macho fue liberado en agosto del 2018. En el Capítulo 6, se incluye información de 18 guacamayos adicionales liberados entre mediados del 2018 y el 2021.

Tabla 1.1. Composición de los grupos de guacamayos liberados entre 2015 y mediados de 2018 que fueron estudiado en esta tesis. Para cada grupo se detalla el número de hembras y machos y las actividades de entrenamiento que fueron realizadas durante la etapa de pre - suelta (**Silvestres**: oferta de alimento silvestre en la dieta; **Depredador**: entrenamiento de aversión a depredadores; **Vuelo**: entrenamiento de vuelo; **Anclaje**: entrenamiento con silbato). Entre paréntesis se indica cuántos individuos de cada grupo fueron efectivamente liberados.

Grupo	Tamaño	Machos	Hembras	Silvestres	Depredador	Vuelo	Anclaje	Mes de liberación
1	7 (7)	4	3	x				Octubre 2015 ^α
2	9 (8)*	4*	5 [†]	x	x	x	x	Junio 2017 ^{&}
3	3 (3)	0	3	x		x	x	Febrero 2018
4	3 (3)	1	2	x		x	x	Agosto 2018 ^α
Total	21 (17)	8 (7)	13 (10)					

* Un individuo del grupo 1 fue recapturado y liberado con el grupo 2; no se contabiliza en el Total de Individuos

[†] 1 hembra murió durante la pre-suelta

^α Período de liberación no analizado en esta tesis

[&] 1 macho liberado accidentalmente en noviembre 2016

Períodos de colecta de datos

La toma de datos para las estimaciones de disponibilidad de hábitat se realizó entre enero de 2016 y octubre de 2019. La toma de datos referidas al proceso de entrenamiento se realizó entre septiembre de 2015 y mayo de 2018 (grupos de guacamayos 1 a 4). La toma de datos de individuos en libertad se realizó entre junio del 2017 y fines de mayo del 2018 (grupos 2 y 3). La actividad y supervivencia de los guacamayos, entre mayo del 2018 y la actualidad fue monitoreada por personal de Rewilding Argentina. En la sección Métodos de cada capítulo se indica el periodo de tiempo en el que se obtuvieron los datos analizados.

Etapas del proyecto

Etapas de Cuarentena

Los guacamayos que ingresaron al proyecto transitaron un período en cuarentena en el Centro de Conservación Aguará (Paso de la Patria, Corrientes), donde fueron examinados para descartar la presencia de: hemoparásitos, infecciones intestinales, *Chlamydia psittaci*, *Mycoplasma* sp., circovirus psitácido, herpesvirus tipo 1 psitácido (enfermedad de Pacheco), polyomavirus psitácido, adenovirus aviar grupo 1, paramixovirus, e influenza aviar. Durante esta cuarentena se descartaron los individuos que no son aptos para la reintroducción por mostrar limitaciones físicas o comportamientos muy difíciles de modificar (*e.g.*: automutilación, movimientos estereotipados). En los casos en los que la condición del plumaje impedía el vuelo (*e.g.*: primaria

rotas o cortadas) se realizó un trasplante de plumas (“imping”, Fig. 1.5). Este proceso consiste cortar la pluma dañada a la altura del cálamo e insertar en el mismo una pluma en buen estado provenientes de la muda de otro individuo (Lierz & Fischer 2011). Luego de un periodo promedio de 7 meses, los guacamayos considerados aptos durante la etapa de cuarentena fueron trasladados al sitio de liberación.



Figura 1.5. Detalle de las primarias del ala, antes y después del trasplante de plumas.

Etapa de aclimatación (pre-suelta)

Durante esta etapa los guacamayos fueron entrenados en un conjunto de actividades para promover comportamientos que favorecerían la supervivencia, incluyendo la identificación de depredadores, ejercicios de vuelo y alimentación con frutos silvestres. Estas actividades están descritas en detalle en los capítulos 3, 4 y 5 de esta tesis. Además, los guacamayos fueron entrenados para que asocien el sonido de un silbato con la entrega de alimento. La duración promedio de esta etapa fue de 14 meses (rango = 5 – 19 meses).

Etapa post-liberación

La liberación de individuos fue gradual, realizándose acciones de manejo para evitar la sobre-dispersión, *i.e.* que los ejemplares se alejen y abandonen rápidamente el área de liberación. La sobre-dispersión es frecuente en aves, debido al estrés y desorientación experimentadas por los

individuos durante la liberación, y a menudo provoca la pérdida de individuos al imposibilitar el seguimiento y monitoreo adecuados (Le Gouar et al. 2012). Para evitar la sobre-dispersión, se permitió que los individuos salieran de la jaula en etapas, de forma que los guacamayos se habituaran gradualmente al terreno alrededor de la jaula y no se alejaran inmediatamente de la jaula después de la liberación. Para esto, se entrenó a los guacamayos a recorrer un circuito de plataformas de alimentación distribuidas en las isletas de montes aledaños a la jaula, siguiendo el sonido de un silbato. El objetivo de esta medida fue que los guacamayos aprendieran a navegar en las inmediaciones de la jaula, teniendo a esta como punto de referencia al cual poder regresar. Se trabajó con grupos de uno a tres guacamayos por vez, de forma que los individuos libres tuvieran un incentivo para no alejarse demasiado de la zona al permanecer el resto del grupo encerrado. Una vez superada esta etapa de aprendizaje, el 5 de junio del 2017 se permitió la salida de todo el grupo al exterior. Se continuó con el uso del silbato como herramienta de manejo para guiar a los guacamayos hacia plataformas de alimentación. La oferta de alimento suplementario tuvo el doble objetivo de compensar posibles deficiencias dietarias que pudieran presentarse, así como también fomentar la fidelidad al sitio de liberación (anclaje). La oferta de alimento en las plataformas disminuyó con el tiempo, para promover que los individuos busquen alimento silvestre (Capítulo 6). Para los grupos de liberación subsiguientes (Tabla 1.1.) se utilizó un manejo similar, a excepción de que el entrenamiento para el uso del circuito de plataformas se realizó simultáneamente con todos los guacamayos del grupo liberado.

Los guacamayos liberados fueron equipados con un transmisor de VHF en forma de collar (Fig. 1.6). En el primer grupo se utilizó el modelo TXE-311CP (Telenax) y, debido a problemas de montaje, a partir del segundo grupo se utilizó el modelo AI-2C (Holohil). Para localizar a los individuos liberados, se usaron antenas Yagi de tres elementos y receptores modelo RX-TLNX (Telenax) y R410 (ATS).



Figura 1.6. A) Collar Telenax TXE-311CP; B) Collar Holohil AI-2C.

Instalaciones en el sitio de liberación Camby Retá

Aviarios

Los guacamayos a liberar estuvieron alojados en un Aviario de Pre-Suelta, que consistía de una jaula de malla metálica de 4 m de altura, 4 m de ancho y 8 m de longitud conectada a un Túnel de Vuelo de red de 4 m de altura, 4 m de ancho y 25 m de longitud (Fig. 1.7A-B). Los guacamayos permanecieron la mayor parte del tiempo (entre 6 y 18 meses) en el Aviario de Pre-Suelta (Fig. 1.7C), utilizando el Túnel de Vuelo solamente durante los entrenamientos (Capítulo 4). A excepción del primer grupo de guacamayos (prueba piloto), que fue liberado desde el Aviario de Pre-Suelta, los restantes grupos fueron trasladados a un Aviario de Liberación de 6 m de alto, 6 m de ancho y 10 m de longitud antes de la liberación (Fig. 1.7D). Los guacamayos libres continuaron teniendo acceso al interior del aviario, recibiendo alimento y protección contra el clima durante al menos 6 meses luego de la liberación (ver Capítulo 6).



Figura 1.7. A) Aviario de pre-suelta; B) Túnel de vuelo; C) Aviario de liberación; D) El aviario permaneció abierto como refugio luego de la liberación

Plataformas de alimentación

Las plataformas de alimentación consistieron en bandejas colgantes, tanto plásticas como de madera, elevadas mediante un sistema de poleas y sogas (Fig. 1.8). La dieta ofrecida consistió en una mezcla de frutas comerciales, verduras y semillas, estimándose unos 100g por guacamayo por evento.

Nidos artificiales

Se colocaron nidos artificiales en las inmediaciones del aviario de liberación. Se utilizaron dos modelos distintos, ambos con una abertura circular de 18 cm de diámetro y una puerta de acceso para el investigador de 14 x 28 cm. El primero, fue un tambor plástico de 93 cm de alto y 62 de diámetro (Fig. 1.9A). El segundo fue construido especialmente para el proyecto adaptando el diseño de cajas nidos utilizadas para *Ara macao* (Olah et al. 2014) y consistió en un tubo de PVC de 110 cm de alto y 50 cm de diámetro (Fig. 1.9B). Ambos modelos se colocaron inicialmente

en el interior del aviario de pre-suelta para que los guacamayos se familiaricen con ellos, ubicándose posteriormente en árboles cercanos a las bandejas de alimentación. En total se colocaron cuatro nidos, dos de cada tipo.

Antenas fijas

Se instalaron tres antenas de 5 a 7 elementos ubicadas sobre postes de madera de 10 m altura, una junto al aviario de liberación y las otras a 4 y 6 km del mismo. Estas antenas fijas aumentaron el radio de detección respecto a las antenas manuales de tres elementos, las cuales tienen un radio de detección de aproximadamente 3 km.



Figura 1.8. Guacamayos libres alimentándose en una de las plataformas de alimentación

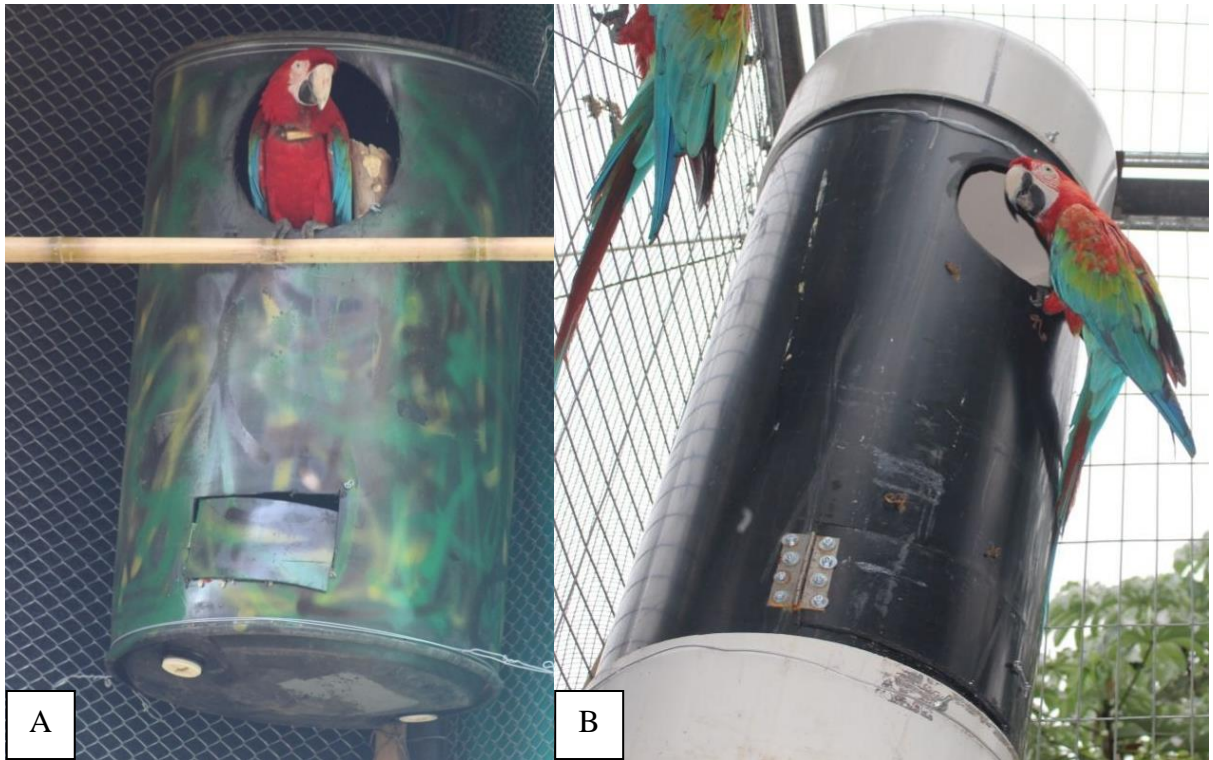


Figura 1.9. Modelos de caja nido utilizados en el período 2017-2018. A) Tambor plástico; B) Tubo de PVC

SECCIÓN 1

Consideraciones previas

En sus “Lineamientos para reintroducciones y otras traslocaciones de conservación” (IUCN/SSC 1998, 2013) la IUCN plantea, entre otras cuestiones, la necesidad de evaluar la factibilidad de los proyectos de reintroducción centrándose en factores tanto biológicos como no-biológicos. Entre los no-biológicos se incluyen cuestiones sociales, normativas y de disponibilidad de recursos monetarios y logísticos. Los factores biológicos incluyen cuestiones como el bienestar animal, aspectos sanitarios, características de los individuos a liberar y disponibilidad de hábitat. Esta sección se centrará en estos últimos dos factores.

La disponibilidad de hábitat idóneo para la especie a liberar es uno de los requisitos indispensables para emprender un proyecto de reintroducción. Hall (1997) define al hábitat como aquellos recursos y condiciones presentes en un área que llevan a la ocupación de la misma por parte de un organismo, permitiendo su supervivencia y reproducción. La mera presencia de un tipo de cobertura vegetal (*e.g.*: bosque) no será suficiente para determinar si un área es adecuada para la subsistencia de una especie (Lindenmayer et al. 2008). Por ejemplo, en paisajes fragmentados donde existen parches discretos de vegetación, diferencias en la calidad de los mismos (*e.g.*: estructura de vegetación, abundancia de alimentos) puede llevar a que no todos los parches sean ocupados por no presentar características que les permitan funcionar como hábitat para una especie dada (Hurme et al. 2008; Jaquiéry et al. 2008).

Para realizar una adecuada evaluación de la disponibilidad de hábitat en una reintroducción debe tenerse en cuenta la heterogeneidad del ambiente, tanto a nivel espacial como temporal (Osborne & Seddon 2012). La variabilidad espacial incluye no solo la distribución de recursos (presencia, abundancia) sino también la disposición espacial de elementos del paisaje ya que esto definirá qué parches serán efectivamente accesibles a los individuos en función de la distancia entre ellos y la movilidad de la especie (Vögeli et al. 2010). La variabilidad temporal será particularmente importante cuando se trabaja con especies que dependen de recursos cuya disponibilidad varía a lo largo del tiempo, como ser animales frugívoros, ya que deberá evaluarse si el potencial hábitat es efectivamente capaz de sustentar a la especie durante todo el año. La ausencia de recursos en algún periodo puede conducir a que los individuos migren a otras regiones (Vickery et al. 1995; Greene 1998) lo cual no es deseable en el contexto de un proyecto de reintroducción que busque el establecimiento de una población

residente local. El paisaje en el norte de los Esteros del Iberá presenta características por las cuales se espera observar heterogeneidad tanto espacial como temporal en la distribución de recursos, dada la disposición del bosque en isletas de monte y el carácter estacional de la flora en el bosque seco estacional (Dirzo et al. 2011). Entender esta dinámica será vital para definir la cantidad de hábitat realmente disponible para el Guacamayo Rojo.

Un segundo factor biológico a tomar en cuenta es disponer de individuos que presenten características adecuadas para sobrevivir en libertad. A menudo en proyectos de reintroducción se utilizan animales que fueron criados en cautiverio, y se ha reportado una menor tasa de éxito cuando se trabaja con este tipo de individuos (Beck et al. 1994; Reading et al. 2013). Esto está asociado a la falta de comportamientos necesarios para sobrevivir en el exterior (Rabin 2003; Mathews et al. 2005). Por ejemplo, la falta de experiencia con presas silvestres vivas ha llevado a que una vez liberados algunos carnívoros criados en cautiverio ataquen presas no deseadas (Rabin 2003). En el caso de las aves migratorias, la falta de interacción con adultos de los cuales aprender navegación espacial lleva a que individuos nacidos en cautiverio tengan dificultades para incorporarse a poblaciones silvestres (Reşit Akçakaya 1990). A pesar de las desventajas de trabajar con animales criados en cautiverio, ésta es una situación común en proyectos de reintroducción ya que a menudo éstos son los únicos individuos disponibles para estos fines (Wiley et al. 1992). Las liberaciones con individuos criados en cautiverio deben incorporar un proceso de rehabilitación que permita a los animales “recuperar su salud y las habilidades necesarias para funcionar normalmente y vivir en forma auto-suficiente” (IWRC - International Wildlife Rehabilitation Council-, 2010).

La problemática de trabajar con individuos criados en cautiverio es particularmente importante en psitácidos, en los cuales el aprendizaje social tiene gran relevancia para determinar el comportamiento individual (Derrickson & Snyder 1992). Así, se ha visto que los psitácidos criados en cautiverio se encuentran en desventaja con respecto a sus pares silvestres, particularmente en lo que se refiere a su capacidad para forrajear (Snyder et al. 1994) y escapar de depredadores (White et al. 2005a). A su vez, el cautiverio puede llevar al desarrollo de comportamientos aberrantes asociados a las condiciones de cautiverio (Hoek & Cate 1998). Un ejemplo de esto es el picaje, una automutilación que lleva a la destrucción de plumas en los psitácidos (Kubiak 2015). Además, los psitácidos criados por humanos pueden generar vínculos sociales con éstos que interfieren en sus interacciones con miembros de su propia especie, afectando así su capacidad reproductiva (Derrickson & Snyder 1992).

Los esfuerzos de rehabilitación de psitácidos para la reintroducción suelen concentrarse en tres aspectos. Por un lado, se han desarrollado técnicas de entrenamiento orientadas a

incrementar la aversión a depredadores, buscando generar una respuesta de rechazo hacia los mismos (White et al. 2005a). Por el otro, se han desarrollado técnicas para mejorar las capacidades de vuelo promoviendo el ejercicio en el interior de las jaulas (Pedroso 2013). Finalmente, muchos proyectos ofrecen frutos silvestres a los individuos a liberar durante el periodo de pre-suelta, con el fin de ayudar a desarrollar una imagen de búsqueda que facilite localizar y procesar el alimento en el exterior (Wiley et al. 1992). De estas tres herramientas, el cambio de dieta es con la que se trabaja más frecuentemente. Un análisis comparativo de 17 instancias de liberación de psitácidos mostró que en todos los casos se utilizaron frutos nativos como parte de la dieta de pre-suelta, mientras que solamente seis desarrollaron algún tipo de programa de entrenamiento anti-depredador y cinco promovieron de forma activa el desarrollo de capacidades de vuelo (Tabla 1.2). El efecto final de estas tres prácticas sobre la tasa de supervivencia de los individuos liberados es poco claro, en parte debido a la dificultad para evaluar la efectividad de estrategias de manejo en el contexto de un proyecto de reintroducción, dónde por diferentes razones (éticas y prácticas) no es posible desarrollar experimentos que permitan una evaluación objetiva (Greggor et al. 2019). Un experimento que resulte en un grupo de individuos sujeto a condiciones que disminuyan sus probabilidades de supervivencia sería contraproducente en un proyecto de reintroducción. El uso de especies no amenazadas para realizar las experiencias, o el análisis de datos correlacionales, parecen ser las mejores alternativas.

Esta sección se centra por un lado en cuantificar y describir el hábitat disponible para el Guacamayo Rojo en el sector norte de los Esteros del Iberá y en evaluar el uso de tres herramientas de entrenamiento en individuos de Guacamayo Rojo provenientes de cautiverio y candidatos a ser liberados.

Tabla 1.2. Proyectos de liberación de psitácidos que aplicaron algún método de entrenamiento de individuos durante la pre-suelta. **Silvestres:** oferta de frutos silvestres en la dieta; **Depredador:** programa de entrenamiento de aversión a depredadores; **Vuelo:** entrenamiento de vuelo activo.

Especie	País	Institución	Depredador	Vuelo	Silvestres
<i>Amazona aestiva</i>	Brasil	Associação Bichos da Mata ¹	×	✓	✓
<i>Amazona aestiva</i>	Brasil	CETAS Belo Horizonte ^{2,5}	✓	×	✓
<i>Amazona barbadensis</i>	Venezuela	Provita ⁶	×	×	✓
<i>Amazona rhodocorytha</i>	Brasil	CEREIAS ⁷	✓	×	✓
<i>Amazona ventralis</i>	República Dominicana	Puerto Rican Parrot Recovery Program ^{8,9}	×	✓	✓
<i>Amazona vinacea</i>	Brasil	Instituto Espaço Silvestre ^{10,11,12}	✓	✓	✓
<i>Amazona vittata</i>	Puerto Rico	Puerto Rican Parrot Recovery Program ¹³	✓	✓	✓
<i>Anodorhynchus leari</i>	Brasil	CEMAVE, PROAVES, UFPE ¹⁴	✓	✓	✓
<i>Anodorhynchus leari</i>	Brasil	Grupo de Pesquisa e Conservação da Arara-azul-de-lear [¥]	✓	✓	✓
<i>Ara ambiguus</i>	Ecuador	Fundacion Jocotoco [¥]	×	×	✓
<i>Ara ambiguus</i> , <i>Ara macao</i>	Costa Rica	Ara Project/Macaw Recovery Network [¥]	×	×	✓
<i>Ara ambiguus</i> , <i>Ara macao</i>	Costa Rica	Asociación Amigos de las Aves/ Proyecto Ara ¹⁵	×	×	✓
<i>Ara ararauna</i>	Trinidad y Tobago	Centre for the Rescue of Endangered Species of Trinidad and Tobago ¹⁶	×	×	✓
<i>Ara macao</i>	Perú	Tambopata Macaw Project ¹⁷	×	×	✓
<i>Ara macao</i>	México	Aluxes Ecopark Palenque ¹⁸	✓	×	✓
<i>Ara macao</i>	México	Instituto de Biología UNAM ¹⁹	×	×	✓
<i>Rhynchopsitta pachyrhyncha</i>	EEUU	US Fish and Wildlife Service ²⁰	×	×	✓

¹Kurt Lo *et al.* 2010, ²Rodrigues 2013, ³De Azevedo *et al.* 2017, ⁴Lopes *et al.* 2017, ⁵2018, ⁶Sanz & Grajal 1998, ⁷Paulino *et al.* 2018, ⁸Collazo *et al.* 2003, ⁹White *et al.* 2005b, ¹⁰Burk 2012, ¹¹Pedroso 2013, ¹²Soorae 2016, ¹³White *et al.* 2005a, ¹⁴Oliveira *et al.* 2014, ¹⁵Forbes 2005, ¹⁶Plair *et al.* 2013, ¹⁷Brightsmith *et al.* 2005, ¹⁸Estrada 2014, ¹⁹Soorae 2018, ²⁰Snyder *et al.* 1999, [¥]*com. pers.*

CAPÍTULO 2: Disponibilidad de hábitat

Introducción

El Guacamayo Rojo habita selvas, bosques y sabanas en una gran parte de las regiones tropicales y subtropicales de América del Sur. Las principales poblaciones están localizadas en ambientes de selva amazónica continua, donde se estiman densidades promedio de 1.8 individuos/km² (Haugaasen & Peres 2008; Lee & Marsden 2012). Sin embargo, también habitan paisajes fragmentados en los que el bosque se distribuye en parches aislados, sean naturales (*e.g.*: isletas de bosque en las sabanas del Beni en Bolivia, Berkunsky et al. 2016) o producto de la acción antrópica (*e.g.*: remanentes de bosque Atlántico en el sur de Brasil, Scherer-Neto & Tertó 2011). La persistencia en zonas con parches o fragmentos de bosque es posible gracias a la capacidad de vuelo de los guacamayos, la cual les permite recorrer grandes distancias y explotar recursos aislados (Ragusa-Netto 2006; Uezu & Metzger 2016).

Los psitácidos se caracterizan por ser aves generalistas con dietas variadas, lo cual les permite adaptarse a cambios espaciales y temporales en la disponibilidad de recursos alimenticios (Renton et al. 2015). En el caso del Guacamayo Rojo se reportó el consumo de al menos 128 especies y 100 géneros de plantas, pertenecientes a 37 familias diferentes, a lo largo de su rango de distribución. Los estudios más exhaustivos (> 24 meses de muestreo, >130 eventos de alimentación observados, Tabla 2.1) reportaron valores variables en términos de amplitud de dieta, aunque siempre asociados a la disponibilidad de especies vegetales de cada sitio: en el caso de poblaciones que habitan parches de bosque en el Pantanal de Brasil, el Guacamayo Rojo consumió al menos 10 especies vegetales diferentes (Ferreira 2013), mientras que en poblaciones que habitan la selva amazónica primaria de Perú consumió al menos 54 especies silvestres (Lee et al. 2014). Esta heterogeneidad destaca la capacidad del Guacamayo Rojo para explotar diversas fuentes de alimento. En el noroeste del estado de Paraná, Brasil, sitio de la población de *Ara chloropterus* más cercana al área de liberación (~ 500 km) Scherer-Neto et al. (2011) reporta el consumo de 13 especies de plantas arbóreas a lo largo del año. La amplitud de dieta para esta población varía a lo largo del año, siendo mínima en invierno (4 especies consumidas) y máxima en primavera (11 especies consumidas).

Los psitácidos requieren de cavidades para nidificar, y la mayoría de las especies carecen de la habilidad o los medios para generarlas por lo que se los considera “nidificantes secundarios de cavidades” (Renton et al. 2015). El Guacamayo Rojo no es la excepción y necesita cavidades preexistentes para nidificar. Estas cavidades pueden formarse por la acción de excavadores primarios de nidos (*e.g.*: pájaros carpinteros) o por procesos de descomposición natural (Cockle

et al. 2012), ya sea en árboles leñosos como en palmeras (Yamashita & Machado de Barros 1997; Brightsmith 2005), y en menor medida en barrancos o paredes rocosas (Collar 1997). En todos los casos, los guacamayos requieren cavidades de tamaño apropiado para nidificar (*i.e.* cavidades con un diámetro interno promedio mayor a 40 cm; Renton et al. 2015). En especies arbóreas, las cavidades necesitan de tiempo para alcanzar estas dimensiones y es raro encontrarlas en árboles de menos de 30 cm de diámetro (Olah et al. 2014; Berkunsky et al. 2014; de la Parra-Martínez et al. 2015). Aunque la información sobre las características de las cavidades utilizadas para nidificar por el Guacamayo Rojo es muy escasa, se reportó el uso de cavidades principalmente en árboles de madera dura y, ocasionalmente, en palmeras muertas (Guedes et al. 2006; Renton & Brightsmith 2009).

Los Esteros del Iberá se caracterizan por alojar una gran diversidad florística, con al menos 900 especies de plantas terrestres (Arbo & Tressens 2002). Sin embargo, los bosques de esta región están degradados respecto a sus condiciones originales (Carnevali 1994). Se estima que desde 1853, la provincia de Corrientes perdió al menos 138000 ha de bosque higrófilo y 357000 ha de palmar (Arbo & Tressens 2002). Los bosques remanentes, sufrieron un empobrecimiento florístico a través de la tala selectiva que llevó no solo a la desaparición local de algunas especies sino también a un cambio en la estructura del bosque con la pérdida de los árboles de mayor diámetro (Carnevali 1994). Es probable que los bosques actuales, aunque en recuperación desde la creación de la Reserva Provincial Iberá en 1983, estén aún empobrecidos en términos florísticos con respecto a los bosques existentes 200 años atrás, cuando los guacamayos y otros frugívoros eran abundantes en la zona. Por lo tanto, la mera presencia de una superficie boscosa no sería suficiente para afirmar que existe hábitat para el guacamayo, y es necesario evaluar si efectivamente en esa superficie boscosa existen los recursos alimenticios y los sitios de nidificación suficientes para sustentar a la especie (Hall et al. 1997).

No existen reportes acerca del uso de recursos alimenticios por las poblaciones históricas de Guacamayo Rojo en el norte de Corrientes. Sin embargo, dada la gran flexibilidad dietaria exhibida por *A. chloropterus*, podemos suponer que utilizaron plantas con frutos y semillas similares a aquellas consumidas en otras zonas de su distribución. Así, se considerará como indicador de hábitat adecuado la presencia en el área de al menos 10 especies o géneros de plantas consumidas por *A. chloropterus* en otras regiones (número mínimo de especies registrado en estudios exhaustivos, Tabla 2.1), debiendo existir al menos 4 especies disponibles en un mes dado (amplitud dietaria mínima observada por Scherer-Neto *et. al.* 2011). En cuanto a los sitios de nidificación, existen relatos históricos de guacamayos rojos nidificando en árboles de timbó (*Enterolobium contortisiliquum*) en los bosques de Paraguay (Sánchez Labrador 2013), por lo

cual podemos inferir que esta especie también habría sido utilizada en Corrientes. Es probable que árboles de madera dura (*e.g.*: cebil colorado *Anadenanthera colubrina*, urunday *Astronium balansae*) y palmeras también proveyeran cavidades para nidificar. No habiendo datos concretos sobre la disponibilidad de cavidades para *A. chloropterus* dentro de su área de distribución, se considerará la presencia de cavidades y de especies arbóreas utilizada por poblaciones de guacamayos rojos silvestres en otras regiones como indicadores de hábitat adecuado.

Los bosques higrófilos de los Esteros del Iberá se caracterizan por estar naturalmente fragmentados, estando representados por isletas de monte aisladas (Arbo & Tressens 2002). Existe evidencia de la relación entre el tamaño de un parche de bosque y el grado de madurez de su vegetación (*i.e.* con múltiples estratos verticales representando una gran variedad de especies arbóreas y clases de edad, Comas Boronat et al. 2009), ofreciendo los parches de mayor tamaño una mayor cantidad de recursos de nidificación y alimentación para las aves (Vanderwel et al. 2007; Galanes & Thomlinson 2009). Se espera así que las isletas de monte más grandes presenten una mayor riqueza florística y una mayor disponibilidad de cavidades. Para determinar la disponibilidad de hábitat en un ambiente naturalmente fragmentado como el que se encuentra en los Esteros del Iberá, no será importante solamente la cantidad de bosque sino también su configuración. Para que una isleta de monte pueda considerarse disponible debe ser accesible por parte de los individuos estudiados, y esta accesibilidad va a depender de la vagilidad de la especie en cuestión (D'Eon et al. 2002). Los guacamayos tienen una excelente capacidad de vuelo, habiéndose registrado distancias diarias de desplazamiento de hasta 160 km (Adamek 2011; Lugarini et al. 2012; Carrara et al. 2020). Así, se espera que los guacamayos rojos liberados tengan acceso a una gran superficie boscosa. Sin embargo, dado que durante las etapas iniciales de la liberación las capacidades de vuelo de los individuos provenientes de cautiverio pueden llegar a ser menores a lo esperado para la especie (Volpe et al. 2017), será importante que la distancia entre isletas de monte vecinas en el área de liberación no sea tan grande como para dificultar el acceso a las mismas durante la etapa de aclimatación de los individuos.

Los objetivos de este capítulo son a) cuantificar y caracterizar el hábitat disponible, b) evaluar la disponibilidad espacial y temporal de los recursos alimenticios y, (c) evaluar la disponibilidad espacial de sitios de nidificación (*i.e.* cavidades). Dadas las características del paisaje de Iberá y la alta diversidad florística encontradas en sus bosques (Arbo & Tressens 2002) se espera observar: a) que la superficie actual de bosques en Iberá es suficiente para sostener una población de Guacamayo Rojo; b) que la oferta espacial de recursos alimenticios silvestres para el Guacamayo Rojo a lo largo del año es adecuada, y c) que la disponibilidad de cavidades es suficiente, al menos para las primeras parejas que intenten nidificar.

Métodos

Cuantificación y caracterización espacial del hábitat boscoso

A partir de imágenes satelitales de alta resolución (fuentes: Bing, Google Earth y ESRI) se realizó un mapa de las isletas de monte dentro de las áreas protegidas del Iberá abarcando una superficie de 1244200 hectáreas. La identificación de cada isleta se realizó visualmente a una escala de 1:6000 utilizando los programas ArcMap 10.1 y ArcGIS Pro 2.6.2 (ESRI 2012). La longitud mínima para delimitar una formación arbórea como isleta fue de 20 metros.

Para la caracterización espacial del bosque se delimitó una “zona de asentamiento potencial en los Esteros del Iberá” de 543464 ha construyendo un círculo de 50 km de radio centrado en el sitio de liberación, que representa el área dónde se esperaba se establecerían los primeros guacamayos liberados en Camby Retá (Fig. 2.1). El radio de 50 km fue definido en base a la distancia de asentamiento individual promedio registrada en otros proyectos de reintroducción de guacamayos (Oehler et al. 2001; Kurt Lo et al. 2010; Amaya-Villarreal et al. 2015). Finalmente se registró en terreno la altura de la vegetación en 26 isletas de monte utilizando un telémetro (Nikon Forestry Pro 550).

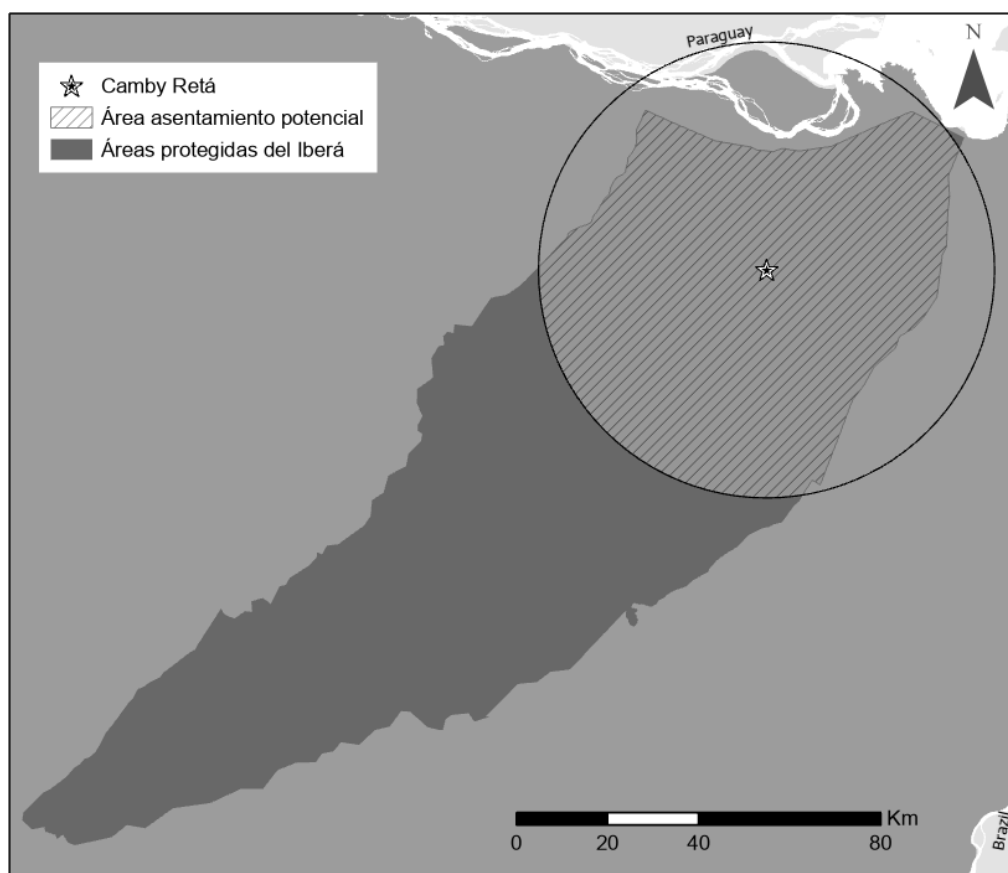


Figura 2.1. Área dentro de la cual se realizó el mapeo de isletas de monte.

Distribución espacio-temporal de recursos

Se identificaron a las especies vegetales que podrían ser alimento potencial del Guacamayo Rojo. La selección se basó, en primera instancia, en los ítems alimenticios, especies, géneros y familias de plantas consumidas por poblaciones silvestres de Guacamayo Rojo que fueron descritos en 17 artículos (Tabla 2.1). Luego, y a partir de un muestreo piloto, se confirmó la presencia en la zona de liberación de 17 de los géneros reportados en estos estudios, representados por 19 especies leñosas. Además de éstas, se incluyeron otras 16 especies, las cuales se esperaba que fueran consumidas ya sea por las características de sus frutos o por haber sido utilizadas por los guacamayos durante el periodo de pre-suelta (Tabla 2.2). Se relevó la presencia de las especies vegetales nativas identificadas como potenciales fuentes de alimento y sus patrones de fructificación a lo largo del año.

Tabla 2.1. Artículos que describen la composición de la dieta de poblaciones silvestres de Guacamayo Rojo. **Periodo (meses):** rango temporal abarcado por el estudio y, entre paréntesis, cantidad de meses en los que se colectaron datos; **Eventos:** número de eventos de alimentación observados; **Taxa:** número de unidades taxonómicamente distintas consumidas; **N especies/ N géneros/ N familias:** número de taxa identificados a nivel especie, género o familia. (sd = sin datos)

Fuente	País	Periodo (meses)	Eventos	Taxa	Especies	Géneros	Familias
Desenne 1994	Venezuela	1991 – 1992 (14)	18	14	12	14*	11
Norconk et al. 1997	Venezuela	1991 (4)	sd	7	7	7	5
Nunes & Santos-Junior 2011	Brasil	2004 – 2010 (72)	6	7	7	7	6
Ferreira 2013	Brasil	2006 – 2012 (36)	184	10	8	10*	8
Scherer-Neto & Terto 2011	Brasil	2000 – 2010 (26)	sd	13	12	13*	8
Ragusa-Netto & Fecchio 2006	Brasil	2000 – 2002 (24)	2	2	2	2	2
Roth 1984	Brasil	1977 – 1979 (23)	8	6	3	6*	6
Antas 2002	Brasil	2001 – 2002 (11)	sd	10	10	10	6
Barros 2020	Brasil	2016 – 2017 (9)	5	2	2	2	2
Santos 2001	Brasil	1995 - 1997 y 1999 – 2000 (7)	34	5	5	5	5
Haugaasen 2008	Brasil	2006 (6)	sd	1	1	1	1
Marques 2011	Brasil	2007 – 2009 (5)	sd	11	9	9	6
Adamek 2012	Perú	2004 – 2008 (48)	141	51	29	38*	17
Lee et al. 2014	Perú	2008 – 2009 (24)	137	54	48	39	19
Nycander et al. 1995	Perú	(12) ^α	sd	15	12	14*	11
Gilardi & Toft 2012	Perú	1992 – 1994 (6)	32	30	19	23*	14
Trivedi et al. 2004	Perú	2000(4)	sd	1	1	1	1

* incluye taxa que no pudieron identificarse a nivel especie

^α basado en valores reportados en Benavidez et al. (2018)

Tabla 2.2. Especies vegetales presentes en el Iberá consideradas fuentes potenciales de alimento para el Guacamayo Rojo. **Tipo:** forma de crecimiento; **Muestreo:** tipo de muestreo en el que se incluyó a la especie (P: presencia, A: abundancia; F: fenología).

Familia	Nombre científico	Nombre común	Tipo	Muestreo
Annonaceae	<i>Annona emarginata</i>	Arachichú	árbol	P, A, F
Arecaceae	<i>Acrocomia aculeata</i>	Mbocayá	árbol (palmera)	P, A
	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Pindó	árbol (palmera)	P, A, F
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	Lapacho	árbol	P, A
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i>	Gomita	árbol	*
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i>	Tapi'a guasu'	árbol	P, A, F
	<i>Croton urucurana</i>	Sangre de drago	árbol	P, A, F
	<i>Sapium haematospermum</i>	Curupí	árbol	P, A, F
	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	Blanquillo	árbol	P, A, F
	<i>Sebastiania commersoniana</i>	Guindillo	árbol	P, A, F
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i>	Cebil colorado	árbol	P
	<i>Chloroleucon tenuiflorum</i>	Tatané	árbol	P, A
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Timbó	árbol	P, A
	<i>Inga edulis</i>	Ingá	árbol	P, A, F
Lauraceae	<i>Nectandra angustifolia</i>	Laurel negro	árbol	P, A, F
	<i>Ocotea diospyrifolia</i>	Laurel blanco	árbol	P, A, F
	<i>Ocotea puberula</i>	Canela guaica	árbol	*
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i>	Azota caballo	árbol	P, A, F
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i>	Cedrillo	árbol	P, A, F
Moraceae	<i>Ficus luschnathiana</i>	Higuerón	árbol	P, A, F
Myrtaceae	<i>Eugenia myrcianthes</i>	Ubajay	árbol	P, A, F
	<i>Eugenia uniflora</i>	Ñangapirí	árbol	P, A, F
	<i>Psidium guajava</i>	Guayaba	árbol	P, A, F
Passifloraceae	<i>Passiflora caerulea</i>	Mburucuyá	enredadera	P
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca dioica</i>	Ombú	árbol	P, A
Rhamnaceae	<i>Gouania polygama</i>	Cipó de lavandera	enredadera	P
Rubiaceae	<i>Randia ferox</i>	Sacha lima	árbol	P
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Tembetará	árbol	P
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i>	Cocú	árbol	P, A, F
	<i>Paullinia elegans</i>	Isipó timbó	enredadera	P
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	Aguay dulce	árbol	P, A
	<i>Chrysophyllum marginatum</i>	Lanza Blanca	árbol	*
	<i>Pouteria gardneriana</i>	Aguay de río	árbol	P, A, F
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	Ambay	árbol	P, A
Viscaceae	<i>Phoradendron bathyoryctum</i>	Liga	epífita	P

* Especies excluidas de los muestreos por detectarse su presencia en el área después de iniciados los mismos

Distribución espacial de recursos alimenticios y de nidificación

La unidad de muestreo fueron las isletas de monte. Se visitaron en total 46 isletas entre marzo del 2018 y abril del 2019, y se recorrieron una ($n = 6$), dos ($n = 18$) o tres ($n = 22$) transectas. En cada isleta la longitud de las transectas fue variable, buscando siempre recorrer al menos 200 m en cada transecta, a excepción de isletas muy pequeñas como para permitirlo. En cada transecta se registró la presencia de las 32 especies vegetales de interés (*i.e.* 28 leñosas, tres enredaderas, y una epífita, Tabla 2.2) y la presencia de sitios potenciales de nidificación (*i.e.* cavidad en árboles o palmeras con hueco de entrada mayor a 10 cm de diámetro). En el 65% de las isletas (30 de 46 isletas) se registró la abundancia de 25 de las 28 especies leñosas, contando el número de individuos detectados dentro de una franja de 15, 20 o 30 m de ancho (dependiendo del tamaño de la isleta) y del largo de la transecta.

Distribución temporal de recursos alimenticios

Para estudiar la disponibilidad temporal de alimento se trabajó con un subconjunto de 18 especies vegetales del conjunto de especies identificadas como recursos alimenticios (Tabla 2.2). El muestreo se concentró principalmente en aquellas leñosas nativas por las cuales los guacamayos mostraron mayor interés durante la pre-suelta y que durante el estudio piloto de 2016, tuvieron una alta representatividad en la zona (*i.e.* frecuencia proporcional de ocurrencia mayor al 25%). El muestreo se realizó entre enero del 2017 y marzo del 2018 para 16 especies, y entre noviembre 2018 y octubre del 2019 para dos especies (*Enterolobium contortisiliquum* y *Luehea divaricata*). Se marcaron 406 árboles en 19 isletas de monte ubicadas dentro de un radio de 1 km desde la jaula de liberación. Esta distancia representa el doble de la distancia mínima de forrajeo con respecto al sitio de liberación registrada en otros proyectos de reintroducción de guacamayos (Amaya-Villarreal et al. 2015). Se monitorearon al menos 15 árboles por especie (Morellato et al. 2010), excepto en cinco especies cuya abundancia local fue demasiado baja para alcanzar este número y para las cuales se muestreó entre 7 y 14 individuos. Cada árbol fue visitado con una frecuencia mensual y en cada visita se determinó su estado fenológico y se asignó una categoría de abundancia relativa basada en el porcentaje de la copa cubierto (*i.e.* 1 = más del 25% de la copa cubierta; 0.5 = entre 5 y 25% de la copa cubierta; y 0.1 = menos del 5% de la copa cubierta) por cada feno-fase (*i.e.* flor, fruto inmaduro y fruto maduro (Berkunsky 2010)).

Análisis

Cuantificación y caracterización espacial del hábitat boscoso

Para cada isleta se estimó el área boscosa. Se contaron las isletas dentro de la zona de asentamiento potencial, y se calculó la densidad (número de isletas/ha) y la distancia promedio entre isletas vecinas más cercanas. Se utilizó la herramienta Density-based Clustering del programa ArcGISPro 2.6.2 (método HDBSCAN, 5 componentes mínimos) para identificar y caracterizar agrupaciones de isletas, estimar el número de componentes y calcular la distancia a la agrupación más cercana. Se calculó la cantidad de hábitat disponible (*i.e.* área de bosque con recursos necesarios para sustentar a los guacamayos; Hall 1997) a partir de la estimación de la proporción de isletas de monte en las cuales se espera encontrar recursos alimenticios.

Distribución espacial de recursos alimenticios

A partir de los datos de presencia y abundancia de las especies vegetales muestreadas se estimó la proporción de isletas de monte con al menos una especie vegetal comestible y el número de especies vegetales por isletas de monte. Además, para cada especie vegetal se estimó su frecuencia de ocurrencia (porcentaje de isletas de monte en las que se detectó la especie) y su densidad promedio (número de individuos sobre el área muestreada de la transecta en base su longitud y ancho de faja). Finalmente, se utilizó el coeficiente de correlación de Pearson para evaluar la relación entre el área de las isletas y el número de especies vegetales comestibles (riqueza) presente en cada una de ellas (Galanes & Thomlinson 2009).

Distribución temporal de recursos alimenticios

Se calculó un puntaje de presencia promedio mensual para cada especie (Lee et al. 2014) a partir de la proporción de individuos con flores y/o frutos, pesados por su valor de abundancia relativa. A partir de esto se estimó el número de especies activas mensualmente para cada feno-fase, definiéndose como activa a aquellas especies con más del 10% de sus individuos en una fase dada.

Distribución espacial de recursos de nidificación

Se estimaron la proporción de isletas de monte con sitios de nidificación potenciales y la proporción de isletas con al menos una especie vegetal utilizada por poblaciones de guacamayos rojos silvestres en otras regiones (*i.e.* *Enterolobium contortisiliquum*, *Anadenanthera colubrina*,

Acrocomia aculeata, *Syagrus romanzoffiana*). Para evaluar diferencias entre el área promedio de isletas donde se detectaron cavidades y aquellas en las que no, se utilizó una prueba t de Student.

Se reportan valores promedio \pm error estándar.

Resultados

Cuantificación y caracterización espacial del hábitat boscoso

Se identificaron 17641 isletas de monte dentro de los límites de las áreas protegidas, totalizando 18994 ha de bosque nativo. Dentro de la zona de asentamiento potencial de los guacamayos se encontraron 2098 ha de bosque repartidas en 2387 isletas. El tamaño promedio de estas isletas fue 0.96 ± 0.16 ha (rango = 0.01 – 350.6 ha), siendo el tamaño de la mayoría (82%) de las isletas menor a 1 ha (Fig. 2.2). La distancia promedio entre isletas vecinas fue de 233 ± 9 m (rango = 5- 6074 m) con una densidad promedio de 4 isletas cada 1000 ha. La cobertura promedio fue de 0.004 ha de bosque por cada hectárea de terreno. La distribución espacial de las isletas fue agrupada, formando concentraciones de 5 a 132 isletas en zonas de terreno más elevado. La distancia promedio entre estas agrupaciones de isletas fue 777 ± 56 m (rango = 120 – 3465 m). La altura promedio de la vegetación en las isletas de monte fue 14 ± 0.9 m (rango = 6 – 21.6 m).

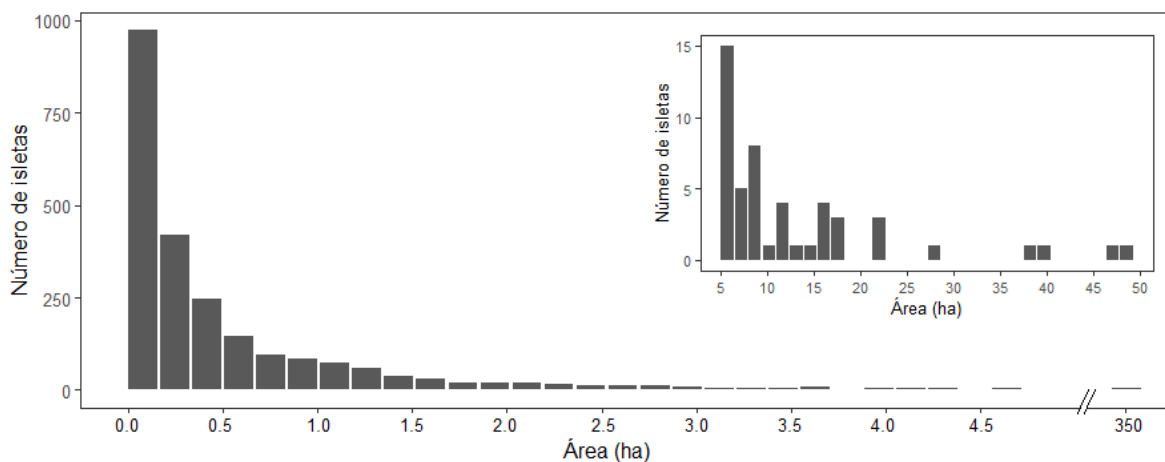


Figura 2.2. Distribución de frecuencias del tamaño de las isletas de monte dentro de la zona de asentamiento potencial (n = 2387 isletas) del Guacamayo Rojo en la región del Iberá. El 97.8% de las isletas tuvieron un área menor a 5 ha, mientras que solamente 52 de ellas (2.2%) presentaron un área mayor (recuadro).

Distribución espacial de recursos alimenticios

Se detectaron al menos 8 de las 32 especies consideradas recurso alimenticio en el 100% de las isletas de monte. En promedio, se registraron en cada isleta 16 ± 0.7 de las 32 especies muestreadas, alcanzando un máximo de 26 especies vegetales detectados en una isleta. La riqueza mostró una relación positiva significativa con el área de las isletas ($P = 0.64$, $p < 0.05$, Fig. 2.3).

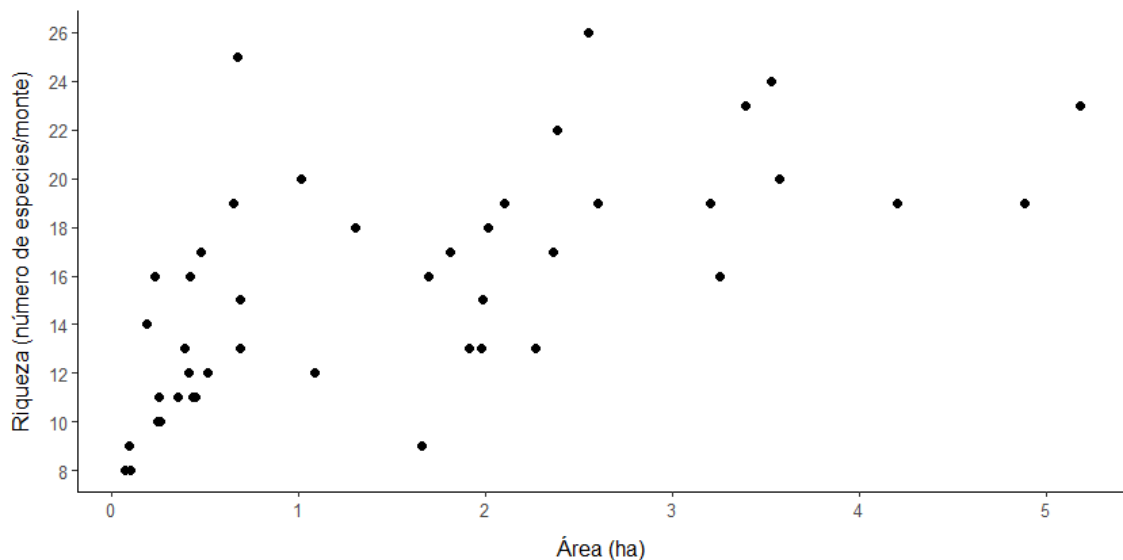


Figura 2.3. Relación entre el área de las isletas de monte muestreadas y la riqueza de recursos alimenticios potenciales para el Guacamayo Rojo.

La mayoría de las especies vegetales tuvieron una alta frecuencia de ocurrencia en las isletas de monte, y 16 de ellas estuvieron presentes en más del 50% de las isletas. *Sapium haemospermum* fue la especie más frecuentemente detectada estando presente en el 100% de las isletas, seguida por *Cecropia pachystachya* (98%), *Croton urucurana* (91%), *Annona emarginata* (83%) y *Psidium guajava* (80%; Fig. 2.4). Las leñosas menos representadas fueron *Acrocomia aculeata* (11%), *Zanthoxylum rhoifolium* (11%), *Randia ferox* (6%) y *Anadenanthera colubrina* (2%).

En promedio cada especie vegetal tuvo una densidad de 15.6 ± 2.6 árboles/ha de bosque, aunque este valor fue muy variable tanto entre especies como entre isletas de monte visitadas. En algunos casos se observó una aparente correspondencia entre la frecuencia proporcional de ocurrencia de una especie y su densidad promedio, siendo en ambos casos alta (e.g.: *Psidium guajava*) o baja (e.g.: *Acrocomia aculeata*) (Fig. 2.4). Algunas especies se registraron en un gran número de isletas pero con densidades relativamente bajas (e.g.: *Ficus luschnathiana*), mientras que otras ocurrieron con menor frecuencia pero en densidades relativamente altas (e.g.: *Handroanthus impetiginosus*).

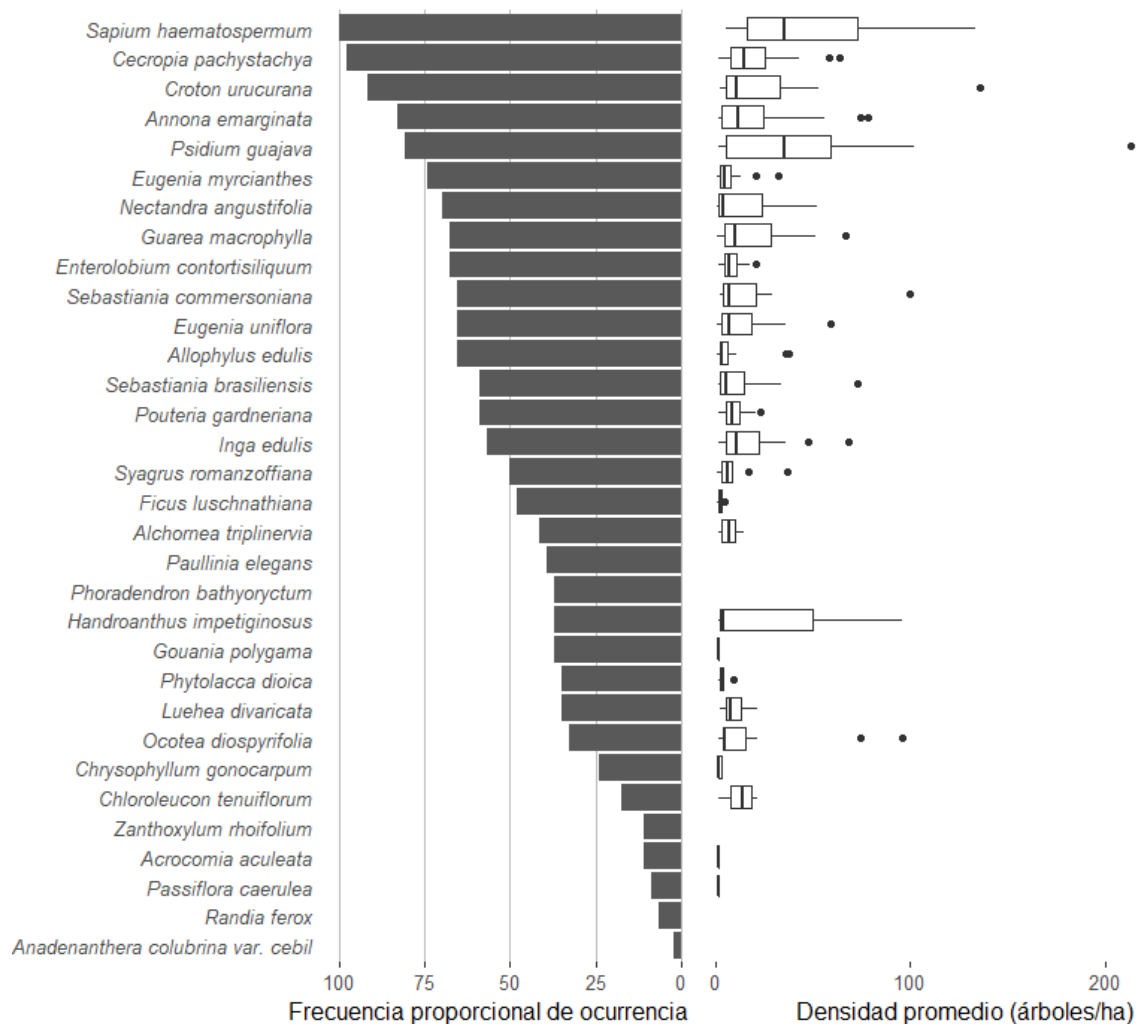


Figura 2.4. Especies vegetales de las isletas de monte en el norte del Iberá. **Izquierda:** proporción de isletas de monte en los que la especie vegetal fue detectada. **Derecha:** densidad promedio de la especie vegetal en las isletas de monte.

Distribución temporal de recursos alimenticios

Las especies vegetales presentaron patrones fenológicos variados (Fig. 2.5). Más de la mitad de las especies ($n = 10$) mostraron una marcada estacionalidad, fructificando al principio (*Allophylus edulis*, *Eugenia uniflora* and *E. myrcianthes*), fin (*Croton urucurana*, *Sapium haematospermum*, *Luehea divaricata*) o a lo largo (*Alchornea triplinervia*, *Ocotea diospyrifolia*, *Annona emarginata*, *Pouteria gardneriana*) del periodo comprendido entre septiembre y marzo. Las otras especies ($n = 8$) presentaron frutos durante la mayor parte del año ya sea producto de la fructificación asincrónica entre individuos de la misma especie (*Ficus luschnathiana*, *Syagrus romanzoffiana*, *Guarea macrophylla*, *Nectandra angustifolia*) o por presentar múltiples ciclos de fructificación a lo largo del año (*Sebastiania brasiliensis*, *S. commersoniana*, *Inga edulis*). La

guayaba (*Psidium guajava*) fue un caso particular, al producir frutos inmaduros durante casi todo el año, pero presentar un solo pico de maduración en enero-febrero.

En conjunto, la asincronía entre las distintas especies lleva a que exista disponibilidad de frutos a lo largo de todo el año (Fig. 2.6). En un mes dado, se observa un promedio de 10 especies activas con frutos maduros o inmaduros, siendo el pico máximo diciembre (n = 15 especies) y el mínimo en junio - julio (n = 7 especies).

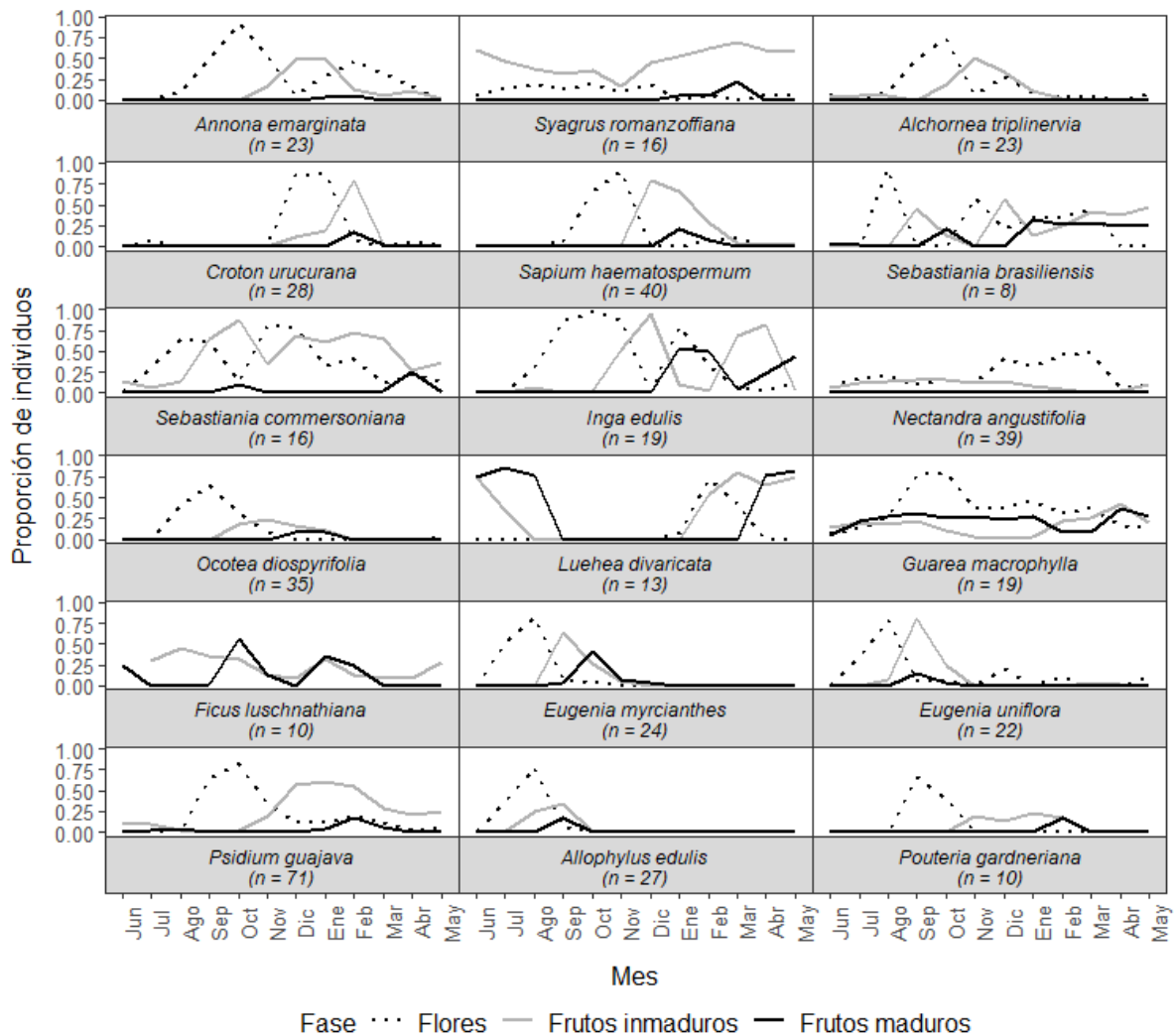


Figura 2.5. Fenología promedio de las 18 especies vegetales monitoreadas. (No se presentan los datos de floración de *Ficus luschnathiana* debido a que sus inflorescencias son indistinguibles sus frutos inmaduros. Así, la presencia mensual de frutos inmaduros para esta especie puede estar sobreestimada)

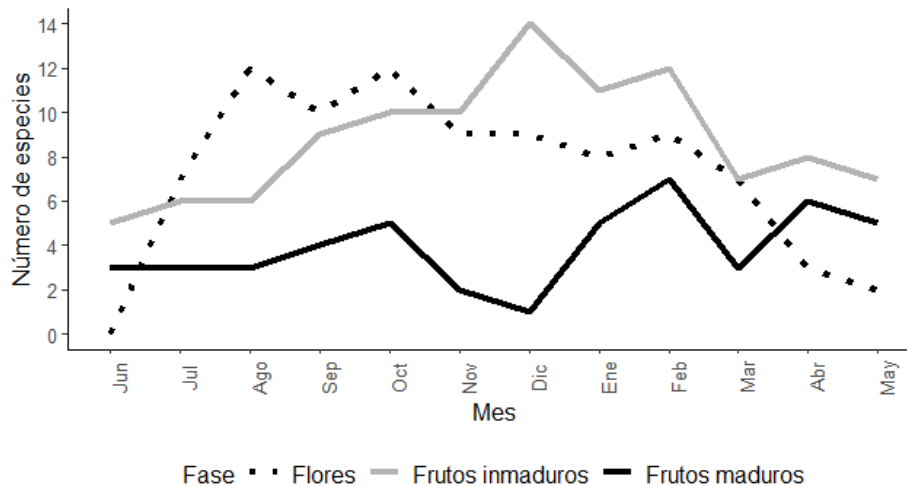


Figura 2.6. Número de especies vegetales monitoreadas activas en cada feno-fase

Distribución espacial de recursos de nidificación

En el 39% de las isletas de monte muestreadas se detectó al menos un sitio de nidificación potencial, mientras que en 74% de ellas se detectó la presencia de alguna especie vegetal utilizada por poblaciones de guacamayos rojos silvestres en otras regiones, siendo *E. contortisiliquum* el más abundante (Fig. 2.4). No se encontraron diferencias significativas entre el área promedio de isletas donde se detectaron cavidades y aquellas en las que no ($t = -0.324, p > 0.05$).

Discusión

Los bosques del norte de Iberá presentan características que los hacen adecuados para sustentar una población de guacamayos rojos, contando con una buena disponibilidad espacial y temporal de recursos alimenticios y con la presencia de sitios potenciales para nidificar. Se detectaron fuentes de alimento potenciales para el Guacamayo Rojo en todas las isletas de monte, sugiriendo que la presencia de cobertura boscosa es un indicador apropiado de hábitat para el establecimiento de una población de guacamayos.

La concentración de áreas boscosas en la zona del asentamiento potencial fue relativamente alta respecto al resto de las áreas protegidas del Iberá. A pesar de representar el 5% del total de la superficie protegida, la zona de asentamiento incluyó casi el 14% de las isletas y el 11% del área boscosa de todas las áreas protegidas del Iberá. El hábitat boscoso estuvo distribuido en grupos de isletas de monte relativamente pequeñas, separadas entre sí por extensiones mayores de terreno inundado. La separación promedio observada entre isletas de monte vecinas fue baja (<300 m), y se espera que esto no afecte el acceso a las mismas por parte de los guacamayos. Adamek (2012) describió para *A. chloropterus* distancias de alejamiento

máximo respecto al centro de su área de acción de entre 25 y 40 km. Esta distancia de desplazamiento está muy por encima de la distancia máxima de separación entre isletas vecinas reportadas en este capítulo (6km). Así, podemos considerar que todas las isletas de la zona estarán disponibles para ser utilizadas por la población de guacamayos una vez que esté establecida. La disposición espacial del bosque descrita obligará a los guacamayos a recorrer varios kilómetros para localizar isletas que contengan árboles o enredaderas produciendo frutos a lo largo del año. La necesidad de recorrer grandes espacios deberá considerarse en el manejo de los individuos liberados, ya que cuanto mayor sea la superficie que exploran en busca de recursos mayor probabilidad habrá de que entren en contacto con asentamientos humanos y las amenazas asociadas a los mismos (captura, caza).

La diversidad de especies vegetales comestibles en cada isleta de monte fue variable, pero nunca menor a ocho especies; y estuvo asociada positivamente al tamaño de la isleta. La mitad de las especies de plantas estuvieron presentes en más de la mitad de las isletas, por lo cual se espera que los guacamayos sean capaces de acceder a la mayor parte de las especies vegetales durante sus recorridos exploratorios en el área. Algunas especies fueron dominantes, siendo su frecuencia de ocurrencia y densidad altas (e.g.: *Sapium haemospermum*, *Psidium guajava*, *Guarea macrophylla*), mientras que otras se encontraron en raras ocasiones y con baja densidad (e.g.: *Acrocomia aculeata*).

Se registró la presencia de especies produciendo frutos durante todo el año, con 7 a 15 especies fructificando cada mes. La mayor disponibilidad de frutos se dio entre septiembre y marzo, coincidiendo con el periodo de mayor volumen de precipitaciones y temperaturas más elevadas (Fig. 1.3). La variación de patrones fenológicos entre especies fue alta; algunas produjeron frutos por pulsos y otras de forma constante a lo largo del año. Como era de esperar, la presencia de frutos en estadio inmaduro fue predominante, ya que en esta feno-fase permanecen más tiempo en la planta. La maduración de los frutos estuvo concentrada en la primavera y fines del verano. La relativamente baja oferta temporal de frutos maduros no sería un problema para los guacamayos ya que son las semillas el principal componente de su dieta, las cuales consumen tanto en frutos maduros como inmaduros (Matuzak et al. 2008). Las semillas se caracterizan por poseer una mayor proporción de proteínas y lípidos que la pulpa de los frutos carnosos, y suelen estar protegidas por sustancias tóxicas que disuaden su consumo por la mayoría de los herbívoros (Barnea et al. 1993). Sin embargo, los psitácidos son capaces de tolerar estas toxinas pudiendo aprovechar así este recurso rico en nutrientes no accesible a otros vertebrados frugívoros (Gilardi & Toft 2012). Al poder acceder a las semillas, el espectro de

especies disponibles como alimento para los guacamayos rojos en Iberá sería mucho mayor que el disponible para otros frugívoros locales.

Se detectaron cavidades en casi el 40% de las isletas de monte muestreadas. Este porcentaje es menor que el reportado para las sabanas del Beni en Bolivia, un paisaje similar al Iberá, donde se detectaron cavidades en el 68% de las isletas de monte (Berkunsky et al. 2015). Si bien en el Beni la proporción de isletas con cavidades es mayor que en el Iberá, también es mayor el número de especies de guacamayos que utilizan cavidades (Berkunsky et al. 2016). En la zona de asentamiento potencial en Iberá, habría al menos 923 isletas con presencia de cavidades para nidificación (una cavidad cada 2 ha de bosque). Como ocurre en otras regiones, es probable que solo una proporción de las cavidades sean adecuadas para ser utilizadas por los guacamayos (Stojanovic et al. 2012; Vázquez & Renton 2015). Si asumimos que en cada una de las 923 isletas con cavidades existe al menos una cavidad potencial, y que el 5% de estas son adecuadas (Stojanovic et al. 2012), entonces habría unas 50 cavidades adecuadas para la nidificación del Guacamayo Rojo en la zona de asentamiento. Estas 50 cavidades podrían ser suficientes para abastecer de sitios reproductivos a la población reintroducida durante las etapas tempranas del proyecto. Dada la presencia de especies leñosas con el potencial de generar cavidades aptas para guacamayos en la mayoría de las isletas, se puede esperar que una vez que los árboles alcancen un tamaño y edad adecuados, la disponibilidad de cavidades futura será alta. Sería necesario conocer la comunidad de nidificadores de cavidades y la competencia interespecífica en la región para evaluar adecuadamente la disponibilidad real de cavidades y su importancia como recurso.

La disponibilidad de cavidades para nidificación afecta la capacidad reproductiva de las aves que anidan en cavidades, sobre todo en bosques fragmentados y degradados por acción antrópica (Cornelius et al. 2008; Saunders et al. 2020). Los guacamayos en particular tienden a reusar cavidades de un año a otro, observándose una fuerte competencia intraespecífica e incluso interespecífica (Renton & Brightsmith 2009). Así, podemos esperar que una vez que las parejas reproductivas de guacamayo rojo adopten una cavidad como nido en la zona de liberación, esta será reutilizada por muchos años dejando de estar disponible para otros individuos (Nycander et al. 1995). Existen posibilidad de que, en el futuro, cuando el tamaño de la población reproductiva de guacamayos rojos aumente, la disponibilidad de cavidades sea un factor limitante en el Iberá. Si este es el caso, podría implementarse el uso masivo de cajas nido como sustratos de nidificación hasta que el proceso de regeneración del bosque aumente la disponibilidad de cavidades naturales. La instalación de nidos artificiales en proyectos de manejo de guacamayos provee de sitios seguros frente a algunos depredadores y agentes climáticos. Los psitácidos

adoptan con facilidad los nidos artificiales y esto ha sido utilizado como una estrategia de manejo exitosa en varios proyectos, tanto con poblaciones silvestres como reintroducidas de psitácidos (Nycander et al. 1995; Guedes 2004; Tatayah et al. 2007). Esta herramienta de manejo (descrita en el Capítulo 1) se utilizó en el Iberá para proveer un sustrato seguro y maximizar la supervivencia de las nidadas de las primeras parejas de Guacamayo Rojo. Sin embargo, el uso masivo de cajas nido a largo plazo requiere de un esfuerzo importante para evitar que éstas sean utilizadas por otras especies ya que, de lo contrario, se estaría promoviendo un crecimiento de otras especies que nidifican en cavidades (*e.g.*: Lechuza de Campanario, etc.).

En conclusión, las características del hábitat en el norte de Iberá son adecuadas para establecer una población de Guacamayo Rojo. El tamaño de esta población podría llegar a limitarse en el futuro, más por la disponibilidad de cavidades que por la disponibilidad de recursos alimenticios. Se recomienda continuar con el uso de nidos artificiales para maximizar la supervivencia de las nidadas, y realizar una evaluación periódica del número de cavidades con características aptas para guacamayos, así como del uso de cavidades por parte de otros usuarios de cavidades, con el fin de definir la disponibilidad real de sitios de nidificación y su cambio a lo largo del tiempo. Se recomienda finalmente identificar otras áreas de hábitat adecuado donde realizar liberaciones para ampliar el alcance geográfico de la población reintroducida y favoreciendo la recolonización en su distribución histórica.

CAPÍTULO 3: Entrenamiento anti-depredador

Introducción

Los depredadores son una de las amenazas más importantes para la supervivencia de animales reintroducidos (Moseby et al. 2015a), siendo la depredación la principal causa de pérdida de individuos en los proyectos de reintroducción de psitácidos (White et al. 2012). La falta de experiencia con situaciones de peligro aumentaría el riesgo de ser depredado en individuos trasladados provenientes del cautiverio si comparamos con individuos silvestres (Moseby et al. 2015b; Carrete & Tella 2015). Algunos individuos de cautiverio trasladados reaccionan inadecuadamente ante la presencia de depredadores sea ignorándolos o desplegando comportamientos de evasión inadecuados, y esto resulta en mayores tasas de mortalidad (Kullberg & Lind 2002; Álvarez & Nicieza 2003; Moseby et al. 2015a; de Faria et al. 2018). Con el objetivo de aumentar la supervivencia de los individuos trasladados, diferentes proyectos de reintroducción se enfocaron en desarrollar programas de reconocimiento de depredadores (Ellis et al. 1978; Miller et al. 1990; Heezik et al. 1999; Griffin et al. 2000; Shier & Owings 2007; Alonso et al. 2011; Gaudioso et al. 2011; Azevedo et al. 2017). Estos programas buscan combinar la presencia de depredadores con un estímulo negativo para generar una respuesta de rechazo en los individuos a liberar (Moseby et al. 2015a) (White et al. 2005a; Estrada 2014; Azevedo et al. 2017). Los estímulos negativos frecuentemente incluyen llamadas de alarma (McLean et al. 1999; Heezik et al. 1999), y persecución de individuos, ya sea por una persona (Griffin et al. 2001; Azevedo et al. 2017) o por el mismo depredador (Heezik et al. 1999; McLean et al. 2000). En el caso particular de los programas de reintroducción de psitácidos, al menos seis proyectos reportaron la aplicación de estos entrenamientos y todos ellos mostraron un aumento general de la aversión hacia los depredadores (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Proyectos de reintroducción de psitácidos que reportaron el uso de programas de aversión a depredadores.

Especie	Depredador	Estímulo negativo	Fuente
<i>Amazona aestiva</i>	Ocelote, Gavián mixto, humano	Persecución	Lopes 2018, Lopes 2017, De Azevedo 2017, Rodrigues 2013
<i>Amazona rhodocorytha</i>	Carancho	Persecución	Paulinio 2018
<i>Amazona vinacea</i>	Humano	Sonidos fuertes	Pedroso 2013
<i>Amazona vittata</i>	Gavián colirrojo	Ataque simulado	White 2005a
<i>Anodorhynchus leari</i>	Humano	Sonidos fuertes	Oliveira 2014
<i>Ara macao cyanoptera</i>	Coatí, ocelote, ave rapaz, humano	Persecución	Estrada 2014

El entrenamiento de aversión a depredadores usualmente tiene éxito en producir algún tipo de cambio comportamental en la especie focal. Muchas veces, esto se manifiesta con un mayor estado de alerta, donde se incrementan las vocalizaciones de alarma y disminuye el tiempo dedicado al reposo (McLean et al. 1999; Griffin et al. 2001; Shier & Owings 2006). También se han reportado cambios en los patrones de locomoción, sea como una tendencia a alejarse del depredador (McLean et al. 2000; Azevedo & Young 2006; Azevedo et al. 2017) o, al contrario, a permanecer inmóviles (Paulino et al. 2018). Esta última respuesta, también conocida como “congelamiento”, se interpreta como una estrategia para evaluar el riesgo que plantea el depredador (Blanchard et al. 2011) y reducir la detectabilidad (Eilam 2005). Algo similar ocurriría con la reducción en el número de vocalizaciones en presencia de un depredador (Mouritsen 1992; Beauchamp 2015a).

En este capítulo, se evalúa la efectividad de un programa de entrenamiento diseñado para inducir respuestas de aversión a depredadores en guacamayos rojos criados en cautiverio. El entrenamiento se centra en dos tipos de depredadores: un ave rapaz y un felino. Las aves rapaces son consideradas una de las principales amenazas para psitácidos reintroducidos. Por ejemplo, la mortalidad de los individuos de Cotorra Serrana Occidental (*Rhynchopsitta pachyrhyncha*) liberados en Estados Unidos fue del 44% y la mitad de los casos estuvieron asociados a depredación por aves rapaces (Snyder et al. 1994). Algo similar ocurrió con la cotorra puertorriqueña (*Amazona vittata*) donde el 21% de las muertes de individuos reintroducidos fue producto de la depredación por el gavián colirrojo (*Buteo jamaicensis*) (White et al. 2005). Los gatos silvestres también han sido reportados como depredadores de psitácidos (*Ocelot successfully hunts for Red-and-Green Macaw in Tambo Blanquillo - Private Reserve 2017; Lee 2017*) y han sido identificados como la causa de muerte de al menos dos de los siete guacamayos rojos liberados en el 2015 en Iberá (Volpe et al. 2017, Apéndice 2).

Trabajando bajo la hipótesis de que observar un simulacro de depredación lleva al desarrollo de comportamientos de aversión hacia los depredadores, se predijo que después del entrenamiento los guacamayos, ante la presencia de un depredador, exhibirían: a) un aumento en su nivel de vigilancia; b) una reducción en su tasa de locomoción; c) una reducción en su tasa de vocalización. Estas dos últimas predicciones estarían asociadas a disminuir la probabilidad de ser detectados por el depredador.

Métodos

El experimento, desarrollado en colaboración con el Lic. Fabián Gabelli, fue llevado a cabo en diciembre del 2016 y consistió en comparar las reacciones de los guacamayos ante la presencia de depredadores antes y después de ser testigos de un simulacro de evento de depredación. El arreglo experimental consistió en una plataforma de troncos ubicada a dos metros del aviario de pre-suelta, sobre la cual se dispusieron diferentes estímulos. Una cortina entre ambas estructuras impidió que los guacamayos vieran el arreglo antes del inicio de cada fase. Por cuestiones logísticas la experiencia se realizó con uno solo de los grupos de liberación (grupo 2), compuesto de tres machos y cinco hembras.

Protocolo experimental

El experimento se llevó a cabo una vez para cada tipo de depredador y se dividió en tres etapas (Fig. 3.1). Durante la etapa de Pre-entrenamiento (PRE) se exhibió sobre la plataforma al depredador sólo. Durante la etapa de Entrenamiento (TRA), los guacamayos observaron al depredador “atacando” a un guacamayo embalsamado. Durante la etapa Post-entrenamiento (POS) se expuso nuevamente al grupo de guacamayos a la presencia del depredador sólo. Cada etapa se llevó a cabo en días distintos y se dividió, a su vez, en dos fases de 1-2 minutos de duración. Durante la Fase 1, se exhibió una plataforma vacía, buscando establecer la línea de base comportamental de los guacamayos en ausencia de estímulos. Durante la Fase 2, se expuso al grupo a la presencia del depredador sea en solitario (PRE2, POS2) o realizando el ataque simulado (TRA2, Fig. 3.2).

Buscando evaluar el nivel basal de desconfianza hacia estímulos inocuos se expuso a los guacamayos a dos elementos de tipo no-depredador: una estructura cónica construida con una lona plástica (estímulo biológicamente irrelevante, *sensu* Griffin et al. 2001) y el guacamayo embalsamado sólo (estímulo biológicamente significativo) (Fig. 3.3). Con la exposición a la estructura cónica (“control no-biológico” de aquí en adelante) se buscó medir la respuesta atribuible a la presencia de una estructura novedosa. La exposición al guacamayo embalsamado (“control conespecífico” de aquí en adelante) buscó evaluar la reacción hacia un vertebrado no amenazador. Se esperó que los guacamayos exhibieran respuestas comportamentales más marcadas en presencia de estímulos biológicamente significativos (conespecífico o depredadores) que frente al control no-biológico. A su vez, se esperó ver niveles de alerta más elevados en presencia de los depredadores que en presencia de un conespecífico.

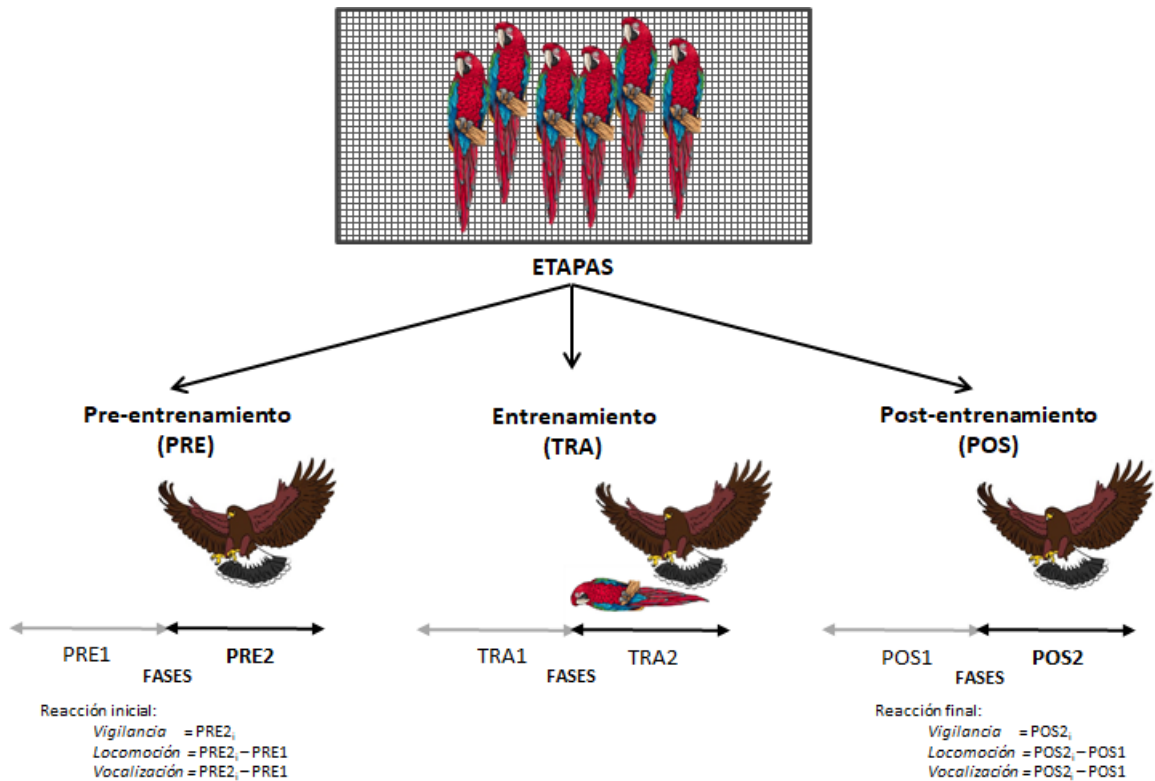


Figura 3.1. El programa de entrenamiento consistió en tres etapas, cada cual dividida en dos fases. Durante las etapas previa y posterior al entrenamiento (**PRE** y **POS**), los guacamayos estuvieron expuestos a la presencia del depredador (gavilán o gato) posado en una plataforma. Durante el entrenamiento (**TRA**), los guacamayos observaron un simulacro de evento de depredación. La exposición al depredador se llevó a cabo solamente en la fase 2 de cada etapa; durante la fase 1 no se presentaron estímulos. Las comparaciones entre el comportamiento observado antes y después del entrenamiento se realizaron utilizando datos de la fase 2 (*Vigilancia*) o de la diferencia entre las fases 1 y 2 (*Locomoción*, *Vocalización*).



Figura 3.2. Guacamayos observando el ataque simulado por parte del Gavilán Mixto

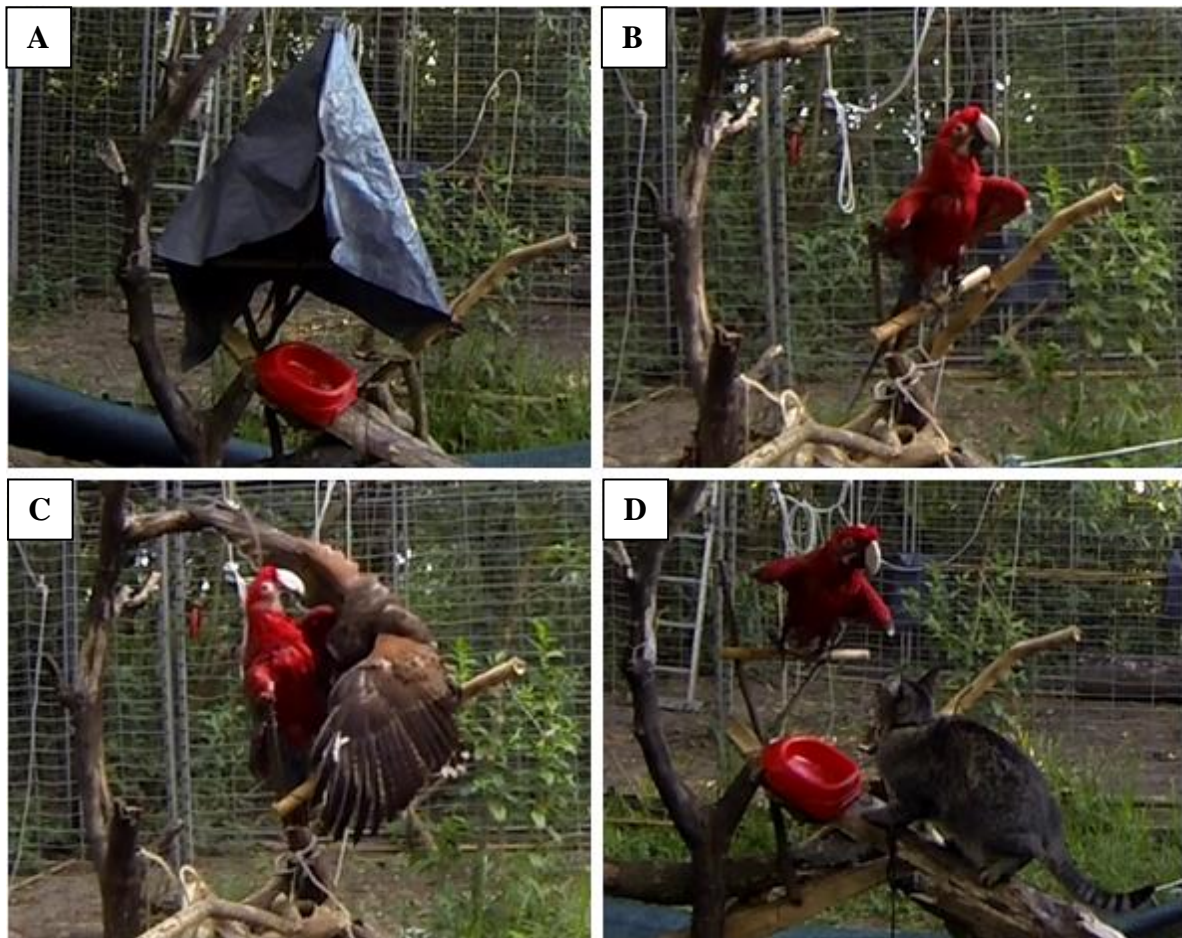


Figura 3.3. Estímulos presentados a los guacamayos. A) Control no-biológico; B) Control conespecífico; C) Gavilán Mixto (*Parabuteo unicinctus*); D) Gato doméstico (*Felis domesticus*).

Depredadores

Se utilizaron dos especies como modelos para desencadenar respuestas anti-depredatorias frente a ambos tipos de depredadores (ave rapaz y felino) y a través de un proceso de “generalización de la respuesta de miedo”. Este proceso involucra la transferencia de la respuesta de aversión adquirida frente a un depredador particular hacia uno distinto, generalmente mediado por características visuales en común a ambos como ser el tamaño, forma o disposición de los ojos (Griffin et al. 2001). Este efecto se ha observado en marsupiales del género *Setonix* cuya reacción de miedo hacia los zorros aumentó luego de ser perseguidos por un perro (McLean et al. 2000). Similarmente, Kramer & von St. Paul (1951) mostraron que, después de ser perseguido por una especie de martín pescador, paseriformes criados en cautiverio desarrollaron respuestas de aversión hacia otras especies de martín pescador. En el contexto del proyecto de reintroducción del Guacamayo Rojo, el programa de entrenamiento tuvo como objetivo que los guacamayos desarrollen una respuesta de miedo hacia felinos y aves rapaces en general, con el fin de que

eviten de forma activa potenciales depredadores de guacamayos con presencia conocida en el área de liberación, como ser el gato montés (*Leopardus geoffroyi*), el ocelote (*Leopardus pardalis*) y el esparvero variado (*Accipiter bicolor*).

Se trabajó con dos individuos, un Gavilán Mixto (*Parabuteo unicinctus*) y un gato doméstico (*Felis domesticus*), que fueron entrenados para alimentarse junto a una momia de Guacamayo Rojo (Fig. 3.3).

Simulacro de depredación

El simulacro de depredación se llevó a cabo durante la etapa de Entrenamiento. Durante el simulacro el depredador se alimentó junto al guacamayo embalsamado por 1:20 minutos. En simultáneo, se reprodujeron vocalizaciones de alarma de guacamayos rojos. Para asegurar que el tipo de vocalización se asemeje al que emite un guacamayo al ser capturado, se utilizaron vocalizaciones de alarma emitidas por un guacamayo mientras se lo manipulaba durante un chequeo sanitario.

Procesamiento de datos

Se realizaron filmaciones del comportamiento de los guacamayos en todas las fases del experimento. En el programa Boris v7.6.1 (Friard & Gamba 2016) se registraron las siguientes variables comportamentales en intervalos de 10 segundos de duración:

- **Vigilancia:** Porcentaje de tiempo que cada individuo dedicó a observar de forma activa al depredador o al control. Se entiende por forma activa a la actitud corporal de los guacamayos que involucra una postura erguida y la cabeza inclinada hacia el estímulo (Binazzi et al. 2011).
- **Locomoción:** Tiempo que cada individuo dedicó a desplazarse dentro del aviario (caminando o volando). En presencia del depredador (Fase 2), los episodios de locomoción se subdividieron en dos categorías: **Movimiento de inspección** (*i.e.* cuando el guacamayo se mueve hacia el depredador, fijando la mirada en éste), **Movimiento de escape** (cuando el guacamayo se aleja del depredador), y **Movimiento ocioso** (instancias durante las cuales el movimiento de locomoción no acerca ni aleja al individuo del depredador o el cual es seguido inmediatamente por un comportamiento de alimentación, acicalamiento, manipulación de corteza o interacción social).
- **Vocalización:** Se contaron las vocalizaciones emitidas a nivel grupal, y se expresaron en vocalizaciones por segundo (voc/seg).

Análisis

Se comparó el comportamiento de los guacamayos en presencia del depredador antes y después de presenciar el simulacro de ataque (*i.e.* etapa PRE2 vs etapa POS2), así como ante estímulos de tipo no-depredador, utilizando un modelo lineal mixto:

$$\text{Reacción} \sim \text{Estímulo} \mid \text{Individuo/Intervalo}$$

donde “Reacción” representa la variable respuesta (*i.e.* tiempo de vigilancia, cambio en la locomoción y cambio en la frecuencia de vocalización) y “Estímulo” representa una variable categórica con cuatro niveles: 1) control no-biológico, 2) control conespecífico, 3) depredador antes del simulacro de ataque (Pre-gavilán, Pre-gato) y 4) depredador después del simulacro de ataque (Post-gavilán, Post-gato). Se utilizó a la etapa post-entrenamiento como nivel de referencia para todos los modelos. Para Locomoción y Vocalización se utilizó como variable respuesta al cambio de comportamiento en presencia del estímulo respecto a cuando éste estaba ausente, buscando dar cuenta de potenciales variaciones en los niveles de actividad entre los días de grabación. El cambio de comportamiento se midió como la diferencia entre el promedio de la variable para cada uno de los intervalos de 10 segundos posteriores a la presentación del estímulo respecto al valor promedio de la variable en ausencia del estímulo (Fig. 3.1) (Griffin et al. 2001). Se trabajó con los primeros 60 segundos de las grabaciones, para compensar diferencias en la duración de las fases en cada etapa. En el caso de la variable Vigilancia, la cual por definición solamente puede medirse en presencia del estímulo, se utilizó directamente el porcentaje de tiempo dentro de cada intervalo dedicado a dicha acción. Los modelos incluyeron “Individuo” anidado dentro “Intervalo” como efecto aleatorio buscando dar cuenta de la falta de independencia entre observaciones registradas dentro del mismo intervalo para cada guacamayo. El modelo para la variable Vocalización solamente incluyó Intervalo como efecto aleatorio, ya que no se pudo identificar en las grabaciones qué individuo particular emitía cada vocalización. Ambos modelos incluyeron una estructura de correlación de simetría compuesta para dar cuenta de la correlación temporal entre intervalos consecutivos (Zuur et al. 2009).

Para determinar la existencia de diferencias en las respuestas a la presencia de estímulos en las distintas etapas, se evaluó la superposición de los intervalos de confianza de 95% (IC_{95%}) para cada variable generados a partir de los modelos mixtos utilizando la función *predict* del paquete ‘stats’ (R Core Team 2020). Se reportan en el texto las predicciones de cada modelo e intervalos de confianza de 95% asociados y en la tabla 3.2 los estimadores para cada modelo junto con sus errores estándar.

Resultados

Vigilancia

En presencia del control no-biológico, los guacamayos pasaron un pequeño porcentaje de tiempo en estado de vigilancia (8.2%, $IC_{95\%} = 0 - 16.7\%$, Tabla 3.2, Fig. 3.4A). En presencia del control conespecífico el tiempo de vigilancia aumentó significativamente, invirtiendo cada guacamayo en promedio 40.6% del tiempo en observar al estímulo presentado ($IC_{95\%} = 31.2 - 50.1\%$).

Como reacción inicial a la presencia del gavián, cada guacamayo dedicó en promedio 33.2% del tiempo a la vigilancia ($IC_{95\%} = 24.7 - 41.7\%$). Este valor no fue distinto al comportamiento exhibido hacia el control conespecífico. Después de presenciarse el simulacro de depredación, los guacamayos dedicaron en promedio 61.3% del tiempo a observar al gavián ($IC_{95\%} = 52.7 - 69.8\%$). Como reacción inicial a la presencia del gato, cada guacamayo dedicó en promedio 63.8% del tiempo a la vigilancia ($IC_{95\%} = 54.3 - 73.2\%$). Este valor fue mayor a la respuesta observada en presencia del control conespecífico. Después de presenciarse el simulacro de depredación, los guacamayos dedicaron en promedio 43.6% del tiempo a observar al gato ($IC_{95\%} = 34.2 - 53.1\%$).

Tabla 3.2. Resultados de los modelos mixtos para las distintas combinaciones de depredador y variables respuesta. En todos los casos se utilizó a la etapa Post-entrenamiento como nivel de referencia (intercepto). Se presentan los estimadores (β) para cada modelo, junto con sus Errores Estándar (**EE**) y p valores asociados, así como los valores esperados (**Predicción**) en función de los mismos (entre paréntesis se indican los intervalos de confianza de 95% para estos)

	Depredador	Nivel	β	EE	p	Predicción
Vigilancia	Gavilán	<i>Post - entrenamiento</i>	61.30	4.35	0.00	61.3 (52.7 - 69.8)
		C. no-biológico	-53.10	5.38	0.00	8.2 (0 - 16.7)
		C. conoespecífico	-20.60	5.38	0.00	40.6 (32.1 - 49.2)
	<i>Pre - entrenamiento</i>	-28.10	5.38	0.00	33.2 (24.7 - 41.7)	
	Gato	<i>Post - entrenamiento</i>	43.60	4.82	0.00	43.6 (34.2 - 53.1)
		C. no-biológico	-35.50	5.79	0.00	8.2 (0 - 17.6)
C. conoespecífico		-3.01	5.79	0.60	40.6 (31.2 - 50.1)	
<i>Pre - entrenamiento</i>	20.10	5.79	0.00	63.8 (54.3 - 73.2)		
Locomoción	Gavilán	<i>Post - entrenamiento</i>	0.13	0.45	0.77	0.13 (-0.75 - 1.01)
		C. no-biológico	1.45	0.66	0.03	1.58 (0.71 - 2.46)
		C. conoespecífico	-0.13	0.66	0.84	0 (-0.88 - 0.88)
	<i>Pre - entrenamiento</i>	0.56	0.66	0.40	0.69 (-0.19 - 1.57)	
	Gato	<i>Post - entrenamiento</i>	0.54	0.40	0.18	0.54 (-0.24 - 1.31)
		C. no-biológico	1.05	0.57	0.07	1.58 (0.81 - 2.36)
C. conoespecífico		-0.54	0.57	0.35	0 (-0.78 - 0.77)	
<i>Pre - entrenamiento</i>	-0.50	0.57	0.38	0.04 (-0.74 - 0.81)		
Vocalización	Gavilán	<i>Post - entrenamiento</i>	-0.13	0.07	0.10	-0.13 (-0.27 - 0.02)
		C. no-biológico	0.19	0.09	0.04	0.07 (-0.07 - 0.21)
		C. conoespecífico	0.24	0.09	0.01	0.12 (-0.02 - 0.26)
	<i>Pre - entrenamiento</i>	-0.04	0.09	0.64	-0.17 (-0.31 - -0.03)	
	Gato	<i>Post - entrenamiento</i>	-0.12	0.07	0.14	-0.12 (-0.26 - 0.03)
		C. no-biológico	0.18	0.09	0.07	0.07 (-0.08 - 0.21)
C. conoespecífico		0.23	0.09	0.02	0.12 (-0.03 - 0.26)	
<i>Pre - entrenamiento</i>	0.25	0.09	0.02	0.13 (-0.01 - 0.28)		

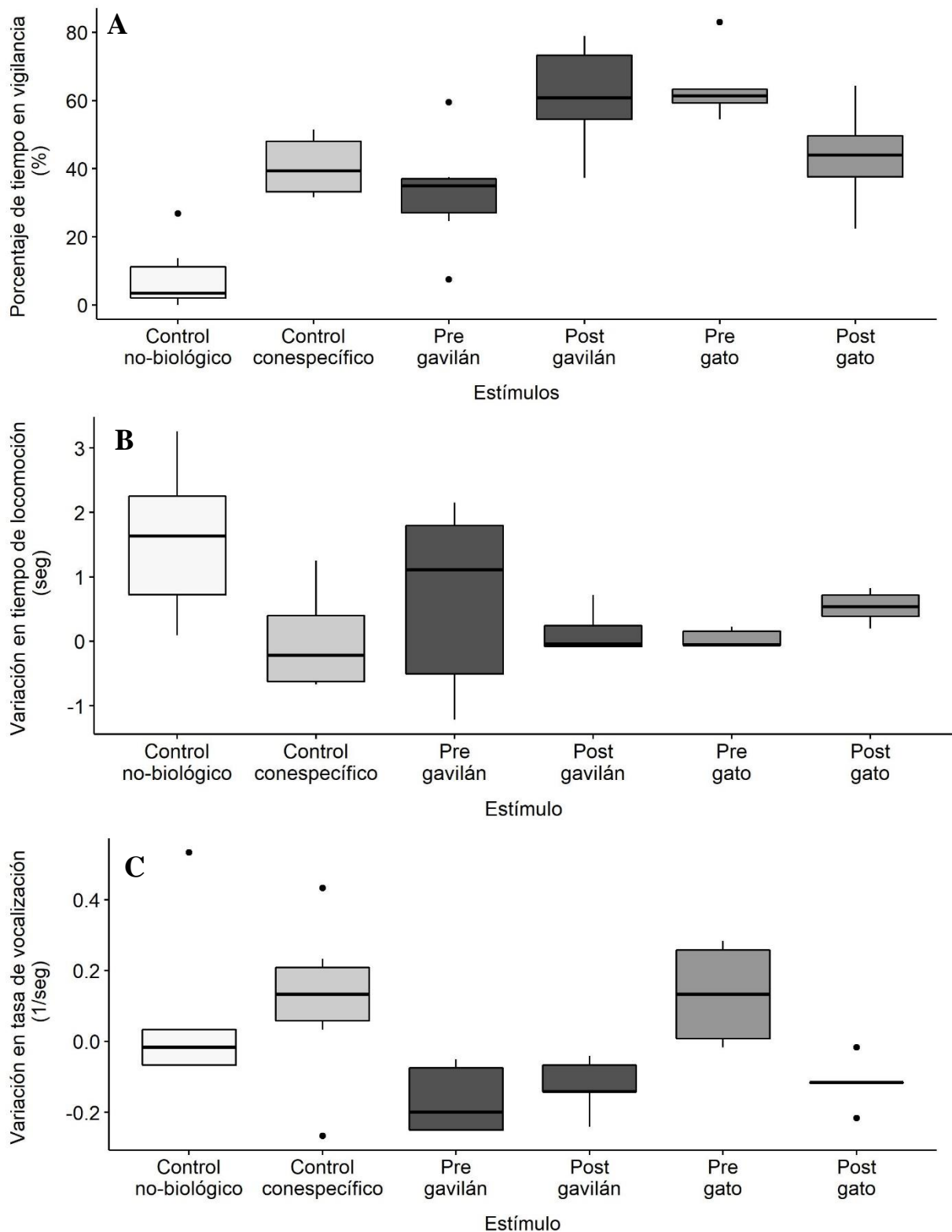


Figura 3.4. Reacción promedio frente a la presencia de estímulos control y depredadores. **A)** Vigilancia: porcentaje del tiempo observando activamente al depredador; **B)** Locomoción: diferencia en el porcentaje de tiempo movilizándose en la jaula en presencia y ausencia de estímulos; **C)** Vocalización: diferencia en la tasa de emisión de vocalizaciones en presencia y ausencia de estímulos. Las líneas centrales representan el valor de la mediana en cada etapa.

Locomoción

El cambio promedio en el tiempo dedicado al desplazamiento no fue significativamente distinto para los diferentes estímulos (Tabla 3.2). Sin embargo, la exploración visual de los datos (Fig. 3.4B) sugiere una tendencia a responder de forma distinta ante la presencia de estímulos biológicos, siendo las medianas del cambio en la locomoción menores para éstos que para el estímulo no biológico.

Se observaron diferencias en la proporción del total de tiempo de locomoción registrado dedicado a la inspección activa de los depredadores (Fig. 3.5), pero el nivel de significancia de estas no pudo ser evaluado estadísticamente debido al bajo número de individuos desplazándose en algunas de las fases. Antes del simulacro de depredación, el 33% del tiempo de locomoción registrado correspondió a movimientos dirigidos a inspeccionar al gavián (n = 6 individuos moviéndose). Este valor aumentó luego de presenciar el ataque, con 67 % del tiempo de locomoción dedicado a la inspección (n = 3 individuos moviéndose). En el caso del gato, no se observaron instancias de inspección antes de la sesión de entrenamiento (n = 1 individuo moviéndose), mientras que después del entrenamiento el 40% del tiempo de locomoción registrado estuvo relacionado con comportamiento de inspección (n = 5 individuos moviéndose). No se observaron movimientos de escape frente a ninguno de los depredadores.

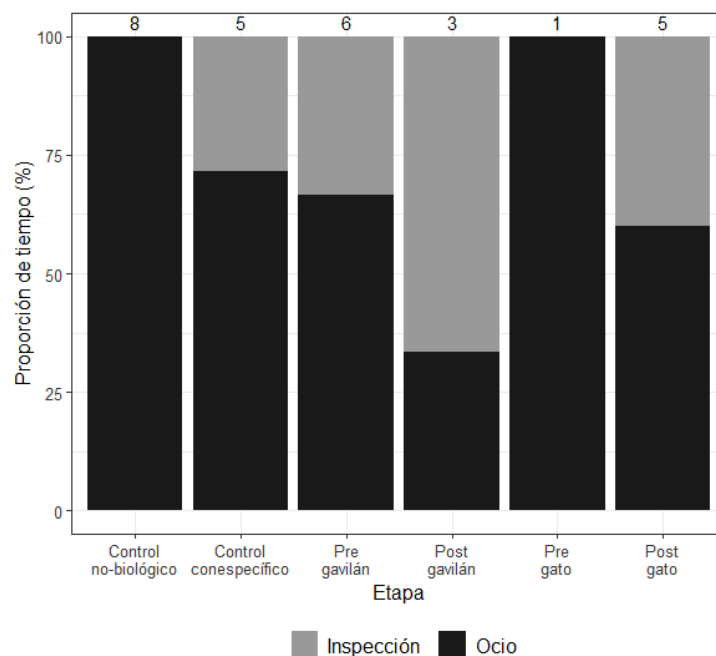


Figura 3.5. Proporción del total de tiempo en el cual se observó locomoción efectiva dedicada a movimientos de inspección y a movimientos de ocio. El número sobre las barras indica la cantidad de individuos que se movieron durante el transcurso de cada etapa.

Vocalización

El cambio promedio en la tasa de vocalización fue similar en los distintos estímulos. Una evaluación visual (Fig. 3.4C) sugiere una tendencia a aumentar la tasa de vocalización en presencia de un conespecífico y a disminuirla en presencia de depredadores (en ambas etapas frente al gavián y solamente post-entrenamiento frente al gato). En la etapa Post-entrenamiento, la presencia del gavián desencadenó dos vocalizaciones de alarma, emitidas por un único individuo al aparecer el depredador en escena. Este tipo de vocalización no se observó ante la presencia de ningún otro estímulo.

Discusión

En este estudio se encontró evidencia de que presenciar un simulacro de depredación puede llevar a modificaciones en el comportamiento del Guacamayo Rojo (Fig. 3.6). El cambio más notable se observó en la vigilancia hacia los depredadores. Durante la presentación inicial del gavián, el comportamiento de vigilancia fue similar al observado frente al guacamayo embalsamado, un vertebrado no amenazador. La respuesta en ambos casos fue significativamente mayor a la desencadenada por un estímulo no-biológico, indicando que la reacción no fue simplemente una respuesta a la presencia de un objeto novedoso. Después de presenciar el ataque simulado, los guacamayos duplicaron el tiempo dedicado a observar de forma activa al ave rapaz. Se observó el patrón opuesto cuando se trabajó con el gato. Los guacamayos mostraron un nivel inicial de vigilancia elevado, significativamente mayor que el observado frente al control conespecífico. Después del simulacro de depredación, sin embargo, el nivel de vigilancia decreció a valores similares a los generados por estímulos no amenazadores.

Los cambios promedio en la locomoción y en las vocalizaciones fueron similares antes y después del simulacro de depredación. Aunque se registró una tendencia general a exhibir menor movilidad en presencia de los depredadores en comparación con el control no-biológico, pero los valores se mantuvieron dentro de lo esperado para el control conespecífico. A pesar de la ausencia de diferencias significativas en los cambios promedio en la locomoción, se observó un aparente cambio en la motivación detrás de dichos movimientos. Antes de presenciar el ataque, la mayor parte del movimiento en presencia de los depredadores estuvo relacionado con comportamientos ociosos, tales como masticar corteza o interactuar socialmente con otros guacamayos. Luego del ataque, se observó un aumento en la proporción del tiempo de locomoción dedicado a inspeccionar al depredador. Con respecto a las vocalizaciones, después del simulacro los guacamayos mostraron una tendencia a vocalizar menos en presencia de ambos depredadores, aunque estos cambios no fueron significativos. En el caso del gavián, esta

disminución fue notoria tanto antes como después del ataque simulado. En el caso del gato, se observaron patrones distintos antes (aumento de vocalizaciones) y después (disminución de vocalizaciones) del entrenamiento (Fig. 3.6).

Estímulo Variable	Control No-bio.	Control Conesp.	Gavilán		Gato	
			Pre	Post	Pre	Post
Vigilancia ↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
Locomoción ↓	↑	↓	↑	↑	↑	↑
Vocalización ↓	↑	↑	↓	↓	↑	↓

Figura 3.6. Resumen de tendencias observadas. Las flechas de color gris claro representan las respuestas que se esperan observar en presencia de una amenaza. Las flechas de color gris oscuro, las respuestas observadas. El ancho de las flechas representa la intensidad relativa de las respuestas, basada en el promedio observado. Solamente los cambios en Vigilancia fueron estadísticamente significativos luego del entrenamiento anti-depredador.

En resumen, el entrenamiento anti-depredador aumentó los niveles de alerta hacia el ave rapaz, evidenciado por un aumento significativo de la vigilancia y de la emisión de sonido de alarma, así como una tendencia a reducir el tiempo de locomoción, cambiando los movimientos ociosos a movimientos de inspección. En el caso del gato, sin embargo, los patrones de comportamiento observados después del simulacro de depredación fueron inconsistentes. Por un lado, los guacamayos exhibieron algunas señales que indicarían un estado de alerta mayor, tal como una tendencia a la reducción de la tasa de vocalización y la tendencia a inspeccionar al depredador. Sin embargo, también se observó una disminución significativa de los niveles de vigilancia y una tendencia a aumentar la tasa de locomoción con respecto a la etapa previa al entrenamiento. Estos resultados contraintuitivos podrían estar relacionados con un patrón de respuesta diferente para depredadores terrestres y aéreos o con una falla en el diseño experimental. Durante el simulacro de depredación, el gato comió el alimento ubicado junto al guacamayo embalsamado manteniéndose en una posición estática, mientras que el ataque del gavilán involucró una gran cantidad de movimiento y aleteo intenso. Estas discrepancias pueden haber hecho parecer más amenazador al gavilán que al gato, desencadenando las diferencias en las respuestas registradas aquí. Otra potencial explicación para el patrón observado es que el grupo de guacamayos con el que se trabajó provino de instalaciones frecuentadas por

gatos domésticos, los cuales recorrían regularmente el área alrededor de los aviarios. Esto puede haber llevado a la habituación, con los guacamayos acostumbrándose a ver a los gatos como animales no amenazadores (Shalter 1984). Así, un único evento de entrenamiento puede no haber sido suficiente para generar cambios en esta percepción. Otra posible explicación sería que la intensidad del refuerzo negativo (*i.e.*, observar a un conoespecífico siendo atacado) fue demasiado débil para generar una respuesta adecuada (Hume 1995; Campbell & Snowdon 2009). Aunque la observación de eventos indirectos de depredación puede generar cambios comportamentales en los observadores (Conover & Perito 1981; White et al. 2005a), existe evidencia que indica que la vivencia directa de estímulos negativos por parte de los individuos en entrenamiento es una herramienta más efectiva en la generación de respuestas aversivas (McLean et al. 1999; Zaccaroni et al. 2007; Paulino et al. 2018). Este tipo de entrenamiento aversivo debería ser explorado a en futuros programas de entrenamiento dentro del proyecto.

Los experimentos se realizaron simultáneamente con todos los guacamayos, lo cual trae algunas dificultades a la hora de interpretar los resultados. Por un lado, dado que se ha observado en algunos psitácidos que el tiempo dedicado a la vigilancia disminuye a medida que aumenta el tamaño de la bandada (Westcott & Cockburn 1988), existe la posibilidad de que las respuestas registradas hayan sido más débiles de lo que hubiéramos visto si cada guacamayo hubiera experimentado el ataque simulado de forma individual. Por otro lado, no podemos asegurar que los patrones de comportamiento observados dentro del grupo sean independientes y por lo tanto no podemos tener seguridad de que los guacamayos hayan respondido a la presencia del depredador en si o al comportamiento observado en otros individuos (Shier & Owings 2007). A pesar de estas dificultades en la interpretación de la magnitud del efecto del entrenamiento sobre los individuos, podemos considerar la experiencia como exitosa a nivel del grupo de liberación, ya que un mayor nivel de vigilancia por parte de al menos algunos de los miembros del grupo puede tener beneficios para toda la bandada (Pulliam et al. 1982).

Implicancias para la supervivencia

En este trabajo no se realizaron medidas directas del efecto de entrenamiento sobre la tasa de supervivencia de los individuos liberados, ya que obtener dichos datos requeriría realizar un experimento que incluya la liberación de un grupo control de guacamayos no entrenados, algo no factible tanto por cuestiones éticas como prácticas (Greggor et al. 2019). Sin embargo, podemos esperar que los cambios comportamentales observados tengan un efecto positivo en la supervivencia individual y grupal (Heezik et al. 1999; Shier & Owings 2006; Alonso et al. 2011;

Gaudioso et al. 2011). Por ejemplo, el aumento de la vigilancia en presencia del depredador (vigilancia reactiva *sensu* Beauchamp 2017) puede permitir a un individuo evaluar mejor el nivel de amenaza presentado por un depredador y elegir un curso de acción apropiado. Se ha observado que, en un grupo de animales, aquellos individuos con altos niveles de vigilancia son menos propensos a ser depredados, sea por volverse menos atractivos hacia los depredadores o por escapar más rápido una vez que comienza el ataque (FitzGibbon 1989). El incremento en la tasa de inspección del depredador por parte de los guacamayos fue otro indicador de un estado de alerta mayor después del entrenamiento. Esta estrategia defensiva ha sido descrita para varios taxones e involucra acercarse de forma activa al depredador para evaluar el nivel de riesgo que representa, así como monitorear su comportamiento (Dugatkin & Godin 1992). Se espera que la inspección reduzca el riesgo de depredación al señalar al depredador que ha sido detectado, lo cual se ha observado puede disminuir su motivación para atacar (FitzGibbon 1994). Una última consecuencia del entrenamiento anti-depredador fue la emisión de llamados de alerta. Este tipo de vocalizaciones representa una forma de avisar a individuos conespecíficos sobre la presencia (Beauchamp 2015b), tipo, (Evans et al. 1993; Zuberbühler et al. 1999), distancia (Manser et al. 2002) y nivel de peligro (Griesser 2008) de una amenaza cercana. Al alertar a individuos no-vigilantes sobre la presencia de un depredador, los llamados de alarma contribuyen a aumentar la supervivencia general de todo el grupo (Williams et al. 2003).

En conclusión, podemos considerar que el entrenamiento anti-depredador tendrá un efecto positivo sobre la probabilidad de supervivencia del Guacamayo Rojo, habiendo conseguido inducir desconfianza hacia al menos una amenaza previamente no reconocida como tal.

CAPÍTULO 4: Entrenamiento de vuelo

Introducción

En el contexto de un proyecto de reintroducción, la liberación de aves con habilidades de vuelo reducidas puede tener consecuencias negativas sobre sus probabilidades de supervivencia, al menos en el corto plazo, afectando sus capacidades de búsqueda de alimento y refugio, así como su capacidad para escapar de depredadores (Snyder et al. 1994; Lindberg & Sjöberg 2009). Se espera que factores tales como la velocidad de despegue, maniobrabilidad en vuelo y el tiempo necesario para alcanzar cobertura de protección (*e.g.*: dosel boscoso) afecten el riesgo de depredación de un ave (Veasey et al. 1998; Lind et al. 2010). Así, surge la necesidad de asegurar un buen desempeño de vuelo de aquellos individuos que estén destinados a ser liberados.

En condiciones de cautiverio las capacidades de vuelo de las aves se ven afectadas. Los individuos nacidos en condiciones de encierro pueden nunca aprender a volar, sea por vivir dentro de jaulas de pequeño tamaño o por carecer de motivación para hacerlo, al poder acceder caminando a todos los recursos que necesitan (Pedroso 2013). Por otro lado, las aves que han desarrollado la capacidad de volar previo al encierro pueden sufrir una disminución en su desempeño debido a la falta de ejercicio dentro de los aviarios (Greene et al. 2004). Los cambios en la musculatura pectoral producto de variaciones en el nivel de actividad ocurren muy rápidamente. Por ejemplo, Chaplin et al. 1997 reporta cambios nocivos en el metabolismo de la musculatura pectoral de palomas después de un período de tres semanas de inactividad. Por otra parte, Mikula (2010) plantea que luego de 14 días en un espacio confinado, un ave rapaz perderá sus capacidades de vuelo en una medida tal que va a tener dificultad para cazar y valerse por su cuenta una vez sea devuelta a la naturaleza.

Existen métodos activos y pasivos para desarrollar las capacidades de vuelo en aves cautivas destinadas a ser liberadas. Se consideran métodos activos a los programas de entrenamiento que promueven el vuelo intensivo de forma regular y controlada. Para esto se utilizan estímulos positivos (*e.g.*, grabaciones de llamadas de conoespecíficos, Oliveira et al. 2014) o negativos (*e.g.*, persecución con una red de captura, Collazo et al. 2003; Pedroso 2013) para incitar un vuelo repetitivo a lo largo de la jaula. En otros casos los individuos vuelan al aire libre sujetos a una cuerda unida a tobilleras de cuero (Holz et al. 2006; Redig et al. 2007; Mikula 2010) o arneses (Pollard-Wright et al. 2010). El desarrollo de programas de entrenamiento de vuelo es una práctica común en centros de rescate y rehabilitación de animales, particularmente cuando se trabaja con aves rapaces para las cuales el vuelo eficiente es vital para cazar (Greene et al. 2004; Holz et al. 2006; Lind et al. 2010; Mikula 2010). La cantidad de entrenamiento

necesario antes de una liberación diferirá de acuerdo al tipo de movimientos que se espera una especie de ave necesite realizar en estado silvestre. Los migradores de larga distancia representan el caso más extremo, al necesitar no solo desarrollar resistencia de vuelo sino también aprender la ruta de navegación entre sus áreas invernales y sitios de reproducción estivales. Así, para especies como la grulla trompetera (*Grus americana*), la grulla canadiense (*Antigone canadensis*) y el ibis eremita (*Geronticus eremita*), el entrenamiento de vuelo involucra el uso de aviones ultraligeros que guían a las aves hasta sus sitios de invernada (Duff et al. 2001; Urbanek et al. 2005; Bairlein et al. 2015). Los métodos pasivos se basan en proveer aviarios de gran tamaño donde las aves puedan ejercitar el vuelo (Sanz & Grajal 1998; Plair et al. 2013; Lopes et al. 2017). Para promover esto se utilizan plataformas de alimentación aisladas que obligan a los individuos a volar para acceder al alimento (Snyder et al. 1994; Estrada 2014). Métodos pasivos son implementados más comúnmente en proyectos de reintroducción de psitácidos en los cuales se espera que los individuos liberados se establezcan cerca del sitio de liberación, y asumiendo que los individuos completarán, en caso de que sea necesario, el desarrollo de sus capacidades de vuelo mediante la práctica en el exterior (Snyder et al. 1994). Los métodos pasivos han sido efectivos con aves liberadas en áreas de bosque continuo (Sanz & Grajal 1998; Plair et al. 2013; Estrada 2014; Lopes et al. 2017), donde el ambiente permite a los individuos aumentar gradualmente sus distancias de vuelo.

Las aves liberadas en paisajes discontinuos, donde el bosque se encuentra distribuido en parches dispersos, deben ser capaces de volar grandes distancias desde el momento en que dejan el aviario de liberación. Esta es la situación del Guacamayos Rojo en Iberá, donde las primeras experiencias de liberación pusieron de manifiesto la necesidad de contar con individuos con buenas habilidades de vuelo (Volpe et al. 2017, Apéndice 1). En 2016 Rewilding Argentina inició un programa de entrenamiento de vuelo activo (Zamboni et al. 2017). Este tipo de entrenamiento es poco común en los proyectos de reintroducción de psitácidos, donde predominan métodos pasivos de desarrollo de habilidades de vuelo. Solamente seis proyectos a la fecha han desarrollado programas de entrenamiento de vuelo activo (Tabla .1.2), cinco de ellos promoviendo el vuelo a través del aviario de pre-suelta utilizando estímulos negativos (Collazo et al. 2003; White et al. 2005a; Kurt Lo et al. 2010; Pedroso 2013; Pacífico *pers.com.*) y uno de ellos utilizando estímulos positivos (Oliveira et al. 2014). De estos seis proyectos, solamente dos han reportado el desarrollo de una evaluación sistemática de las mejoras a lo largo del tiempo (Collazo et al. 2003; Pedroso 2013). El desarrollo de dichas mediciones es importante para evaluar de forma objetiva cuándo un individuo está en condiciones de ser liberado.

Hasta el momento la medición de capacidades de vuelo en el contexto de proyectos de liberación de aves se ha basado casi exclusivamente en una de tres técnicas invasivas, las cuales requieren la captura y manipulación repetida de las aves. La primera involucra el chequeo de los niveles de lactato en la sangre luego del ejercicio (Chaplin et al. 1997; Greene et al. 2004; Holz et al. 2006; Pollard-Wright et al. 2010), los cuales se espera que sean menores en aves en buena condición física que en aquellas que no han pasado por un entrenamiento. La segunda consiste en estimar los “keel scores” (“puntaje de quilla”) de los individuos, una medida del desarrollo de la musculatura pectoral determinada a partir de la palpación de las aves por parte de observadores entrenados. Se espera que el puntaje aumente luego del entrenamiento (Collazo et al. 2003; Scott 2016). El tercer método involucra comparar el desempeño de vuelo de escape a través de la liberación de individuos desde una caja de contención y midiendo el tiempo requerido para alcanzar cierta altura, bajo la expectativa de que éste se reduzca a medida que el entrenamiento progresa (Larcombe et al. 2010). Una cuarta técnica, no invasiva, fue implementada por el Proyecto de reintroducción de *Amazona vinacea* (Pedroso 2013). Esta consistió en asignar a cada individuo un puntaje de vuelo durante las distintas etapas del programa de entrenamiento, basado en una evaluación visual del mismo. Aunque este método no requiere manipulación activa, presenta la desventaja de depender de las impresiones subjetivas del observador para determinar los puntajes.

Para evitar el estrés y la subjetividad asociados a estas técnicas, en este capítulo se propone el uso de grabaciones de video para evaluar los cambios la eficiencia de vuelo de los guacamayos entrenados (Williams & Swaddle 2003; Tobalske et al. 2003; Askew & Ellerby 2007). A medida que avanza el entrenamiento y se desarrollan los músculos pectorales (Collazo et al. 2003) se espera ver mejoras en el rendimiento de vuelo, reflejándose en una disminución en la cantidad de aleteos necesarios para moverse a través del túnel de vuelo y en un aumento en la velocidad de vuelo. Cuanto más fuertes son los músculos pectorales, más energía pueden producir y mayor es el rango de velocidades a las que un ave puede volar (Norberg 1990). La teoría del vuelo de las aves establece que estas deberían tender a volar a una velocidad óptima, la cual maximice la relación entre la energía invertida y la distancia recorrida (Hedenström & Ålerstam 1995). La magnitud de esta velocidad no es fija, sino que puede variar según el contexto ecológico y la actividad que esté realizando el ave (Hedenström & Ålerstam 1995; Heerenbrink et al. 2015). Así, esperamos observar una tendencia por parte de los guacamayos a volar a una velocidad óptima, la cual estaría maximizando la eficiencia de vuelo dentro de los confines del túnel de vuelo.

En este capítulo se implementa un método no-invasivo y objetivo para medir cambios en la eficiencia de vuelo, buscando a) evaluar si el programa de entrenamiento de vuelo activo utilizado en la reintroducción del Guacamayo Rojo en Iberá mejora la capacidad de vuelo de los guacamayos provenientes de cautiverio; y b) determinar el número mínimo de días de entrenamiento necesario para liberar a los guacamayos. Asumiendo que las habilidades de vuelo son sub-óptimas en todos los individuos provenientes de cautiverio, se espera observar que: a) volar frecuentemente aumente el desarrollo de los músculos pectorales (Collazo et al. 2003), y esto resulte en dos mejoras en el desempeño de vuelo: menor número de aleteos para recorrer una distancia dada y mayor velocidad; y b) el patrón de mejora en el vuelo seguirá una curva asintótica, con un marcado cambio inicial, seguido por cambios graduales y estabilizándose en una asíntota alrededor de un valor óptimo. Identificar este valor óptimo será de gran utilidad, ya que comprendería una herramienta objetiva para realizar una evaluación inicial del estado de cada individuo que ingrese al proyecto y planear la cantidad de entrenamiento requerido antes de su liberación.

Métodos

Entre el 2016 y el 2018 se entrenó a los guacamayos para volar entre dos comederos ubicados a una distancia de 19.2 m entre sí, dentro de un túnel de vuelo de 25 x 4 x 4 m adyacente al aviario de pre-suelta (Fig. 4.1).

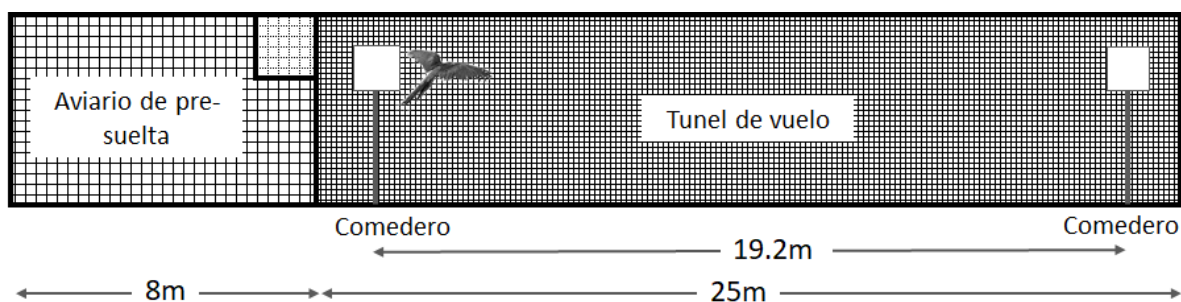


Figura 4.1. Diseño de las instalaciones utilizadas para el entrenamiento de vuelo consistentes en dos comederos ubicados en extremos opuestos de un túnel de vuelo, estructura de red delimitando un espacio cerrado dentro del cual los guacamayos pueden desplazarse motivados por la presencia de alimento.

El protocolo de entrenamiento estuvo diseñado por el Lic. Fabián Gabelli para Rewilding Argentina y consistió en enseñar a los individuos a asociar estímulos auditivos (pitido electrónico) y visuales (luz verde) a la presencia de alimento en los comederos (semillas de girasol y maní). Se activó de forma alternativa un comedero en cada extremo del túnel,

motivando el desplazamiento de los guacamayos entre ellos (Fig. 4.2). Se buscó que todos los individuos realicen al menos 38 vuelos por día (equivalente a una distancia total de 726.6 m). Sin embargo, por razones inherentes a trabajar con animales fuera de condiciones de laboratorio, hubo días en los cuales esto no fue posible, realizándose una cantidad menor de vuelos. El entrenamiento se llevó a cabo entre el amanecer y el mediodía, en condiciones de ayuno para garantizar que los individuos estuvieran motivados para volar en busca de alimento.

Para evaluar el desempeño de vuelo se filmaron las sesiones de entrenamiento, ubicando la cámara en uno de los extremos del túnel de vuelo de forma que se pudiera observar en su totalidad el recorrido realizado entre los comederos. Los videos se analizaron a velocidad 0.33x utilizando el reproductor de videos VLC. En cada oportunidad, se contabilizó el número de aleteos que cada individuo utilizó para desplazarse entre comederos. El comienzo de un ciclo de aleteo se definió como el momento en el cual la punta del ala se eleva al máximo, antes de comenzar la carrera descendente del aleteo (Pennycuick 1990). A su vez, se utilizaron los videos para estimar el tiempo transcurrido entre el despegue desde un comedero al aterrizaje en el comedero opuesto. A partir de estos datos se generaron dos variables para caracterizar el vuelo: la tasa de aleteo y la velocidad. La tasa de aleteo se definió como el número de aleteos necesarios para avanzar un metro (aleteos/metro) y se obtuvo al dividir el número de aleteos observados sobre la distancia entre los comederos (19.2 m). Para estimar la velocidad (m/s) se dividió la distancia entre comederos sobre el tiempo de vuelo entre comederos.

Se trabajó con dos grupos de guacamayos. Para el primer grupo ($n = 4$), las filmaciones se realizaron al principio y al final del programa de entrenamiento (junio y diciembre 2016). En el segundo grupo ($n = 6$ guacamayos), se realizaron filmaciones cada dos semanas durante la temporada 2017-2018, buscando obtener información más detallada sobre los cambios en el desempeño de vuelo a lo largo del tiempo.



Figura 4.2. Guacamayo volando entre comederos durante el entrenamiento de vuelo.

Análisis

Se evaluó la existencia de cambios en el desempeño tanto grupal como individual al inicio y al final del período de entrenamiento utilizando test de t a una cola para comparar diferencias en las medias de la tasa de aleteo y de la velocidad de vuelo. Para este análisis se utilizaron los datos de ambos grupos de guacamayos ($n = 10$).

Para modelar los cambios en la tasa de aleteo en función del número de días de entrenamiento, se utilizó una regresión log-log para verificar que el patrón de mejora en el vuelo siga una curva exponencial negativa:

$$\log(\text{Aleteos}) \sim \log(\text{Días}) * \text{Individuo}$$

donde Aleteos es la tasa de aleteo observada en una filmación, Días es el número de días de entrenamiento transcurridos desde el inicio del entrenamiento, e Individuo, la identidad de cada guacamayo.

Para modelar los cambios en la velocidad en función del número de días de entrenamiento, se utilizó un modelo lineal con el logaritmo de la variable Días, del tipo:

$$\text{Velocidad} \sim \log(\text{Días}) * \text{Individuo}$$

Buscando evaluar diferencias individuales en la respuesta al entrenamiento se compararon, tanto para la tasa de aleteo como la velocidad, modelos con y sin un término de interacción entre la cantidad de días de entrenamiento y el individuo. La selección del modelo óptimo se realizó utilizando el criterio de información Akaike (AIC) corregido para muestras pequeñas AICc (Burnham & Anderson 2002). Los modelos con una diferencia de AICc menor a dos ($\Delta\text{AICc} < 2$) fueron considerados los modelos más parsimoniosos. Para el modelado de ambas variables se aplicó una transformación logarítmica, buscando ajustar los datos a una distribución normal. Para este análisis se utilizaron los datos correspondientes a los guacamayos de la temporada 2017-2018 ($n = 6$ guacamayos, 909 filmaciones). Los días de entrenamiento no fueron siempre consecutivos, sino que en ocasiones transcurrían días sin ejercicio entre ellos. Así, el período de tiempo neto transcurrido desde el inicio del entrenamiento es mayor al representado por el número de días de entrenamiento. Se asume de esta forma que la capacidad de vuelo no varía durante los días de no-entrenamiento. Se reporta para cada modelo el estimador \pm error estándar. Todos los análisis se realizaron utilizando el software R (R Core Team 2020).

Para determinar el número mínimo de días de entrenamiento de vuelo requeridos se evaluaron visualmente las curvas predictivas de los modelos, e identificó el momento a partir del cual el cambio en la mejora era menos pronunciado.

Resultados

A nivel grupal, la tasa de aleteo promedio disminuyó, desde 1.12 ± 0.01 aleteos/m (rango = 1.01 – 1.34 aleteos/m) antes del entrenamiento a 1.05 ± 0.01 aleteos/m (rango = 0.90 – 1.2 aleteos/m; $p < 0.05$) después del entrenamiento. A nivel individual, la disminución de la tasa de aleteo promedio fue significativa en 9 de los 10 guacamayos (Fig. 4.3A).

La velocidad de vuelo promedio del grupo aumentó desde 5.09 ± 0.05 m/s (rango = 4.36 – 5.59 m/s) antes del entrenamiento a 5.26 ± 0.03 m/s (rango = 4.90 – 5.68 m/s, $p < 0.05$) después del entrenamiento. A nivel individual, la disminución en la velocidad de vuelo promedio fue significativa en 5 guacamayos (Fig. 4.3B).

La variación en el desempeño de vuelo siguió el patrón esperado para cada variable, mostrando una mejora más pronunciada en los primeros días de entrenamiento (Fig. 4.4). Sin embargo, no se alcanzaron valores asintóticos. La tasa de aleteo al final del entrenamiento fue marcadamente distinta entre individuos, y no sería posible determinar un único valor óptimo para esta variable. La velocidad al final del entrenamiento, en cambio, mostró valores muy similares de entre 5.6 y 5.7 m/s para cuatro de seis individuos lo cual indicaría la potencial existencia de un valor óptimo para esta variable.

El mejor modelo para ambas variables fue aquel que incluyó la interacción entre individuo y días de entrenamiento (Tabla 4.1), resaltando la existencia de diferencias individuales en la respuesta al ejercicio (Tabla 4.2). Así, para algunos individuos (*e.g.*: NAI, Fig. 4.4) la pendiente inicial de la curva de cambio fue muy pronunciada, indicando un fuerte efecto de cada día de entrenamiento sobre el vuelo, mientras que para otros (*e.g.*: COR) esta curva fue muy suave.

En todos los casos, una evaluación visual de las curvas predictivas muestra que los cambios más importantes ocurren en los primeros 30 días de entrenamiento (Fig. 4.4).

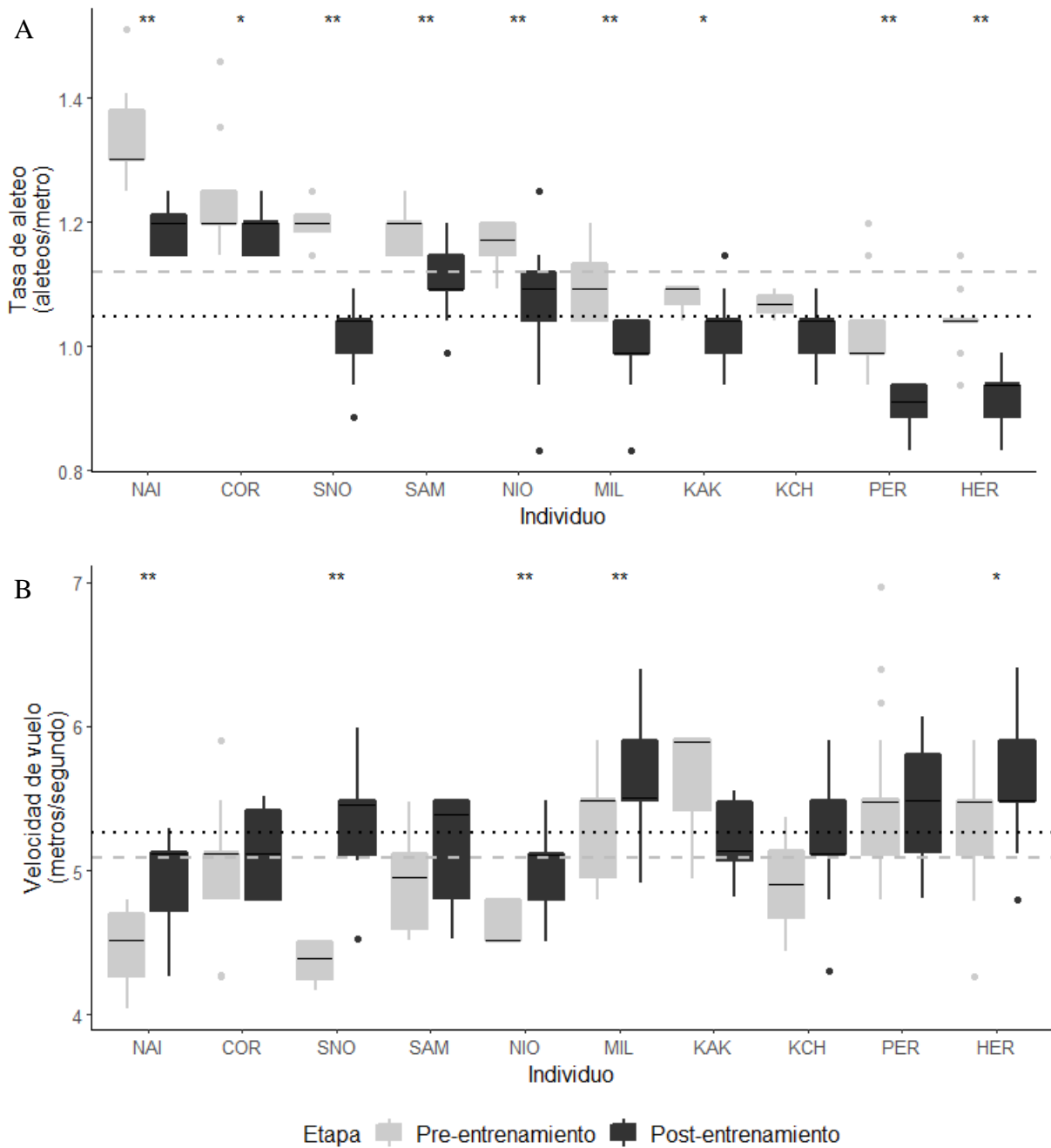


Figura 4.3. Tasa de aleteo (A) y velocidad de vuelo (B) antes y después del período de entrenamiento para diez individuos de Guacamayo Rojo. Las líneas horizontales representan el promedio grupal para cada etapa. ** $\alpha < 0.01$, * $\alpha < 0.05$ representan niveles de significancia entre medias.

Tabla 4.1. Resultados de la selección de modelos para estimar cambios en el desempeño de vuelo de individuos de Guacamayo Rojo en el Iberá. Los modelos están en orden creciente de acuerdo a los valores de ΔAICc . **K**: cantidad de parámetros del modelo; ΔAICc : diferencia entre el valor de AICc para el modelo elegido (cursiva) y el modelo con el menor valor de AICc ; **W**: peso del modelo; (.): modelo nulo.

Variable	Modelo	K	AICc	ΔAICc	W
Tasa	<i>log (Días) * Individuo</i>	13	-2431.4	0	0.939
	log (Días) + Individuo	8	-2425.9	5.46	0.061
	Individuo	7	-2187.8	243.55	0
	log (Días)	3	-1441.9	989.41	0
	(.)	2	-1419.7	1011.66	0
Velocidad	<i>log (Días) * Individuo</i>	13	1020.9	0	0.997
	log (Días) + Individuo	8	1032.5	11.66	0.003
	Individuo	7	1124.4	103.48	0
	log (Días)	3	1160.6	139.71	0
	(.)	2	1212.5	191.58	0

Tabla 4.2. Estimadores para los modelos mejor rankeados de Tasa de aleteo y Velocidad de vuelo a lo largo de los días entrenamiento para seis individuos de Guacamayo Rojo en el Iberá.

Nivel	Tasa			Velocidad		
	Estimador	EE	<i>p</i>	Estimador	EE	<i>p</i>
Referencia (NAI)	0.269	0.014	0.00	4.367	0.093	0.00
log (Días)	-0.043	0.004	0.00	0.254	0.028	0.00
HER	-0.221	0.021	0.00	0.526	0.146	0.00
KAK	-0.031	0.041	0.44	0.636	0.285	0.03
MIL	-0.111	0.024	0.00	0.718	0.170	0.00
COR	-0.040	0.032	0.21	0.497	0.225	0.03
PER	-0.262	0.018	0.00	1.033	0.121	0.00
log (Días) *HER	0.007	0.007	0.28	-0.081	0.045	0.07
log (Días) *KAK	-0.028	0.011	0.01	-0.118	0.080	0.14
log (Días) *MIL	0.008	0.007	0.25	-0.130	0.049	0.01
log (Días) *COR	0.021	0.009	0.02	-0.176	0.065	0.01
log (Días) *PER	0.005	0.007	0.49	-0.203	0.048	0.00

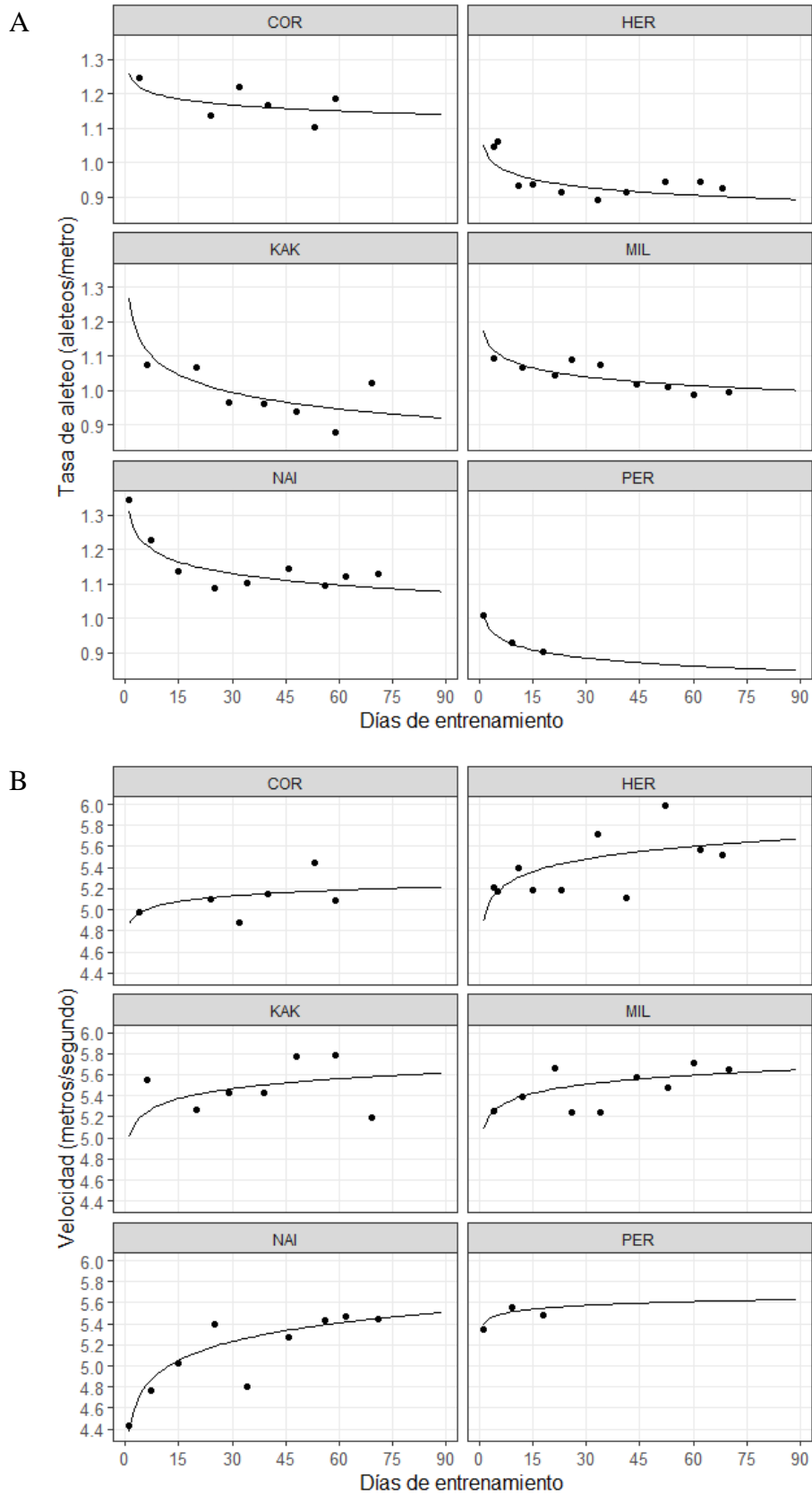


Figura 4.4. Tasa de aleteo (A) y velocidad de vuelo (B) a lo largo del entrenamiento de seis individuos de Guacamayo Rojo en el Iberá. Los puntos representan el valor promedio registrado cada día, y las curvas fueron modeladas con el mejor modelo para cada variable.

Discusión

El entrenamiento de vuelo activo utilizado en la reintroducción del Guacamayo Rojo en Iberá mejoró el desempeño de vuelo de los individuos provenientes del cautiverio. Entre el inicio y el final del entrenamiento la tasa de aleteo promedio disminuyó y la velocidad de vuelo aumentó. La capacidad de recorrer una distancia dada con un número reducido de aleteos estaría indicando una mejora en la eficiencia del empuje de cada aleteo, evidenciando una mejor capacidad de producción de energía mecánica por parte de la musculatura pectoral (Rayner 1995). El aumento en la capacidad de los músculos pectorales para producir energía estaría, a su vez, dando a lugar a que se desarrollen las velocidades de vuelo mayores observadas hacia el fin del entrenamiento (Norberg 1990).

Todos los guacamayos alcanzaron las mayores mejoras durante los primeros 30 días de entrenamiento. El patrón de mejora en el vuelo fue variable entre los individuos, ocurriendo en algunos casos en un corto tiempo, y en otros de una forma más gradual. Estas diferencias podrían estar asociadas al tamaño, peso y morfología de cada individuo (Pennycuick 1990). Incorporar variables morfométricas a los modelos podría mejorar la capacidad predictiva de estos, y estimar la cantidad de días de entrenamiento necesarios para cada guacamayo en función de sus características individuales. A su vez, no puede descartarse que las diferencias individuales hayan sido resultado de diferencias en la cantidad absoluta de vuelos de entrenamiento realizados por cada individuo, la cual tuvo cierta variabilidad. El hecho de que, a pesar de esta variabilidad individual, el patrón general observado sea similar en todos los guacamayos estaría dando soporte a los resultados observados.

A pesar de que no se encontró para ninguna de las variables estudiadas un valor óptimo final que pueda utilizarse como indicador de cuándo un guacamayo vuela adecuadamente, la técnica aquí presentada es una herramienta útil y de fácil aplicación para evaluar los cambios en el desempeño de vuelo a lo largo del tiempo. Identificar el momento a partir del cual continuar con el entrenamiento no aporta mejoras significativas servirá como parámetro para decidir cuándo un individuo está en condiciones de ser liberado. En el caso de no poder realizarse seguimientos individuales, se recomienda un mínimo de 30 sesiones de entrenamiento previas a la liberación.

Implicancias para la supervivencia

El entrenamiento de vuelo podría aumentar la probabilidad de supervivencia de los individuos de Guacamayo Rojo liberados en los Esteros del Iberá. El desarrollo de un vuelo más eficiente lleva a un menor gasto de energía, lo cual a su vez disminuye los costos de traslado (*i.e.* el costo

en energía metabólica requerido por un animal para movilizar su masa una distancia dada) permitiendo así sostener el vuelo por más tiempo (Norberg 1990; Rayner 1995; Hedenström & Ålerstam 1995). La capacidad de vuelo a larga distancia es de particular importancia en un paisaje como el de los Esteros del Iberá, ya que será necesaria para atravesar los grandes espacios abiertos que existen entre isletas de monte distantes. Se espera así que las mejoras en las capacidades de vuelo disminuyan la probabilidad de eventos de aterrizaje sobre terreno inundado como los registrados durante la liberación piloto. La reducción en los costos de traslado conllevará también una disminución en el costo de forrajeo al disminuir la energía invertida en la búsqueda de alimento (Hedenström & Ålerstam 1995). De esta forma, quedará tanto tiempo como energía libres para invertir en otras actividades, como la reproducción o la vigilancia (Carey 1996; Whiteside et al. 2015; Chin & Lentink 2017). Finalmente, las mejoras en las habilidades de vuelo podrían ayudar a disminuir el riesgo de depredación. Por un lado, una mayor velocidad reducirá la exposición a depredadores aéreos al disminuir el tiempo de vuelo en el espacio abierto entre parches de bosque, aumentando a su vez la probabilidad de sobrepasar al depredador en el caso de una persecución (Lind et al. 2010). Por el otro lado, aleteos fuertes con un empuje más poderoso pueden disminuir el tiempo requerido para levantar el vuelo, mejorando la habilidad de escape (Veasey et al. 1998).

Aportes metodológicos

En este capítulo se introdujeron dos metodologías novedosas para la mejora del vuelo de psitácidos de cautiverio. En primer lugar, se implementó un programa de entrenamiento basado en recompensas. Históricamente los programas de entrenamiento de psitácidos han utilizado casi exclusivamente estímulos negativos (persecución de individuos) para promover el vuelo. El problema con utilizar este tipo de refuerzos para el entrenamiento de aves es que los individuos en estado de alarma vuelan de forma errática debido al estado de pánico en el que se encuentran, aumentando el riesgo de colisión contra los laterales o techo de la jaula (Veasey et al. 1998; Mikula 2010). El único intento de promover el vuelo a través de estímulos positivos (vocalizaciones de conspecíficos) resultó infructuoso debido a que los individuos se habituaron a las grabaciones (Oliveira et al. 2014). Así, el presente trabajo representa el primer intento exitoso de utilizar estímulos positivos para promover el vuelo de psitácidos en el contexto de un proyecto de reintroducción.

La segunda novedad metodológica implementada aquí es el uso de filmaciones como forma de evaluar cambios en el desempeño de vuelo. Aunque el uso de videograbaciones es común en trabajos fisiológicos que estudian la cinemática de vuelo (Williams & Swaddle 2003;

Tobalske et al. 2003; Askew & Ellerby 2007) nunca se han utilizado como herramienta para evaluar sus características fuera de un entorno de laboratorio. El método presentado en este capítulo comprende el primer uso de una herramienta no invasiva y objetiva para evaluar cuantitativamente cambios en el desempeño de vuelo de aves de cautiverio destinadas a ser liberadas sometidas a entrenamiento, al usar la tasa de aleteo como proxy para medir cambios en la eficiencia de vuelo sin manipular a los individuos.

CAPÍTULO 5: Incorporación de especies silvestres a la dieta

Introducción

La habilidad de un animal silvestre para localizar alimento, refugio o pareja va a determinar su aptitud biológica (Meehan & Mench 2007). El forrajeo, entendido como el proceso de búsqueda y consumo de alimento, requiere que los individuos sean capaces tanto de localizar como de procesar alimento silvestre, involucrando no solo capacidades cognitivas (*e.g.*, navegación espacial, imagen de búsqueda, memoria) sino también habilidades técnicas como la capacidad de extraer las porciones comestibles de un ítem alimenticio (*e.g.*, descascarar nueces) (Getty & Pulliam 1993; Reading et al. 2013).

Los animales que viven en cautiverio no enfrentan ningún reto para procurar alimento, ya que reciben un suministro de comida estable. Las dietas en cautiverio para una especie determinada, aunque balanceadas desde el punto de vista nutricional, no suelen ser tan complejas como las que la misma especie consume en la naturaleza, tanto en términos de la diversidad de los componentes como del procesamiento que requieren para su consumo. El alimento en cautiverio suele presentarse en trozos pequeños de ingesta fácil y rápida. Como consecuencia, el tiempo que un individuo en cautiverio dedica a la alimentación representa una fracción de tiempo significativamente menor que la que invertiría para la misma actividad en estado silvestre (Young 1997; Shora et al. 2018). Los individuos provenientes del cautiverio pueden mostrar dificultades a la hora de procesar el alimento silvestre. Por ejemplo, en un estudio experimental comparativo Mathews et al. (2005) vio que, mientras que individuos silvestres del roedor *Clethrionomys glareolus* podían abrir avellanas con facilidad, aquellos criados en cautiverio eran incapaces de hacerlo, desaprovechando así una fuente de alimento de alto contenido energético. La simplificación de la dieta puede ser un problema cuando los animales cautivos son parte un programa de liberación, ya que puede afectar su capacidad de adquirir alimento una vez libres (Mathews et al. 2005; Reading et al. 2013; Berger-Tal et al. 2020). La decisión de un individuo de consumir un tipo de alimento desconocido está mediada por dos procesos, la neofobia (*i.e.* la aversión a acercarse a objetos nuevos) y el conservadurismo dietario (*i.e.* la reticencia a consumir alimentos nuevos) (Marples et al. 2007). Para un animal criado en cautiverio, todos los ítems alimenticios encontrados en el exterior de los recintos serán desconocidos. Evitarlos significará una reducción de la ingesta de alimento (Marples & Kelly 1999), lo cual puede tener consecuencias en la supervivencia individual.

Para mejorar la capacidad de forrajeo de los individuos reintroducidos, muchos proyectos exponen a los candidatos de liberación a una dieta variada que incluye alimentos silvestres

locales (Reading et al. 2013). De esta manera se genera familiaridad con los alimentos nuevos, facilitando su incorporación a la dieta (Mastrota & Mench 1994) y permitiendo que los individuos ganen experiencia en el procesamiento de los mismos (Whiteside et al. 2015). Se ha reportado incluso la generación de cambios en la microbiota intestinal que facilita la transición al forrajeo en libertad (Yang et al. 2020). En los proyectos de reintroducción de psitácidos, los individuos suelen recibir durante el período de pre-suelta una mezcla de frutas comerciales y silvestres (Sanz & Grajal 1998; Forbes 2005; White et al. 2005b; Brightsmith et al. 2005; Oliveira et al. 2014; Amaya-Villarreal et al. 2015). La diversidad específica de la dieta silvestre ofrecida es variable: desde una única especie vegetal en psitácidos con alta especificidad dietaria (e.g.: Guacamayo de Lear, -Oliveira et al. 2014-) hasta más de 20 especies vegetales en psitácidos con dieta de amplio espectro (e.g.: *Amazona barbadensis*-Sanz & Grajal 1998-). Como se mencionó previamente, no existe información sobre las especies consumidas por la población histórica de Guacamayo Rojo en la zona de Corrientes. Sin embargo, podemos esperar que la dieta de los guacamayos reintroducidos vaya a comprender a frutos y semillas de especies y géneros de plantas que hoy en día son consumidas por *A. chloropterus* en otras áreas de su rango de distribución (Tabla 2.1, Tabla A1).

En el presente capítulo se evalúa la capacidad de los guacamayos rojos provenientes del cautiverio para incorporar a su dieta frutos y semillas silvestres locales. Se busca a) estimar la amplitud dietaria potencial para el Guacamayo Rojo en el sitio de liberación (*i.e.* la cantidad de especies silvestres locales que se espera consuman) y b) determinar el número mínimo de eventos de exposición necesarios para que un ítem alimenticio novedoso sea aceptado en la dieta. Bajo la hipótesis de que las especies locales pertenecientes a los mismos géneros y familias que aquellas presentes en la dieta de *A. chloropterus* en su rango de distribución actual formaban parte de la dieta de la población histórica de guacamayos rojos en Iberá, se espera observar una alta tasa de aceptación de las mismas por parte de los individuos durante la etapa de pre-suelta.

Métodos

Entre septiembre 2015 y mayo del 2018 se recolectaron frutos y semillas silvestres en las isletas de montes aledaños al sitio de liberación. Se trabajó con 56 taxones, pertenecientes a 27 familias de plantas. De estos taxones, 47 fueron identificados al nivel de especie, dos hasta el nivel de género y cinco hasta el nivel de familia. Dos no pudieron ser clasificados. La elección de los frutos colectados se basó tanto en el conocimiento sobre la composición de dieta de psitácidos en otras regiones como en observaciones de eventos de forrajeo por parte de aves frugívoras locales (ver Tabla 2.1). En total, se incluyeron 34 especies pertenecientes a 19 géneros y 12

familias de plantas con consumo confirmado por *A. chloropterus* dentro de su rango de distribución actual (Tabla A1). Se trabajó con 21 guacamayos en condiciones de cautiverio. No todos los individuos fueron expuestos a los mismos frutos, dada la variabilidad en la disponibilidad de especies a lo largo del año (Tabla 5.1). Además, a partir del tercer grupo de guacamayos se decidió concentrar el esfuerzo de colecta en frutos de las especies que ya se habían identificado como aceptadas.

Tabla 5.1. Diferencias en la oferta de frutos a distintos grupos de pre-suelta de Guacamayo Rojo en el Iberá, definidos como conjuntos de individuos que comparten un periodo de tiempo dentro del aviario.

Grupo de pre-suelta	Cantidad de individuos	Especies ofrecidas	Eventos de oferta	Meses en pre-suelta
1	7	17	159	1
2	9	56	1019	18
3	3	13	67	8-17
4	3	11	24	5-10

Se realizaron 1269 eventos de oferta de frutos y semillas silvestres. Estos se ofrecieron, cuando fue posible, tanto en estadio de fruto maduro como inmaduro. Se define “evento de oferta” a cada ocasión en la que se ofrecen frutos de una especie en la bandeja de alimentación, independientemente de si simultáneamente se ofrece otra especie (*i.e.* una bandeja de alimentación con tres especies de frutos se contabiliza como tres eventos de oferta). Se examinaron visualmente los restos dejados luego de cada evento de oferta (Fig. 5.1), asignando cada resto a una de tres categorías: 1) *Consumidos* (*i.e.* frutos abiertos donde la pulpa y/o semilla/s fueron removidas), 2) *Manipulados* (*i.e.* frutos con marcas de pico en el exterior), y 3) *Intactos* (*i.e.* frutos sin marcas de manipulación). El análisis de los restos se complementó con observaciones directas durante los periodos de alimentación. La cantidad de veces que se ofreció cada especie fue variable, asociado a variaciones en la facilidad de encontrar especímenes fructificando en el sitio de liberación sea por cuestiones fenológicas o por abundancias locales bajas.



Figura 5.1. Guacamayo Rojo consumiendo un fruto de guayaba (*Psidium guajava*) durante la etapa de pre-suelta en el Iberá. A) Fruto *intacto*, B) Fruto *manipulado*, y C) Frutos *consumidos*

Análisis

Con el fin de estimar la cantidad de especies silvestres que se espera van a conformar la dieta definitiva de los guacamayos rojos liberados en los Esteros del Iberá, se clasificó a cada una de las especies ofrecidas de acuerdo a cuan frecuentemente se espera que sean utilizadas como recurso. Para esto, primero se determinó si cada especie de planta fue consumida por los guacamayos en una proporción mayor, menor o igual a la esperada por azar (0.5), se realizaron tests binomiales exactos a dos colas utilizando los eventos de oferta para los cuales se pudo definir con seguridad si los guacamayos habían consumido o no el fruto ($n = 1035$ eventos). La proporción de consumo (P_c) se obtuvo dividiendo el total de eventos de oferta en los que se confirmó el consumo de una especie sobre la cantidad de eventos en los que se la ofreció. Solamente se consideraron significativos a aquellos resultados con un nivel de significancia menor a 0.05 y una potencia estadística mayor a 0.8, ya que esto indicaría que el tamaño muestral (*i.e.* cantidad de veces que se ofreció una especie) fue suficientemente grande como para permitir detectar efectos biológicamente significativos (Steidl et al. 1997; Burmeister & Aitken 2012). Se estimó la potencia estadística para cada análisis utilizando el paquete *binom* (Dorai-Raj 2014).

Solamente se trabajó con las especies que se ofrecieron al menos en tres oportunidades ($n = 42$ especies), ya que un tamaño muestral menor a 3 no permitiría hacer inferencias adecuadas.

En función de estos resultados, se clasificó a las especies en una de cuatro categorías, las cuales representan la frecuencia esperada de uso de la especie. Aquellas que fueron consumidas en una proporción significativamente mayor a la esperada por el test binomial ($P_c > 0.5$, $\alpha < 0.05$) fueron consideradas de “Uso Común”. Aquellas que fueron consumidas en una proporción mayor a 0.5 pero para las cuales los tests no fueron estadísticamente significativos se consideraron de uso “Uso Ocasional”. Las especies consumidas en una proporción significativamente menor a la esperada ($P_c < 0.5$, $\alpha < 0.05$), fueron consideradas “Uso Raro”. Aquellas especies no consumidas fueron consideradas como “Sin Uso”. Se estimó la tasa de aceptación de las especies para las cuales se espera que exista consumo dada la dieta de *A. chloropterus* dentro de su rango de distribución actual (“especies de uso esperado”), evaluándose la proporción de estas que fueron efectivamente utilizadas por los guacamayos (*i.e.* clasificadas como de uso Común u Ocasional).

Finalmente, para el total de las especies clasificadas como de Uso Común y Uso Ocasional, se estimó el número de eventos de oferta que ocurrieron antes de que se observe el primer consumo de los frutos.

Resultados

De los 56 taxones ofrecidos, el 86% (48 taxones) mostraron signos de haber sido consumidos en al menos una ocasión (Tabla 5.2), incluyendo 31 de las 34 especies de uso esperado en función de la dieta de actual de *A. chloropterus*. De las 42 especies ofrecidas en más de tres ocasiones, para las cuales se realizaron tests binomiales, el 50% (21 especies) se clasificó como de Uso Común y el 30.9% (13 especies) como de Uso Ocasional. Seis especies (14.3%) fueron categorizadas como Uso Raro. Dos de éstas no presentaron resultados estadísticamente significativos (*Cestrum parqui* y *Myrsine* sp.), pero se las incluyó igualmente en esta categoría por presentar una tasa de consumo particularmente baja (0.25 y 0.29 respectivamente). Dos especies no fueron consumidas a pesar de haber sido ofrecidas en más de cinco ocasiones. Del total de especies de Uso Común la mayor proporción correspondió a las familias Euphorbiaceae (19%) y Myrtaceae (14%), seguidas por Arecaeae, Lauraceae y Meliaceae (10%). La tasa de aceptación de las especies de uso esperado en función de la dieta de actual de *A. chloropterus* fue alta (Tabla 5.2); de las 27 especies ofrecidas en más de tres ocasiones, 24 fueron clasificadas como de Uso Común ($n = 15$) u Ocasional ($n = 9$).

La mayoría de las especies clasificadas como de Uso Común u Ocasional (22 especies, 65%) fueron consumidas en la primera ocasión en que fueron ofrecidas. Las 12 especies restantes fueron consumidas luego de ser presentadas a los guacamayos varias veces (promedio = 3.7 eventos, rango = 2 – 8 eventos, Fig. 5.2.).

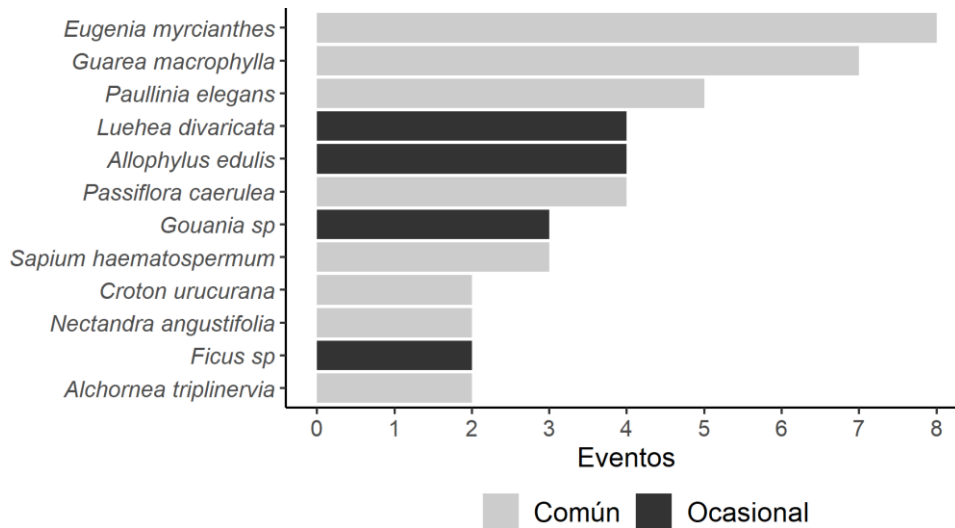


Figura 5.2. Número de eventos de oferta transcurridos antes de observarse el primer evento de consumo para las 12 especies vegetales clasificadas como de Uso Común u Ocasional que no fueron consumidas la primera vez que fueron ofrecidas a los guacamayos rojos en cautiverio.

Tabla 5.2. Especies de plantas silvestres incluidas en la dieta del Guacamayo Rojo durante el período de pre-suelta en Iberá, indicando: a qué grupo de guacamayos se ofrecieron (**Grupo**); la cantidad de veces que se incluyeron en la dieta (**Eventos oferta**), la proporción en la que fueron consumidas (**Pc**), y su categorías de uso esperado de acuerdo a los resultados del análisis binomial a dos colas (**Uso**), incluyendo la potencia (**1-β**) y nivel de significancia de estos modelos (** $\alpha < 0.01$, * $\alpha < 0.05$, $\cdot \alpha < 0.1$). A su vez se indica si la especie es consumida actualmente (**CA**) por poblacionales silvestres de *A. chloropterus*, o si pertenece a un género o familia que lo es (sp = especie utilizada; gen = género utilizado; fam = familia utilizada; **nc** = sin reportes de consumo a nivel especie, género o familia).

Familia	Especie	Grupo	Eventos oferta ^o	Pc	1-β	Uso [‡]	CA
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> [‡]	2, 4	2 (2)	0.5	NA	NA	sp
Annonaceae	<i>Annona emarginata</i>	2	9 (8)	1.0*	0.9	Común	gen
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	2, 4	30 (27)	0.07**	1.0	Raro	nc
Arecaeae	<i>Acrocomia aculeata</i>	1, 2, 3	112 (108)	0.98**	1.0	Común	sp
	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1, 2, 4	49 (46)	0.98**	1.0	Común	sp
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	1, 2	10 (7)	0.0*	1.0	No	gen
	<i>Jacaranda mimosifolia</i>	1, 2	40 (38)	1.0**	1.0	Común	gen
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i>	2	2 (1)	1.0	NA	NA	gen
Bromeliaceae	<i>Bromelia balansae</i>	2	1 (1)	1.0	NA	NA	nc
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i>	2, 3, 4	8 (7)	1.0*	0.9	Común	gen
	<i>Croton urucurana</i>	2	16 (13)	1.0**	0.9	Común	gen
	<i>Sapium haematospermum</i>	2, 4	36 (31)	0.94**	1.0	Común	gen
	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	2	8 (8)	0.88•	0.7	Ocasional	fam
	<i>Sebastiania commersoniana</i>	2, 3	33 (31)	1.0**	1.0	Común	fam
Fabaceae	<i>Delonix regia</i> [‡]	2	1 (1)	0	NA	NA	fam
	<i>Dioclea</i> sp. [‡]	1, 2, 4	50 (17)	0.53	0.1	Ocasional	fam
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	2	28 (22)	0.14**	1.0	Raro	sp
	Fabacea sp1	2	4 (3)	1.0	0.8	Ocasional	fam
	Fabacea sp3	2	1 (1)	1.0	NA	NA	fam
	Fabacea sp4	2	2 (2)	0.5	NA	NA	fam
	<i>Inga edulis</i>	2, 4	24 (22)	0.95**	1.0	Común	sp
	<i>Inga laurina</i> [‡]	2	3 (3)	1.0	0.8	Ocasional	sp
	<i>Laburnum anagyroides</i> [‡]	2, 4	2 (2)	0	NA	NA	fam
	<i>Sesbania virgata</i>	1, 2, 3	56 (23)	0.70•	0.6	Ocasional	fam
Lauraceae	<i>Nectandra angustifolia</i>	2, 3	24 (18)	0.89**	0.9	Común	fam
	<i>Ocotea diospyrifolia</i>	1, 2, 4	40 (27)	0.89**	1.0	Común	gen
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i>	1, 2, 3	77 (61)	0.87**	1.0	Común	gen
	<i>Melia azedarach</i> [‡]	2	21 (21)	1.0**	1.0	Común	sp
	<i>Trichilia elegans</i>	2	1 (1)	0	NA	NA	fam
Moraceae	<i>Ficus luschnathiana</i>	1, 2, 3	29 (15)	0.6	0.2	Ocasional	gen
Myrtaceae	<i>Eugenia myrcianthes</i>	1, 2, 3	66 (59)	0.90**	1.0	Común	nc

	<i>Eugenia uniflora</i>	1, 2, 3	25 (25)	0.96**	1.0	Común	nc
	<i>Eugenia uruguayensis</i>	2	1 (1)	1.0	NA	NA	nc
	<i>Psidium guajava</i>	1, 2, 3, 4	198 (196)	1.0**	1.0	Común	nc
Passifloraceae	<i>Passiflora caerulea</i>	1, 2, 3	50 (30)	0.87**	1.0	Común	nc
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca dioica</i>	1, 2	10 (10)	0.1*	0.8	Raro	nc
Primulaceae	<i>Myrsine</i> sp.	2	7 (7)	0.29	0.2	Raro	nc
Rhamnaceae	<i>Gouania polygama</i>	2	7 (6)	0.83	0.6	Ocasional	sp
Rubiaceae	<i>Randia ferox</i>	2	23 (17)	0.88*	0.9	Común	fam
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	2	7 (4)	1.0	0.8	Ocasional	gen
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	2, 3	2 (1)	0	NA	NA	nc
	<i>Xylosma venosum</i>	2	5 (5)	0.0•	1.0	No	nc
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i>	1, 2	11 (7)	0.71	0.3	Ocasional	nc
	<i>Paullinia elegans</i>	2	35 (26)	0.77*	0.8	Común	nc
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	2, 3	9 (6)	0.5	0.1	Ocasional	sp
	<i>Pouteria gardneriana</i>	2	8 (6)	1.0*	0.9	Común	gen
Smilacaceae	<i>Smilax campestris</i>	2, 4	4 (2)	1.0	NA	NA	nc
Solanaceae	<i>Brunfelsia australis</i>	2	13 (8)	0.5	0.1	Ocasional	nc
	<i>Cestrum parqui</i>	1, 2	13 (8)	0.25	0.2	Raro	nc
	Solanaceae sp1	2	1 (1)	0.	NA	NA	nc
	Solanaceae sp63	2	9 (4)	0.75	0.3	Ocasional	nc
Tiliaceae	<i>Luehea divaricata</i>	2	8 (5)	0.8	0.5	Ocasional	nc
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	1, 2	29 (26)	0.04**	1.0	Raro	sp
Viscaceae	<i>Phoradendron bathyoryctum</i>	2	10 (6)	1.0*	0.9	Común	nc
Desconocida	Unk sp71	2	3 (1)	1.0	NA	NA	nc
	Unk sp75	2	1 (1)	0	NA	NA	nc

◊ Entre paréntesis se indica la cantidad de eventos que pudieron ser efectivamente utilizados para los análisis

¥ Exótica; ‡NA: No analizada

Discusión

Los guacamayos rojos provenientes de cautiverio exhibieron una tasa de aceptación de alimentos nuevos alta; la mitad de las especies ofrecidas en al menos tres oportunidades (21 de 40 especies) fueron clasificadas como de *Uso Común* y se espera formen parte de la dieta de los guacamayos una vez liberados. Se estima que la amplitud dietaria del Guacamayo Rojo en el sitio de liberación sería de entre 21 y 34 especies, según se excluyan o no las especies clasificadas como de *Uso Ocasional*. Se espera que las familias Euphorbiaceae, Myrtaceae, Arecaeae, Lauraceae y Meliaceae constituyan una parte importante de la dieta.

Se confirmó que especies locales pertenecientes a géneros y familias de plantas presentes en la dieta de *A. chloropterus* en su rango de distribución actual pueden efectivamente ser aprovechadas como recursos por los guacamayos que forman parte del plantel de liberación del

proyecto de reintroducción en los Esteros del Iberá. El 89% de las especies de uso esperado evaluadas utilizando tests binomiales fueron clasificadas como de Uso Común u Ocasional. Cuando se excluye a los frutos cuyo consumo ya era conocido en otras regiones ($n = 10$ sp), este número aumenta a 94%. A su vez, los guacamayos consumieron frutos y semillas de especies pertenecientes a familias cuyo uso no fue registrado en la dieta silvestre de *A. chloropterus*. La ausencia de estas familias en la bibliografía puede ser producto del intenso proceso de deforestación ocurrido en el sur de Brasil (da Fonseca 1985) el cual ha llevado a la desaparición del Guacamayo Rojo de su área de distribución histórica en el bosque atlántico (Straube 2010). Así, no existe información sobre la composición de la dieta de *A. chloropterus* en su distribución más meridional, donde se esperaría encontrar las mayores semejanzas con la potencial dieta de los guacamayos del norte de Corrientes.

El nivel de desconfianza hacia alimentos nuevos fue bajo; los guacamayos probaron el 85% de las especies frutales ofrecidas (48/56 especies). La cuarta parte de las especies vegetales probadas por los guacamayos fueron utilizadas solamente después de múltiples eventos de oferta, y se necesitaron en algunos casos hasta ocho eventos previos antes de ser consumidas. Este resultado resalta la utilidad de promover de forma activa el uso de nuevos frutos silvestres durante la etapa de pre-suelta para un proyecto de reintroducción. Sin este proceso de entrenamiento la amplitud dietaria esperada hubiera sido un 40% menor, ya que habría excluido ocho de las especies clasificadas aquí como de *Uso Común*.

La clasificación de las especies en las distintas categorías aquí planteadas dependió de la significancia de los tests estadísticos, la cual a su vez estuvo influida por la cantidad de veces en las que se ofreció cada tipo de fruto o semilla. Así, cabe esperar al menos algunas de las especies hubieran recibido una la clasificación distinta si su oferta hubiera sido mayor.

Implicancias para la supervivencia

Liberar guacamayos con buena capacidad de explotar múltiples recursos alimenticios facilitará su establecimiento. La habilidad de utilizar distintos ítems alimenticios aporta a la plasticidad comportamental de los individuos, que facilitará el ajuste a vivir en un nuevo ambiente, así como a potenciales cambios en la disponibilidad de recursos asociados a ciclos fenológicos o la modificación del hábitat (Salinas-Melgoza et al. 2013; Renton et al. 2015). El valor de amplitud dietaria presentado en este capítulo es una aproximación. El número final de especies consumidas por los guacamayos libres dependerá de la fenología de las especies vegetales, y las preferencias y habilidades de los guacamayos para localizar el alimento en el tiempo y el espacio. Este tema se explorará en el capítulo 7, dónde se analiza la dieta de la población reintroducida.

SECCIÓN 2

Monitoreo de guacamayos en libertad

El monitoreo de individuos post-liberación es considerado un componente de suma importancia para un programa de reintroducción de especies, ya que permite determinar si se están alcanzando los objetivos planteados, identificar problemas, e informar la toma de decisiones de manejo a corto y largo plazo (Nichols & Armstrong 2012). Un monitoreo adecuado permite responder preguntas concretas, sea a nivel población, meta-población o ecosistémico (Armstrong & Seddon 2008), proveyendo información que será de utilidad no solo para el programa de reintroducción en cuestión, sino también para futuros proyectos trabajando sobre la misma u otra especie.

Para evaluar el grado de cumplimiento de los objetivos en un proyecto de reintroducción (*i.e.* la restauración de una especie y su funcionalidad ecosistémica), es necesario contar con un conocimiento adecuado sobre el desempeño de los individuos en libertad. El monitoreo de comportamientos tales como el forrajeo, el uso del espacio, los patrones de actividad y el éxito reproductivo permitirán evaluar el ajuste de los animales liberados a su nuevo ambiente (IUCN/SSC 2013). El impacto de la reintroducción en la recuperación de los roles ecológicos requiere de tiempos de observación más extensos, a menudo décadas hasta observar efectos medibles sobre el ambiente (Hale & Koprowski 2018). Sin embargo, las interacciones tróficas de los individuos liberados pueden utilizarse para predecir los impactos futuros de la especie reintroducida (Hunter & Gibbs 2014).

En esta sección se presentan los resultados de un año de monitoreo intensivo de los guacamayos en libertad. Se evalúa el progreso y grado de éxito del proceso de reintroducción durante sus etapas iniciales, y se realiza una descripción detallada de la dieta de los guacamayos en libertad, buscando identificar qué especies podrían ser impactadas por el retorno de este frugívoro en Iberá.

CAPÍTULO 6: Éxito del proceso de establecimiento

Introducción

Un proyecto de reintroducción se considera exitoso cuando logra generar una población viable y autosustentable que tenga la capacidad de persistir a lo largo del tiempo (Seddon et al. 2012). Siendo este un objetivo a largo plazo, solamente podrá evaluarse después de varios años desde el inicio del proceso. En las etapas iniciales de una reintroducción, sin embargo, la evaluación del progreso deberá centrarse en medidas de éxito mensurables a corto plazo, durante lo que se considera la fase de establecimiento (Armstrong & Seddon 2008). Para que el establecimiento pueda considerarse exitoso, el grupo fundador debe demostrar capacidad de supervivencia, fidelidad de sitio, autosuficiencia y reproducción.

El primer factor a considerar es que los individuos liberados sean capaces de sobrevivir en su nuevo ambiente (Seddon 1999). En general se ha observado que las mayores pérdidas se dan durante el periodo inmediatamente después de la liberación, estabilizándose luego en una tasa de supervivencia anual estable (Maran et al. 2009; Tavecchia et al. 2009). Existen varios factores influyendo la supervivencia a corto plazo, incluyendo el origen de los individuos (Brown et al. 2006), estrategia de liberación (White et al. 2021), el tamaño de grupo de liberación (Snyder et al. 1999) y la densidad de depredadores en el sitio de liberación (White et al. 2005a). Dado que la probabilidad de supervivencia individual varía dependiendo de qué momento del proceso de reintroducción se esté analizando, su estimación suele realizarse trabajando con periodos fijos de tiempo, ya que esto permite realizar comparaciones con otros estudios. En el caso de los psitácidos, es común reportar la tasa de supervivencia durante el primer año, es decir, la probabilidad de que un individuo sobreviva hasta un año después de su liberación (Sanz & Grajal 1998; Brightsmith et al. 2005; White et al. 2012, 2021). Una supervivencia mayor al 50% suele considerarse como una reintroducción exitosa (White et al. 2012).

En segundo lugar, se espera que los individuos liberados muestren fidelidad al sitio, asentándose dentro del área de liberación (Le Gouar et al. 2012; White et al. 2021). Los animales reintroducidos atraviesan un proceso de adaptación al nuevo paisaje consistente en dos etapas: una exploratoria y una de explotación (Berger-Tal & Saltz 2014). Durante la etapa exploratoria, los individuos realizan movimientos de reconocimiento, buscando recursos y estableciendo territorios. Durante la etapa de explotación, los individuos se moverán dentro de una zona ya familiar, desplazándose entre puntos de interés que suplan sus requisitos, sean de carácter nutricional, social o reproductivo (Berger-Tal et al. 2014). Tomando esto en consideración, se espera que el tamaño del área de acción de los guacamayos reintroducidos exhiba un marcado

crecimiento inicial, estabilizándose posteriormente en un valor relativamente estable. Es durante la etapa inicial de exploración que se puede dar la sobre-dispersión, el alejamiento y abandono precoz del área de liberación. La dispersión fuera del área de liberación es una de las principales dificultades reportadas en proyectos de traslocación de animales, en particular cuando ocurre durante la etapa de establecimiento (Bušina et al. 2018; Berger-Tal et al. 2020). Por un lado, imposibilita el monitoreo, restringiendo el conocimiento sobre el destino final de los individuos liberados así como la capacidad de realizar intervenciones cuando existen problemas de adaptación al nuevo ambiente (*e.g.*: oferta de alimento, recapturas) (Swaisgood 2010). Por el otro, la dispersión puede llevar a un aumento en la mortalidad al exponer a los individuos a amenazas (*e.g.*: caza) o a ambientes con características subóptimas (Stamps & Swaisgood 2007; Berger-Tal & Saltz 2014). Finalmente, el establecimiento de individuos fuera del área de liberación puede tener repercusiones negativas a largo plazo, ya que estos no van a aportar demográficamente a la población reintroducida (Le Gouar et al. 2012).

Un tercer hito a alcanzar durante la fase de establecimiento es que los individuos sean autosuficientes, *i.e.* capaces de procurar su propio alimento. Para lograr esto, deberán pasar por un proceso de aclimatación, desarrollando cambios en su comportamiento como respuesta al nuevo ambiente (Bannister et al. 2016). En un estudio comparativo de los patrones de actividad de guacamayos en cautiverio versus guacamayos liberados Cornejo *et.al.* (2005) identifican diferencias en la proporción de tiempo que los individuos dedican a distintas actividades. Los autores observaron que los guacamayos cautivos invierten una mayor proporción de tiempo a estar inactivos o realizando actividades de mantenimiento, así como una menor proporción de tiempo a la alimentación y actividades sociales. Podemos esperar que como parte del proceso de aclimatación, los guacamayos reintroducidos muestren tasas de comportamiento que se vayan alejando de los patrones de comportamiento característicos de situaciones de cautiverio y se asemejen a los observados en libertad. En Psitaciformes esto suele incluir un patrón de comportamiento con dos picos de actividad diaria, uno en las primeras horas después del amanecer y otro en las últimas horas antes del atardecer, existiendo entre ellos un periodo de inactividad (Snyder et al. 1987; Boussekey et al. 1991; Pitter & Christiansen 1997) o de actividad reducida (Emison et al. 1994; Masello et al. 2006; Boyes & Perrin 2010). Por otra parte, se espera que a medida que los individuos exploren el área y localicen recursos alimenticios silvestres van a invertir una mayor proporción de tiempo explotando estas fuentes de recursos (Bright & Morris 1994).

Finalmente, para considerar exitoso el establecimiento, los individuos liberados deberán reproducirse, marcando este hito el comienzo de la expansión poblacional (Seddon 1999). En la

mayoría de los proyectos de reintroducción de psitácidos el lapso de tiempo entre la liberación y el primer evento de reproducción es de al menos dos años (Snyder et al. 1994; Sanz & Grajal 1998; Brightsmith et al. 2005).

Para garantizar que se alcancen los objetivos mencionados, los proyectos de reintroducción suelen realizar acciones de manejo para facilitar la transición a la vida silvestre y aumentar las posibilidades de éxito. Una de las técnicas de manejo más comunes es la oferta de alimentos suplementarios, necesaria debido a que los animales recién liberados carecen de conocimiento sobre la disponibilidad y localización espacial de las fuentes de recursos alimenticios. Los alimentos suplementarios no solo garantizan que los individuos están recibiendo la nutrición adecuada, sino que también ayudan a evitar la sobre-dispersión (Bannister et al. 2016) al proveer una motivación para mantenerse en las inmediaciones del sitio de liberación (“anclaje”). Otro tipo de técnica de manejo es la instalación de cajas nido (Ortiz-Catedral & Brunton 2009; Estrada 2014; White et al. 2021) siendo particularmente importante para controlar la supervivencia de las primeras nidadas, y en menor medida como herramienta para aumentar la disponibilidad de cavidades en zonas con ambientes degradados (White et al. 2006).

En este capítulo se evalúa el progreso del Proyecto de Reintroducción del Guacamayo Rojo durante la etapa inicial de establecimiento y se describen los efectos potenciales de las intervenciones de manejo realizadas tanto durante la pre-suelta (entrenamiento) como durante la etapa post-liberación (rescate de individuos, oferta de alimentos suplementarios y oferta de cajas nido). Si el establecimiento del Guacamayo Rojo en Iberá es exitoso se espera observar a) una supervivencia mayor al 50% al final del primer año de liberación; b) una presencia estable de individuos en el área de liberación; c) una dieta no subsidiada y compuesta por frutos y semillas silvestres y d) eventos reproductivos.

Métodos

Guacamayos incluidos en este capítulo

En este capítulo se trabaja con 31 guacamayos, lo cuales pueden dividirse en dos grupos. En primer lugar, un grupo de diez guacamayos liberados entre junio del 2017 ($n = 7$) y febrero del 2018 ($n = 3$; Tabla 6.1) a los cuales se monitoreó de forma intensiva buscando obtener información detallada sobre el proceso inicial de establecimiento en el área. Todos los integrantes del grupo de liberación inicial, formado por tres hembras y cuatro machos, recibieron entrenamiento anti-depredador, de vuelo y de incorporación de frutos silvestres a la dieta (Grupo

2 en Tabla 1.1). De aquí en adelante se referirá a este evento como “primera liberación”, a pesar de la existencia de una liberación piloto anterior en el 2015. El segundo grupo de liberación consistió en 3 hembras, las cuales recibieron solamente entrenamiento de vuelo y de consumo de frutos silvestres (Grupo 3 en Tabla 1.1).

Por otro lado, se trabaja con 21 guacamayos adicionales (ocho hembras y trece machos, Tabla 6.1), los cuales incluyen al guacamayo liberado accidentalmente en el 2016 y 20 individuos liberados entre fines de mayo del 2018 y abril del 2021. Todos estos guacamayos recibieron entrenamiento de vuelo y de consumo de frutos silvestres y se incluyen en el análisis de supervivencia realizado en este capítulo, así como en las descripciones generales del área recorrida y actividad reproductiva de la población reintroducida a la actualidad. La información sobre último avistaje individual, distancia máxima de alejamiento con respecto al aviario de liberación y actividad reproductiva de los guacamayos durante el periodo comprendido entre junio 2018 y la actualidad fue provista por Rewilding Argentina. Se excluyó de todos los análisis a un guacamayo adicional, liberado a fin de mayo 2018, el cual mostraba capacidades de adaptación particularmente malas y el cual, luego de múltiples intentos de liberación, fue retirado del proyecto de forma definitiva a los 8 meses de su liberación inicial.

Tabla 6.1. Nombre, sexo, fecha de liberación, esfuerzo de monitoreo y de los individuos de Guacamayo Rojo liberados entre diciembre de 2016 y abril de 2021 en Iberá.

Código	Nombre	Sexo	Pareja ^a	Liberación Mes/Año	Monitoreo Horas (Meses)	Vivo al fin del primer año	Vivo en mayo 2021
NIO-M26	Nioky	M	6	Jun-2017*	659 (12)	Si	Si
MIN-M3**	Mingo	M	3	Dic-2016	-	?	?
FLO-H37	Flor	H	3, 7***	Jun-2017	574 (12)	Si	Si
KCH-M478	Kchito	M	4, 7, 8	Jun-2017	600 (12)	Si	Si
SAM-H4	Sammy	H	4	Jun-2017	316 (5)	?	?
SNO-M5	Snob	M	5	Jun-2017	513 (12)	Si	No ¥
DOR-H5	Doris	H	5	Jun-2017	539 (12)	Si	No ¥
SOP-H6	Sopa	H	6	Jun-2017	657 (12)	Si	Si
MIL-H	Milk	H		Dic-2017, Feb y May-2018	108 (1)	No	No ¥
KAK-H8	Kakarotta	H	8	Dic-2017, Feb-2018	136 (4)	Si	Si
HER-H	Hermione	H		Feb-2018	109 (2)	No	No ☒
PER-H	Perica	H		Sep-2018	-	?	?
COR-M	Córdoba	M		May, Ago y Oct-2018	-	No	No ¥
BUD-M10	Budha	M	10	Dic-2018	-	Si	Si
PAL-H10	Palo	H	10	Dic-2018	-	Si	Si
PEC-H9	Pechito	H	9	Mar-2019	-	Si	Si
RIZ-M	Rizo	M		Abr-2019	-	?	?
TAN-M	Tango	M		Abr-2019	-	?	?
SMB-H	Samba	H		Abr-2019	-	No	No §
QUI-M	Quino	M		Oct-2019	-	Si	Si
CHI-M	Chipá	M		Feb-2020	-	No	No ¥
COL-M9	Colo	M	9	Ene-2020	-	Si	Si
POR-M	Porá	M		Ene-2020	-	No	No ¥
KIW-H	Kiwi	H		Jun-2020	-	NA	Si
MAN-M	Mango	M		Jun-2020	-	No	No ☒
PAL-H	Palta	H		Jun-2020	-	?	?
FUS-M	Fusa	M		Jun-2020	-	NA	Si
COR-M	Corchea	M		Jun-2020	-	NA	Si
MUS-F	Mushu	H		Abr-2021	-	No	No ☒
ZAZ-M	Zazú	M		Abr-2021	-	NA	Si
MEI-F	Mei	H		Abr-2021	-	NA	Si

^a Las parejas 1 y 2 fueron parte de la liberación piloto y no se incluyen en esta tabla

*Este individuo también formó parte de la liberación piloto del 2015

**Individuo liberado accidentalmente en 2016

***Individuos con más de un número asignado tuvieron más de una pareja

¥ Muerte por depredación; ☒ Muerte por causa desconocida; § Muerte por inanición;

? Desconocido; NA No Aplica

Monitoreo

Se realizó el seguimiento activo de 10 guacamayos entre el 5 de junio del 2017 y el 31 de mayo 2018 (“período de monitoreo activo” de aquí en adelante). Estos guacamayos correspondieron a siete guacamayos liberados en junio del 2017 y tres guacamayos liberados en febrero 2018. Todos los guacamayos liberados estuvieron equipados con transmisores VHF (Holohil AI-2C), a excepción de un individuo el cual destruyó todos los collares que se le colocaron. A pesar de esto, el ejemplar pudo ser monitoreado exitosamente, al mantenerse cerca de otros guacamayos. Los guacamayos se siguieron a pie, utilizándose una antena VHF manual para detectar su localización. Se procuró seguir activamente a cada individuo al menos una vez por semana por un período mínimo de 4 horas consecutivas por día, registrándose cada 15 minutos la ubicación geográfica del individuo focal y la de los guacamayos vecinos, utilizando un GPS manual (Garmin etrex). En casos en los que el individuo no era visible pero emitía vocalizaciones, se identificó la isleta de monte en la que se ubicaba y se consideró el centroide de la isleta como ubicación geográfica. En cada detección, se registró la actividad realizada por cada guacamayo. Se trabajó con 7 categorías comportamentales (basadas en Myers & Vaughan 2004 y Cornejo et al. 2005): 1) *Reposo*: instancias en las que el ave está perchada en silencio durmiendo, acicalándose, bañándose o manipulando elementos vegetales sin que exista consumo de los mismos; 2) *Silvestres* : instancias de consumo de frutos, semillas, hojas o flores; 3) *Suplementos*: instancias de consumo de alimentos comerciales provistos en plataformas; 4) *Social*: instancias en las que existe intercambio de vocalizaciones o interacción física entre individuos (e.g.: acicalamiento, persecuciones, alimentación mutua); 5) *Reproductivo*: instancias en las que se realizan actividades de cortejo, cópulas o exploración/uso de nidos; 6) *Vuelo*: instancias en las que el ave se traslada de un punto a otro volando, y 7) *Otro*: comportamientos no incluidos en las categorías anteriores, incluyendo desplazamiento por ramas o suelo en contexto no alimenticio, inspección de bandejas de alimentación vacías e interacciones agonísticas interespecíficas. Cuando se observaron instancias de uso de cajas nidos, se registró la cantidad de tiempo durante la cual los guacamayos permanecieron en su interior. Estos eventos se registraron tanto dentro como fuera de los períodos de monitoreo sistemático descritos.

En total, se llevaron a cabo 1002 horas de monitoreo sistemático en el transcurso de 146 días, alcanzando 876 horas de observación directa de los guacamayos. A su vez, se compilaron observaciones aisladas en 79 días adicionales. En promedio cada individuo fue observado por 421 ± 72.8 horas (Tabla 6.1).

Manejo

Desde el 5 de junio 2017 y hasta el 13 de septiembre 2017 los guacamayos liberados recibieron alimento colocados en plataformas de alimentación en cuatro momentos del día: amanecer, media-mañana, media-tarde y atardecer. La frecuencia de alimentación se redujo a 3 momentos por día (amanecer, mediodía y atardecer) hasta el 13 de diciembre 2017, luego a dos momentos por día (amanecer y atardecer) hasta el 10 de marzo 2017 y una sola vez por día (atardecer) desde esa fecha en adelante. Los guacamayos fueron atraídos hacia las plataformas mediante el uso de silbatos. El número y locación de las plataformas de alimentación varió con el tiempo, aunque las plataformas fueron ubicándose progresivamente a mayor distancia de la jaula para promover una mayor exploración del terreno por los guacamayos (distancia promedio = $449\text{m} \pm 126.6$, $n = 11$). Durante los primeros seis meses, hasta el 28 de enero del 2018, el aviario se mantuvo cerrado durante la noche, encerrándose a los individuos que estaban en su interior a la caída del sol y volviéndoselos a liberar a la mañana siguiente.

Análisis

Patrones de uso del espacio

Para realizar una descripción general de los patrones de exploración espacial a lo largo del tiempo se estimó para cada individuo monitoreado ($n = 10$) la distancia máxima respecto al aviario de liberación registrada cada semana. Se consideró como indicador de fidelidad de sitio al retorno periódico al sitio de liberación, el cual se definió como la detección visual del individuo a menos de 1 km del aviario de liberación al menos una vez al mes. Se generaron polígonos de área de acción a partir de los cuales se 1) construyeron curvas de crecimiento acumulado del área de acción, 2) caracterizó la superficie de hábitat (bosque) utilizada por cada individuo, y 3) evaluó el grado de protección del territorio utilizado por los guacamayos. Finalmente, se comparó el área máxima recorrida por los individuos durante el periodo post-liberación inicial y en la actualidad.

Construcción de áreas de acción

Utilizando las localizaciones colectadas durante todo el período de estudio, se construyeron las áreas de acción para cada individuo monitoreado entre junio del 2017 y mayo del 2018. Se utilizaron localizaciones dónde la presencia del individuo fue confirmada en forma visual o auditiva. Para equilibrar diferencias en el número de registros a lo largo de los meses, se hizo un submuestreo al azar seleccionando cada semana un número de localizaciones igual a la mediana

semanal para cada individuo. En total se utilizó un promedio de 1225.8 ± 218.3 localizaciones por individuo para la construcción de las áreas de acción (Tabla 6.2).

Se utilizó el método tLoCoH (*Time Local Convex Hulls*) el cual, a diferencia de otros métodos de construcción de áreas de acción, incorpora el tiempo transcurrido entre detecciones como parte del modelo. Esto implica que, a la hora de evaluar la separación entre dos puntos, se toma en cuenta no solo la distancia geográfica entre ellos sino también su distancia temporal. De esta forma, el método tLoCoH genera representaciones más realistas del uso del espacio. Esta herramienta es útil cuando se trabaja en paisajes fragmentados (Chirima & Owen-Smith 2017), al ser sensible a los bordes nítidos entre ambientes (*e.g.*: límite bosque-pastizal) minimizando la incorporación de zonas que, por sus características, no pueden ser utilizadas por la especie de estudio (*e.g.*: expansiones de pastizal y estero no serán utilizadas por un guacamayo).

El algoritmo tLoCoH comienza con la selección de un set de puntos (“vecinos más cercanos”) alrededor de cada ubicación. A partir de éstos se generan polígonos convexos mínimos individuales, los cuales se ordenan en base a la densidad de puntos que contienen. El algoritmo une estos polígonos individuales de forma aditiva en un polígono único, calculando el porcentaje total de puntos englobado con cada nueva iteración del proceso. Se alcanza el área final cuando se obtiene un polígono que rodea el 95% de las localizaciones registradas (Getz et al. 2007). En esta tesis se utilizó el método adaptativo de identificación de vecinos más cercanos (Lyons et al. 2013) utilizando valores de a que garantizaran que 95% de las localizaciones tuvieran por lo menos tres vecinos más cercanos (número mínimo de puntos necesarios para construir un polígono individual alrededor de cada locación). La identificación del valor óptimo de los parámetros s (parámetro que determina el nivel de influencia de la distancia temporal entre puntos sobre el análisis) y a (parámetro que determina dentro de qué rango de distancia espacial se consideraran “vecinos” a los puntos) se realizaron siguiendo la metodología descrita en Lyons et al. 2014, utilizando intervalos de 12 horas como referencia. Esto quiere decir que dos puntos cercanos en el espacio, pero entre los cuales transcurrieron 12 horas no fueron considerados como vecinos en la construcción de polígonos individuales. La construcción de las áreas de acción se realizó utilizando el paquete *tlocoh* (Lyons et al. 2013) y se visualizaron en ArcGIS Pro 2.6.2.

Cambio a lo largo del tiempo

Se construyeron curvas de crecimiento acumulado del tamaño del área de acción, agregando sucesivamente los polígonos individuales generados por tLoCoH a partir de los puntos colectados en cada semana después de la liberación, obteniendo así una estimación semanal de

la superficie utilizada hasta ese momento. Se esperó observar un crecimiento gradual, alcanzando finalmente una asíntota que represente al área de acción ya establecida (Di Blanco 2015).

Caracterización del hábitat

Se utilizó el ArcGIS Pro 2.6.2 para caracterizar la composición del hábitat dentro de las áreas de acción, estimando tanto el área de bosque contenida dentro de cada polígono como la superficie total de todas las isletas de monte en contacto con los mismos (*i.e.* incluyendo el área fuera de los polígonos de área de acción en sí). Se estimó a su vez la proporción del área de acción comprendida por plantaciones forestales, dado que los guacamayos fueron observados alimentándose en pinares (*obs. pers.*). Finalmente se evaluó el grado de protección del territorio recorrido por los guacamayos, estimándose la proporción del área de acción localizada dentro de los límites de áreas protegidas nacionales, provinciales y privadas. Se excluye de los resultados de caracterización del hábitat a los datos del individuo que fue recapturado a un mes de su liberación, dado el corto tiempo que estuvo en libertad y su comportamiento atípico en relación al resto del grupo.

Situación actual

Se realizó una comparación del área recorrida por los guacamayos durante su primer año de liberación con la observada en mayo de 2021. Se trabajó con aquellos guacamayos liberados en el 2017-2018 que aún sobreviven en la actualidad ($n = 5$). Dado que la colecta de datos durante el periodo 2019-2021 no fue comparable a la anterior, tanto en frecuencia de muestreo como número de registros colectados, no se pudo utilizar el método tLoCoH para generar áreas de acción que pudieran contrastarse entre sí. Por lo tanto, se recurrió a la construcción de Polígonos Mínimos Convexos (PMC) como estimadores generales del área recorrida por cada individuo utilizando los puntos de máximo alejamiento del aviario de liberación colectados: a) durante el primer año de liberación ($n = 54$ puntos) y b) desde su liberación hasta mayo 2021 ($n = 42$ puntos). Aunque los PMC frecuentemente sobreestiman la superficie de las áreas de acción (Fieberg & Börger 2012), son útiles para realizar comparaciones, sobre todo cuando se tiene un número bajo de puntos (Harris et al. 1990).

Se reportan valores promedio \pm error estándar.

Comportamiento en libertad

Patrón de actividad diaria

Se analizó la frecuencia de ocurrencia de las actividades registradas a lo largo del día para construir el patrón de actividad diaria de los guacamayos al inicio y al final del periodo de monitoreo, buscando comparar con distribuciones de frecuencias observadas en otros psitácidos en libertad. Para esto se estimó la proporción de registros colectados en cada franja horaria desde la salida del sol dedicado a las distintas actividades registradas. Se utilizaron los registros colectados en los primeros tres y últimos tres meses de monitoreo (junio – agosto 2017 y marzo – mayo 2018), correspondiendo el periodo final a la etapa de mínima intervención humana (oferta de un único suplemento de alimento, a última hora del día). Se trabajó con los datos de los guacamayos que estuvieron 12 meses en libertad ($n = 6$).

Comportamiento de alimentación

Se analizaron los patrones de cambio mensual en el comportamiento de alimentación de los guacamayos monitoreados activamente ($n = 10$), esperándose que progresivamente dediquen más tiempo al consumo de frutos silvestres, a medida que la exploración los lleve a encontrar fuentes de alimento estables. Se estimó la proporción del total de registros colectados cada mes correspondiente a las categorías comportamentales *Silvestres*, *Suplementos* y *No alimentación* (agrupa todas las actividades no relacionadas con el consumo de alimento). Para evitar sesgos asociados a diferencias en el número de registros colectados por individuo o en momentos determinados del día, se hizo un submuestreo estratificado al azar, seleccionando un registro por individuo por franja horaria (hora desde la salida del sol) por semana. Así, se trabajó en total con 2567 registros comportamentales.

Efecto de la oferta de alimento suplementario

Para evaluar el efecto de la oferta de alimento suplementario sobre el comportamiento de los guacamayos se comparó la proporción de registros de alimentación de frutos silvestres entre las semanas en las cuales estuvieron disponibles 4, 3, 2 o 1 suplementos de alimento diarios. Las diferencias se evaluaron utilizando el test de Kruskal-Wallis, seguido por el test de comparaciones múltiples de Dunn con la corrección de Benjamini-Hochberg (Thissen et al. 2002). Para este análisis solo se trabajó con los individuos de la primera liberación ($n = 7$), ya que el segundo grupo solamente recibió 1 o 2 suplementos diarios.

Actividad reproductiva

Durante el período de monitoreo activo se registró la formación de parejas y comportamientos de carácter reproductivo (cortejo, cópula e inspección y uso de cavidades). Para aquellos individuos que utilizaron las cajas nidos de forma activa, se estimó la cantidad de tiempo promedio que permanecieron en su interior. Se describen, finalmente, los intentos reproductivos ocurridos hasta mayo de 2021.

Supervivencia

Se utilizó la función de Kaplan-Meier (Kaplan & Meier 1958) para describir la supervivencia durante el primer año de liberación, y la supervivencia anual a partir del primer año para el conjunto de guacamayos liberados desde el 2016 al 2021 ($n = 31$ guacamayos). La supervivencia durante el primer año se definió como la probabilidad de sobrevivir hasta la semana 53 (Collazo et al. 2003). Para aquellos individuos que fueron capaces de sobrevivir más de 12 meses después de la liberación, se estimó la supervivencia anual a partir del primer año (Wear et al. 2005). Los individuos se consideraron como parte del grupo sobreviviente desde el momento de su liberación hasta su muerte, censura o fin del periodo de interés (1 de mayo de 2021). Se clasificaron como censurados aquellos individuos que dispersaron fuera del área de liberación y cuyo destino es incierto, y se consideró como fecha de censura a aquella en la que se lo vio por última vez. Para aquellos individuos que fueron recapturados temporalmente y mantenidos en aviarios por periodos de 1 a 9 semanas antes de volver a ser liberados ($n = 6$), los días en libertad se contabilizaron como la suma de días en que estuvieron efectivamente libres, hayan sido consecutivos o no.

Para evaluar el efecto del manejo sobre la supervivencia, se construyó una curva de supervivencia donde se consideró como fecha de muerte a los días en que se realizaron rescates de guacamayos en situaciones de peligro sin las cuales los individuos hubieran muerto. En los casos en los que hubo múltiples eventos de rescate para el mismo individuo, solo se consideró el primero como fecha de muerte.

Se utilizó el paquete de R *survival* (Therneau 2021) para realizar el análisis y el paquete *survminer* (Kassambara et al. 2021) para visualizar las curvas de probabilidad.

Resultados

Patrones de uso del espacio

Durante el periodo de monitoreo activo se observaron dos patrones generales de exploración espacial, los cuales fueron independientes del momento de liberación de los guacamayos. El patrón A, exhibido por 7 guacamayos (Tabla 6.2), consistió en una tendencia a explorar el área rápidamente, alejándose los individuos a más de 5 km del aviario entre el primer ($n = 6$) y tercer mes después de la liberación ($n = 1$) (Fig. 6.1). Este grupo de guacamayos (“Grupo A” de aquí en adelante) estableció zonas de alimentación en un radio de 12 km del aviario. El patrón B, exhibido por 3 guacamayos (“Grupo B”, Tabla 6.2), consistió en una baja tendencia a la exploración, con los individuos permaneciendo casi exclusivamente en las inmediaciones al aviario. Dos de los individuos no se alejaron a más de 1 km del sitio de liberación en el transcurso de 11 meses. La distancia máxima de alejamiento, alcanzada recién en el doceavo mes, fue de 3.5 km (Fig. 6.1). El tercer guacamayo fue registrado a más de 2 km del aviario de liberación en dos ocasiones durante su primer mes de liberación. En ambos casos, se encontró al individuo en el interior del estero, debiendo recapturárselo

Todos los guacamayos mostraron una alta fidelidad al sitio de liberación durante el primer año de liberación, retornando al mismo al menos una vez al mes durante todo el período de monitoreo (Fig. 6.2) y estableciendo dormideros dentro de un radio de 8 km (distancia promedio $3.75 \text{ km} \pm 0.91$; rango = 0 - 8 km). El uso de dormideros fue variable entre individuos, con algunos de ellos utilizando casi exclusivamente un único sitio (*e.g.*: NIO-M26 en Fig. 6.3) y otros cambiando varias veces de localización (*e.g.*: KCH-M478 en Fig. 6.3).

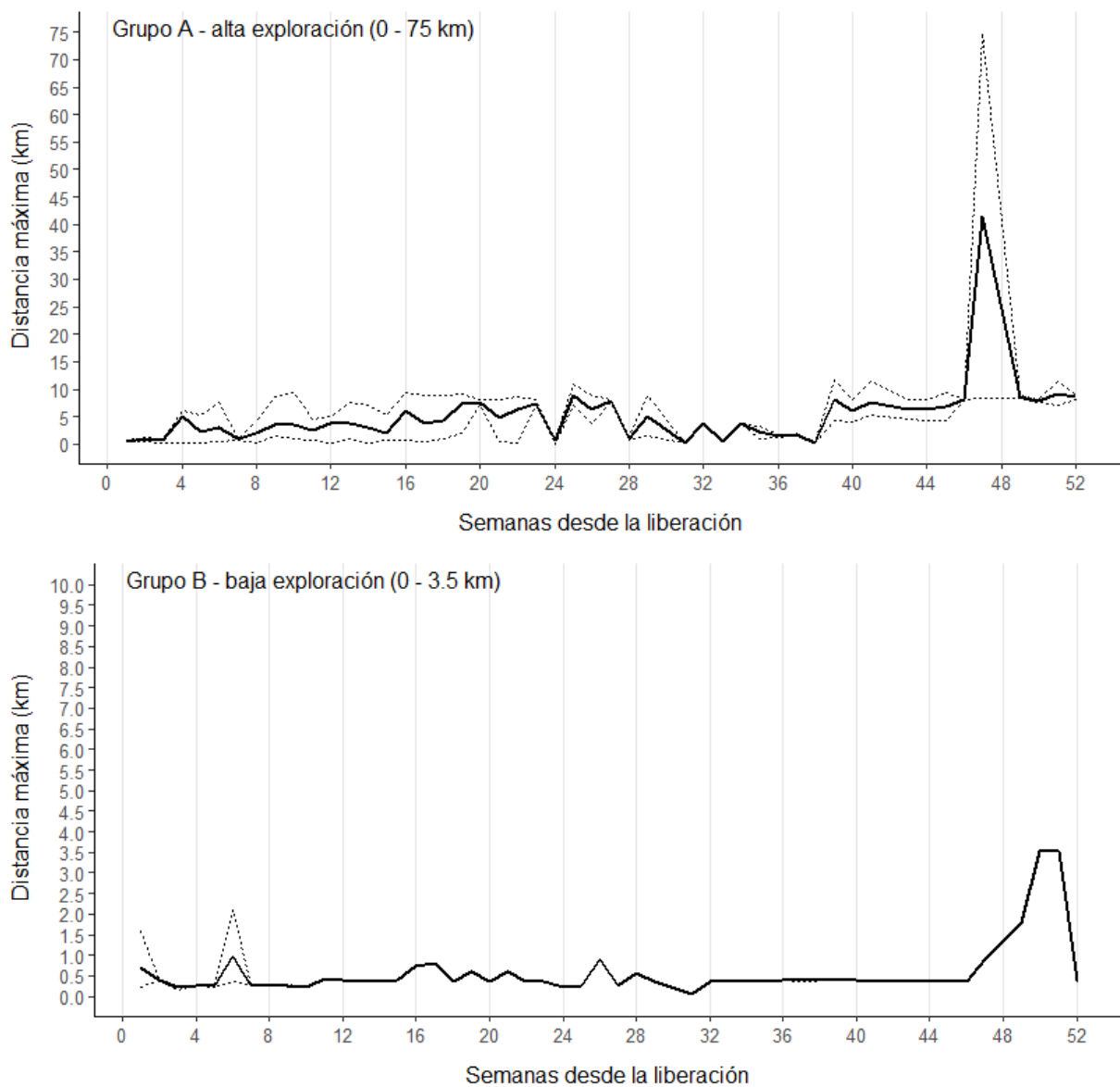


Figura 6.1. Distancia máxima de alejamiento respecto al aviario de liberación para los guacamayos que mostraron alta (Grupo A) y baja (Grupo B) capacidad de exploración. La línea sólida representa el promedio semanal para cada grupo de individuos. Las líneas punteadas delimitan el rango de valores mínimos y máximos registrados cada semana.

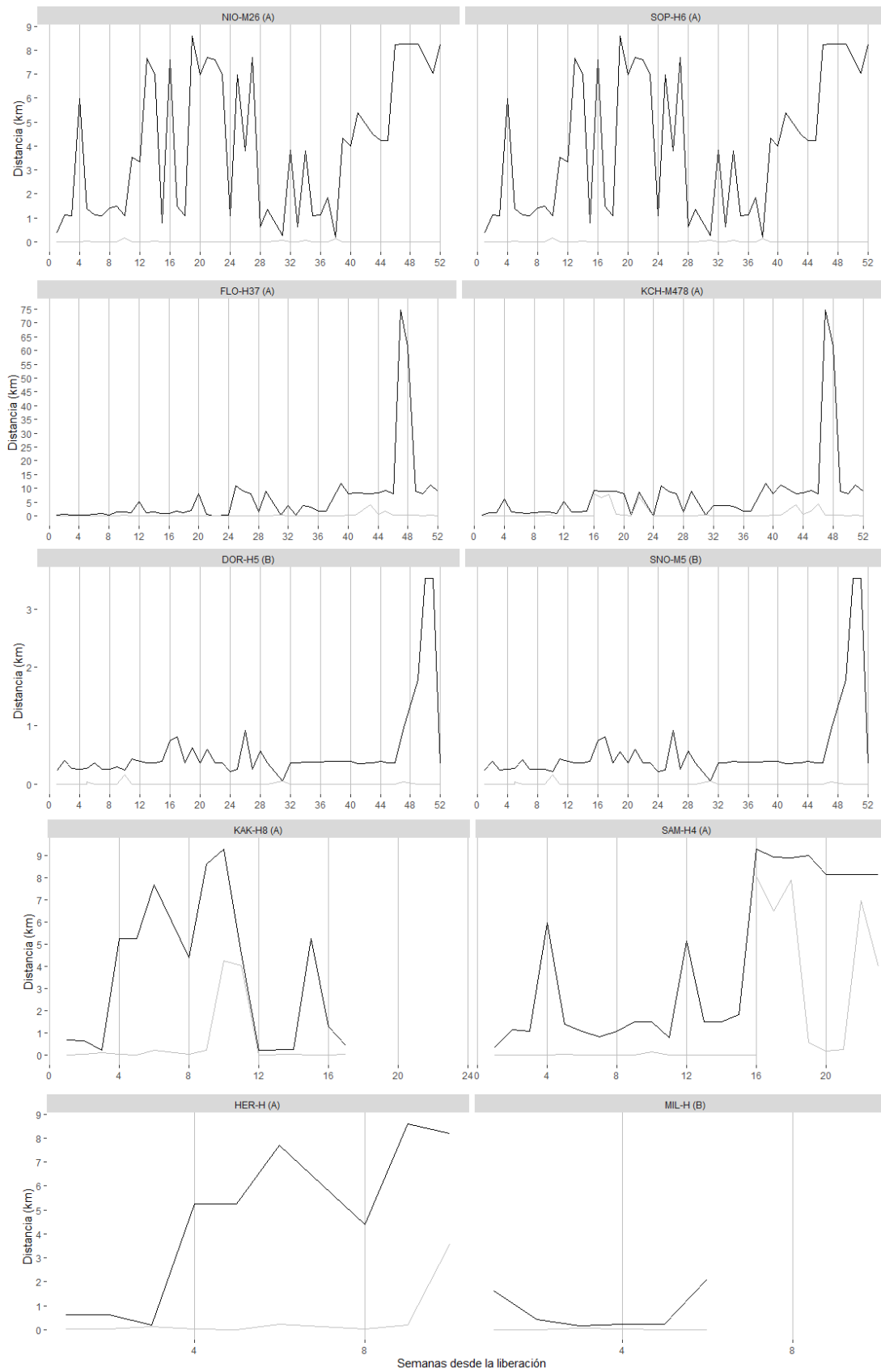
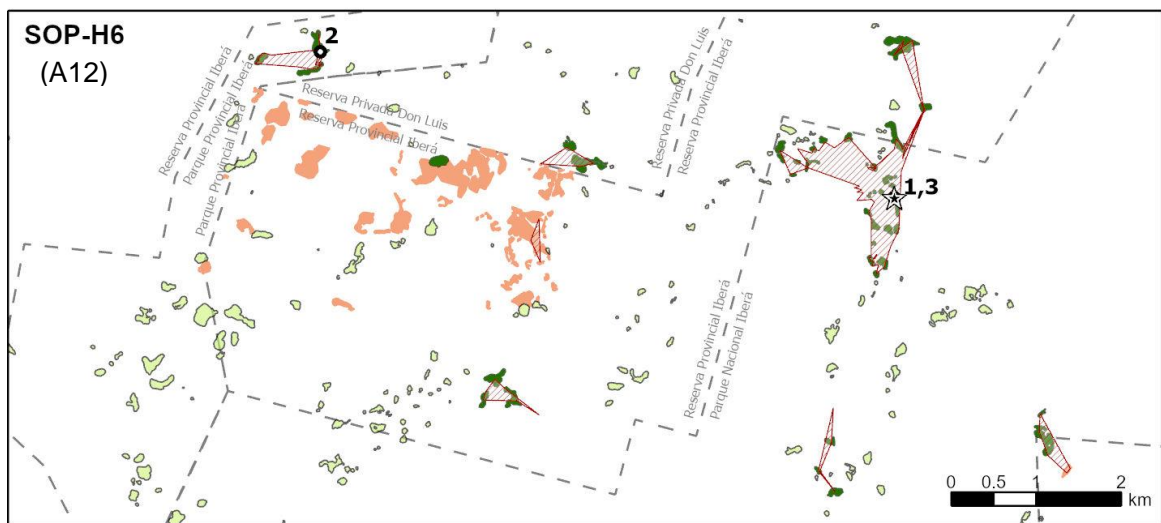
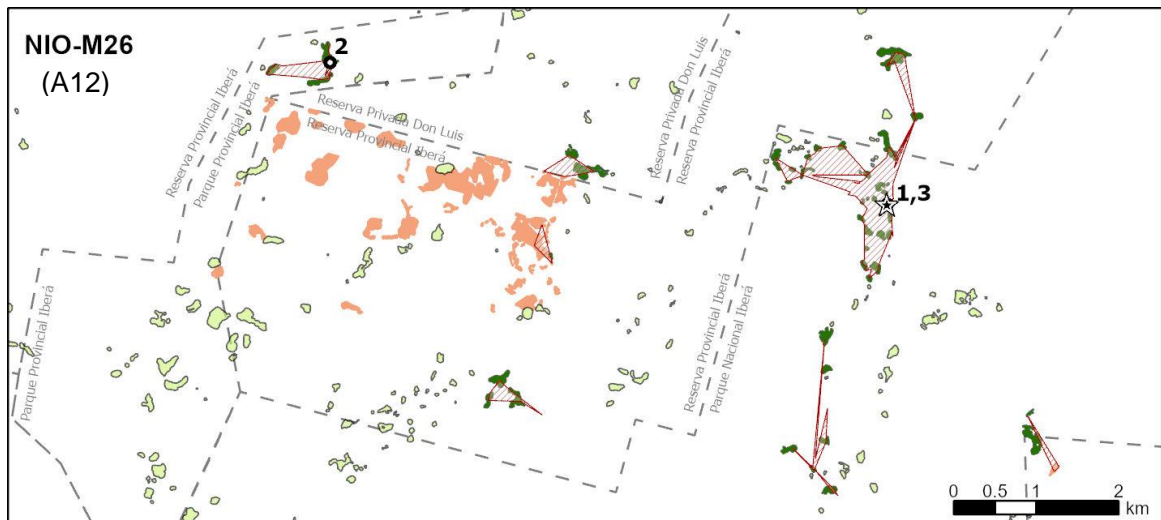


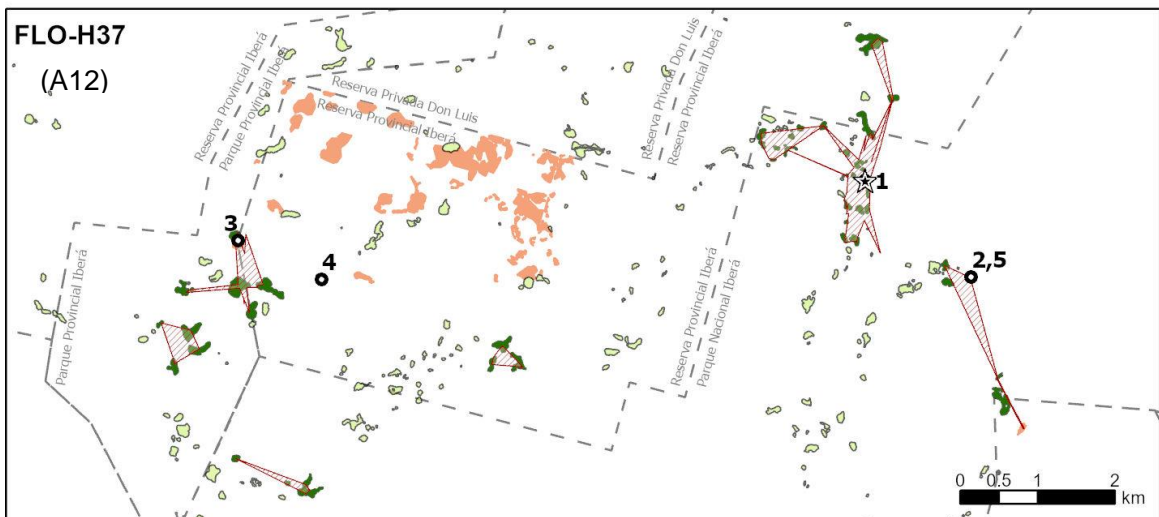
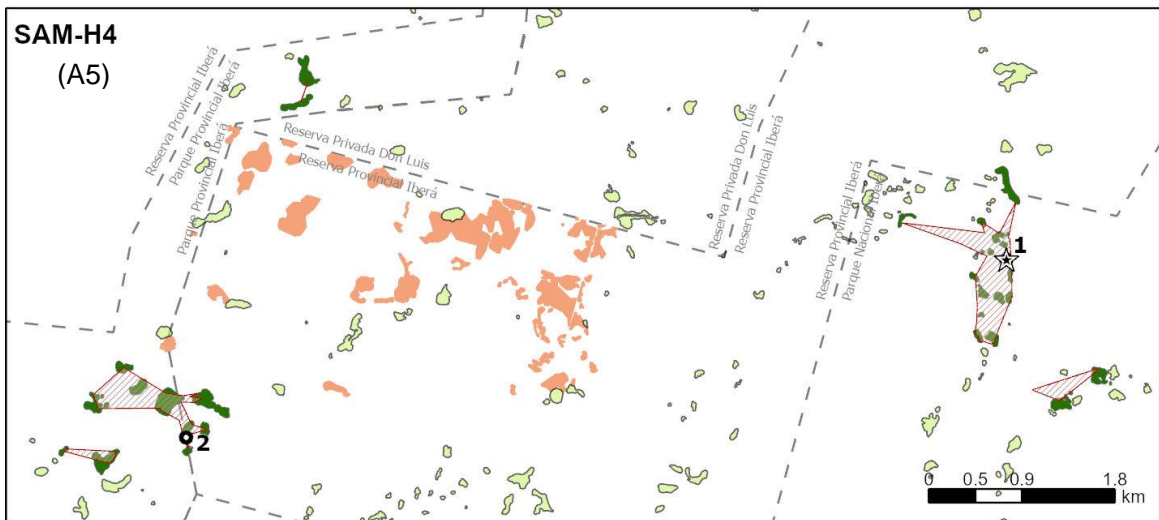
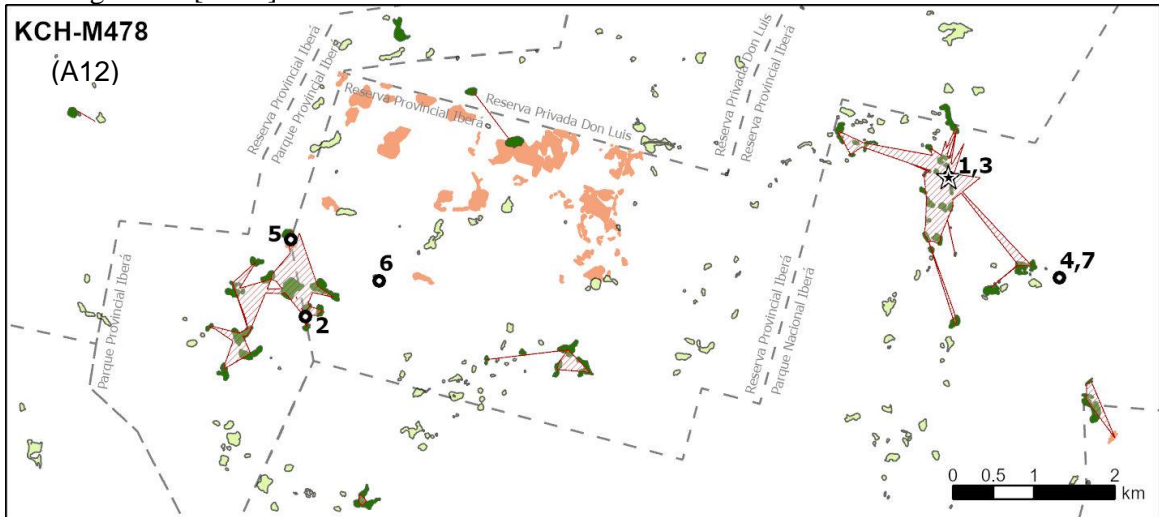
Figura 6.2. Distancias máximas (negro) y mínimas (gris) de alejamiento respecto al aviario de liberación para los guacamayos monitoreado individualmente. Entre paréntesis se indica el patrón de exploración espacial exhibido por el individuo.



- | | | | | | | | |
|---|-----------|--|--------------------|--|---------------------|--|--------------------------|
| ☆ | Aviario | | Area de acción | | Isletas de monte | | Límite de área protegida |
| ● | Dormidero | | Isletas utilizadas | | Forestación de pino | | |

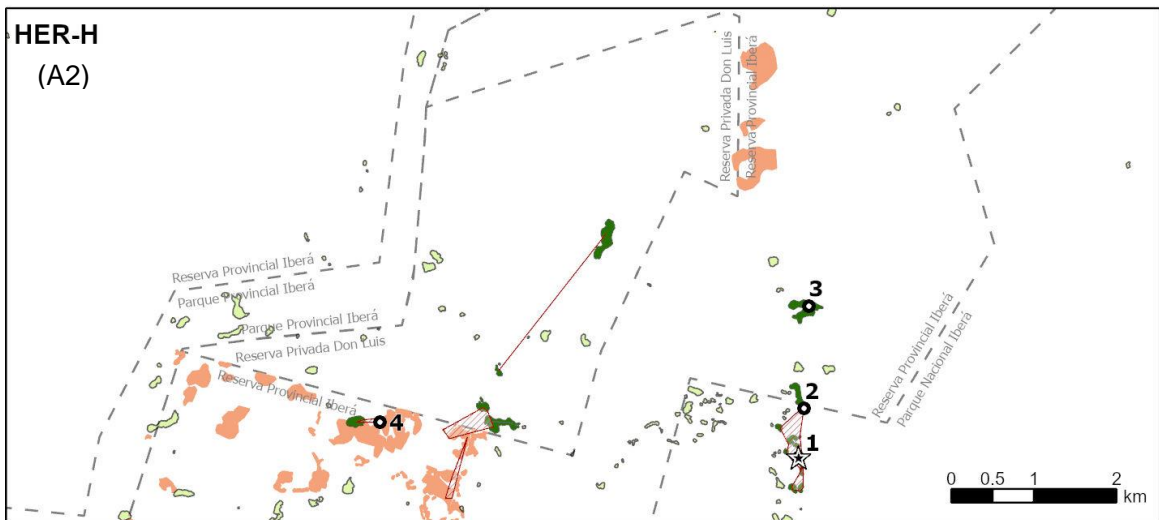
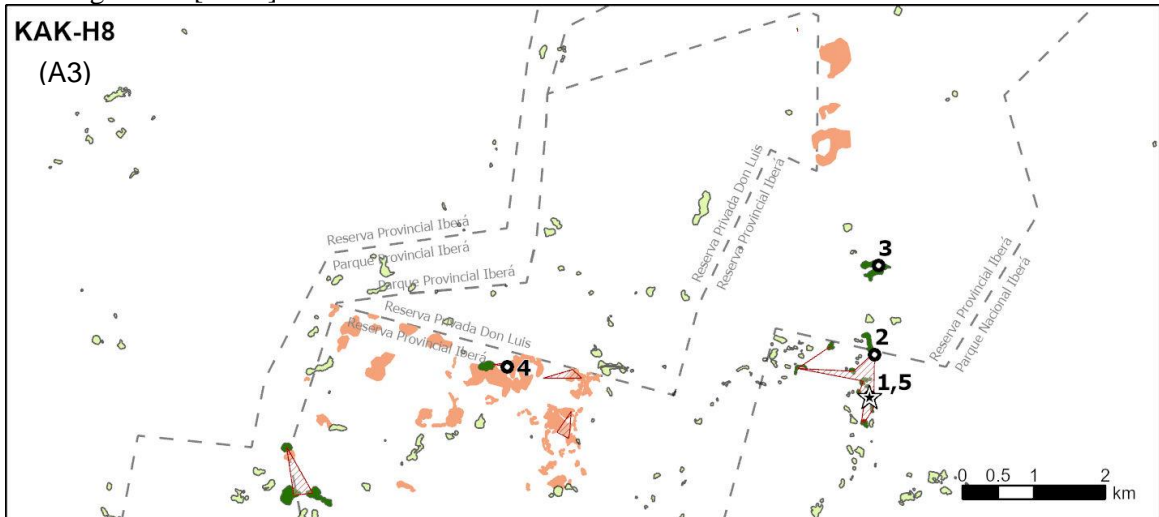
Figura 6.3. Áreas de acción de los 10 guacamayos rojos monitoreados entre junio del 2017 y mayo del 2018. La numeración de los dormideros indica el orden en que fueron utilizados, siendo el de valor más elevado aquel que estaba en uso a fin del periodo de monitoreo intensivo. Entre paréntesis se indica el patrón de exploración espacial exhibido por el individuo (A = Alta, B = Baja) y el tiempo efectivo (meses) en el que fueron monitoreados los guacamayos.

Figura 6.3 [Cont.]



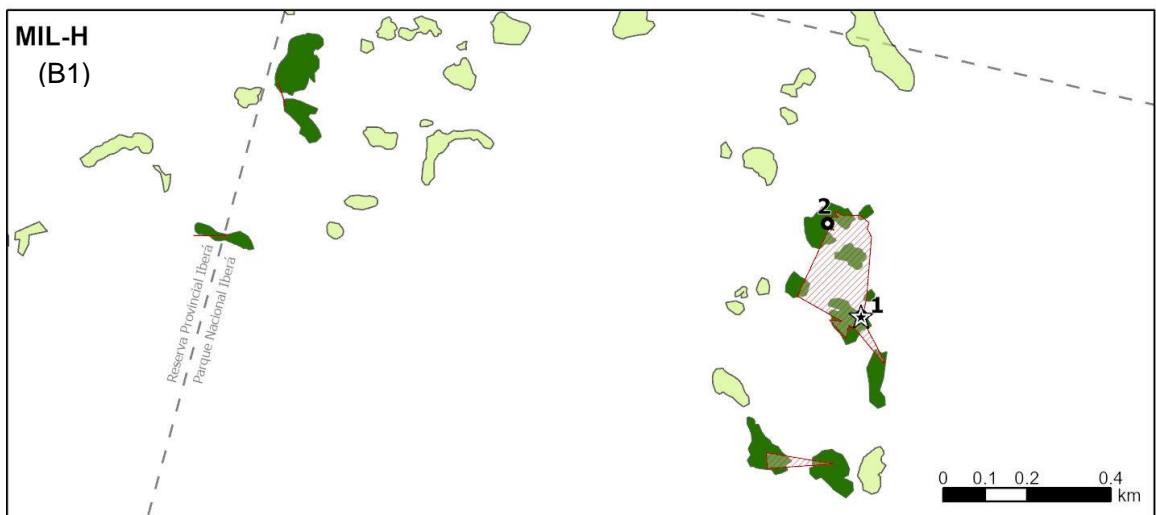
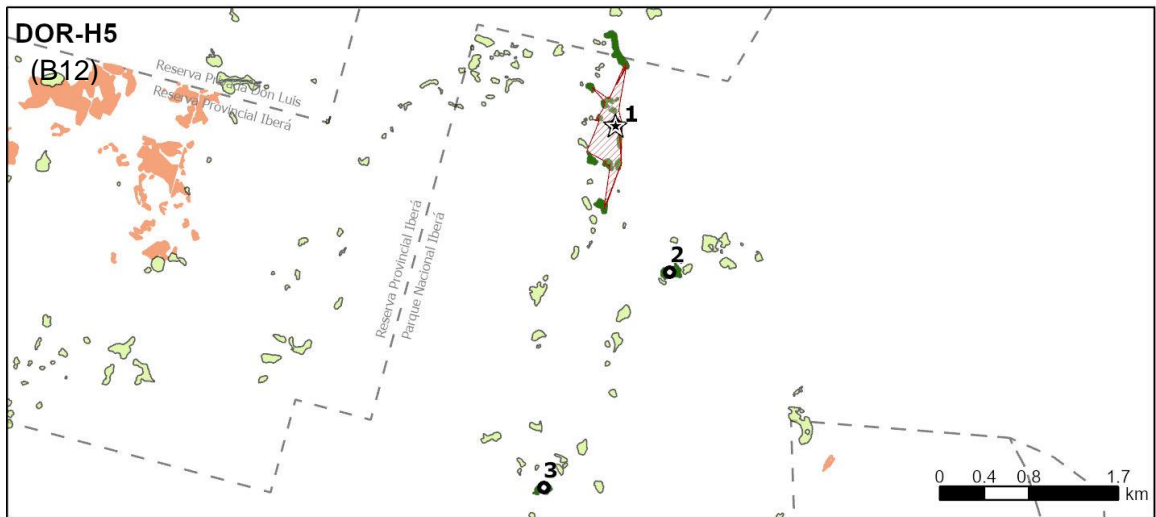
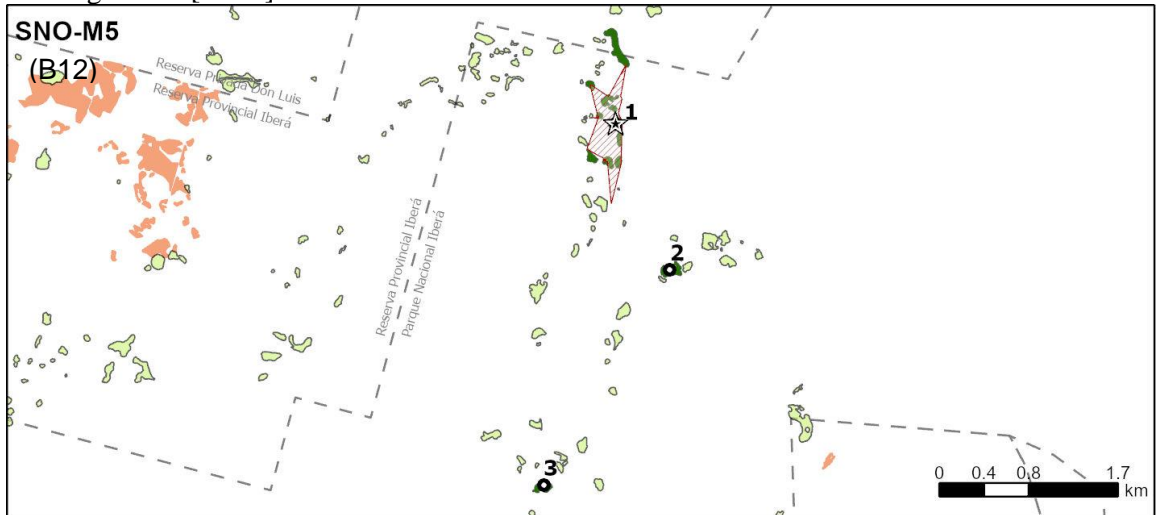
- | | | | | | | | |
|---|-----------|--|--------------------|--|---------------------|--|--------------------------|
| ☆ | Aviario | | Area de acción | | Isletas de monte | | Límite de área protegida |
| ● | Dormidero | | Isletas utilizadas | | Forestación de pino | | |

Figura 6.3 [Cont.]



- | | | | | | | | |
|---|-----------|--|--------------------|--|---------------------|--|--------------------------|
| ☆ | Aviario | | Area de acción | | Isletas de monte | | Límite de área protegida |
| ● | Dormidero | | Isletas utilizadas | | Forestación de pino | | |

Figura 6.3 [Cont.]



- | | | | |
|-------------|----------------------|-----------------------|----------------------------|
| ☆ Aviario | ▨ Área de acción | ■ Isletas de monte | ⋯ Límite de área protegida |
| ● Dormidero | ■ Isletas utilizadas | ■ Forestación de pino | |

El tamaño promedio de las áreas de acción anuales para el Grupo A (*i.e.* 12 meses de datos, $n = 4$ guacamayos) fue de 125.9 ± 7.37 ha. Para los tres individuos con menos de 6 meses de datos, el área promedio fue de 47.1 ± 14.3 ha (Fig. 6.4). Para el Grupo B el tamaño promedio de las áreas de acción anuales ($n = 2$ individuos) fue 19.6 ± 1.34 ha. El individuo que fue recapturado después de un mes en libertad recorrió solamente 4.04 ha en las semanas en que estuvo libre.

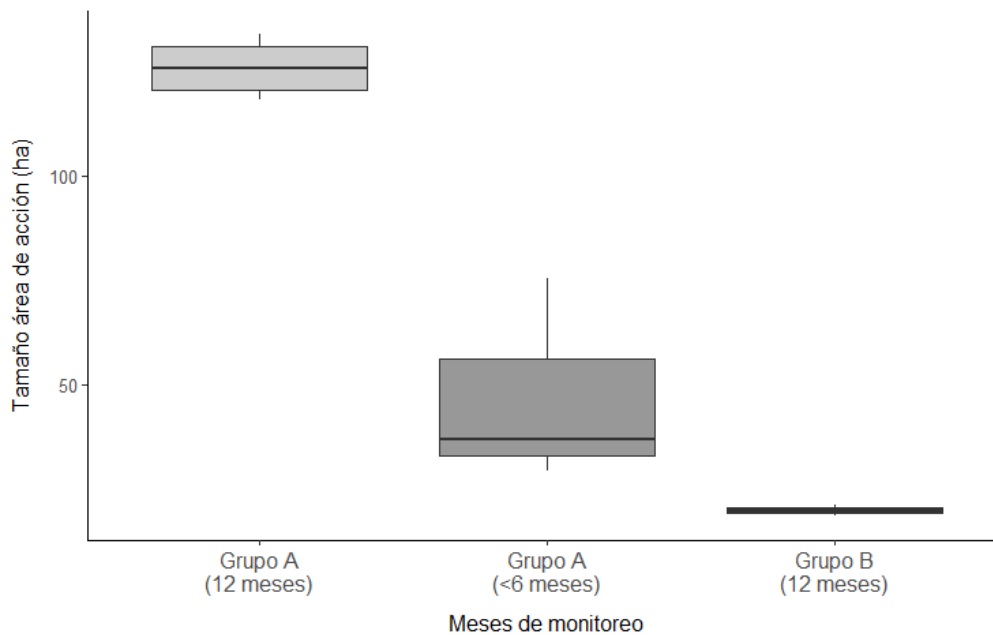


Figura 6.4. Tamaño de las áreas de acción individuales registradas al final del periodo de monitoreo, para guacamayos que mostraron alta (Grupo A) y baja (Grupo B) capacidad de exploración. El grupo A se subdividió a su vez en aquellos individuos monitoreados por 12 meses ($n = 4$) y aquellos monitoreados por menos de 6 meses ($n = 3$). Se observa que estos últimos recorrieron en total un área mayor que los individuos del Grupo B ($n = 3$) en un año.

Cambio a lo largo del tiempo

El crecimiento acumulado de las áreas de acción mostró un patrón escalonado, sin claras señales de alcanzar una asíntota (Fig. 6.5). Las curvas de acumulación de área reflejaron los patrones de exploración espacial mencionados previamente, con el grupo A exhibiendo un crecimiento inicial muy veloz, alcanzando las 20 ha dentro de las primeras 8 semanas (~ 2 meses) desde la liberación y llegando a más de 120 ha en aquellos individuos que fueron monitoreados por 12 meses ($n = 4$). La superficie del área de acción de los individuos del grupo B mostró una tasa de crecimiento muy lenta sin alcanzar en los 12 meses de seguimiento valores mayores a 21 ha (Fig. 6.5).

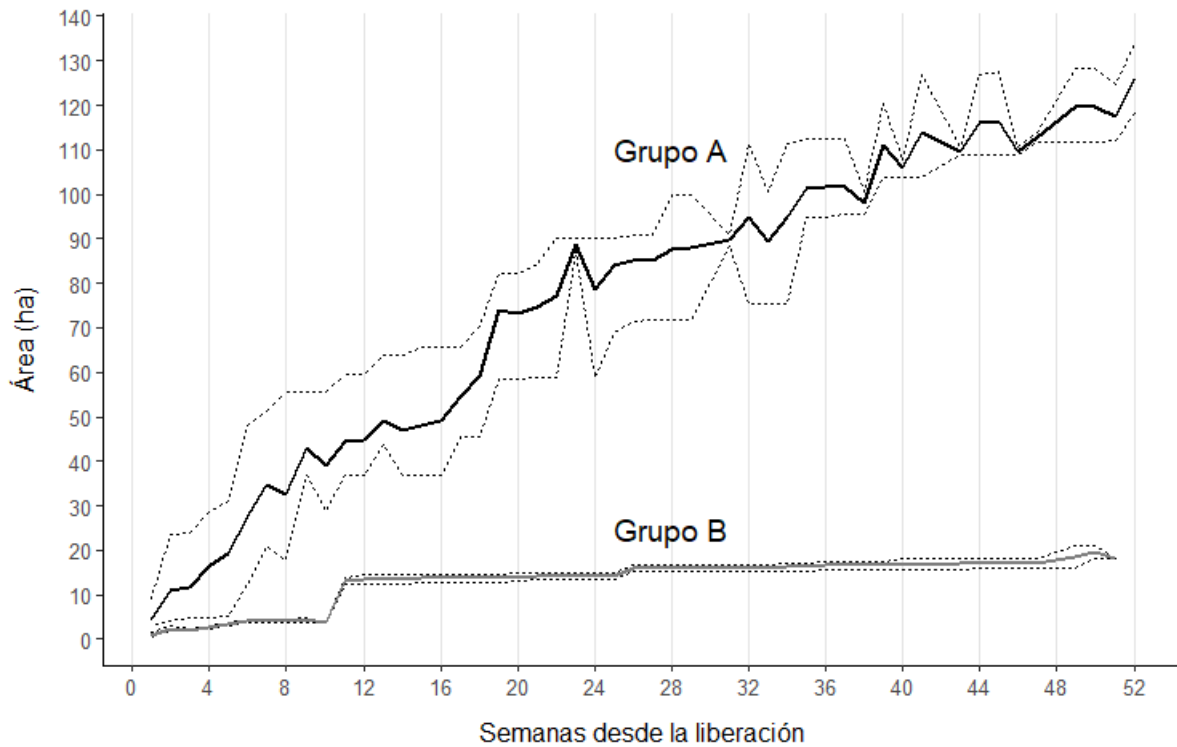


Figura 6.5. Curvas de acumulación del tamaño promedio de las áreas de acción a lo largo del tiempo para los guacamayos que mostraron alta (Grupo A) y baja (Grupo B) capacidad de exploración espacial. Las líneas punteadas delimitan el rango de valores mínimos y máximos registrados cada semana.

Caracterización del hábitat

El 18.0 ± 1.4 % de la superficie de las áreas de acción fue cobertura arbolada, y el resto pastizales y esteros, correspondiendo a zonas de paso entre puntos de uso efectivo. La superficie boscosa dentro de los límites de los polígonos de cada área de acción fue, en promedio, 11.2 ± 2.5 ha, comprendiendo entre 2.98 y 22.2 ha de isletas de monte y, para 6 individuos, entre 0.82 y 4.02 ha de pinares (Fig. 6.6, Tabla 6.2). Cuando se toma en cuenta la superficie total de las isletas de monte en intersección (contacto) con los polígonos de área de acción, se observa que los guacamayos utilizaron en promedio de 34.6 ± 6.6 ha de bosque (7.2– 63.4 ha, Fig. 6.6).

Tabla 6.2. Características de las áreas de acción de los 10 guacamayos rojos monitoreados entre junio del 2017 y mayo del 2018. **Grupo:** categoría en función de la capacidad de exploración exhibida (A = alta, B = baja); **Meses:** cantidad de meses en los que se siguió al individuo; **Puntos:** cantidad de puntos en los que se basó la construcción del área de acción; **tLoCoH (ha):** superficie del área de acción generada utilizando el método tLoCoH; **Isletas (ha):** área total de las isletas de monte en intersección con el polígono de área de acción; **Isletas (%):** porcentaje del polígono de área de acción cubierto por isletas de monte; **Forestaciones (%):** porcentaje del polígono de área de acción cubierto por plantaciones forestales; **PMC 2018 (ha):** área del polígono mínimo convexo generado con datos colectados hasta fin de mayo 2018; **PMC 2021 (ha):** área del polígono mínimo convexo generado con datos colectados hasta principios de mayo 2021.

Código	Grupo	Meses	Puntos	tLoCoH (ha)	Isletas (ha)	Isletas (%)	Forestaciones (%)	PMC 2018 (ha)	PMC 2021 (ha)
NIO-M26	A	12	1739	118.3	46.3	13.2	1.9	6296	19461
SOP-H6	A	12	1736	121.2	44.4	14.0	1.6	6296	19461
KCH-M478	A	12	1662	133.9	63.4	16.6	0.6	93597	344466
SAM-H4	A	5	903	75.5	37.6	19.4	0.0	3405	-
FLO-H37	A	12	1759	130.4	55.4	12.9	0.6	93605	221458
SNO-M5	B	12	1754	20.9	7.2	16.3	0.0	318	-
DOR-H5	B	12	1953	18.3	9.4	16.3	0.0	328	-
MIL-H	B	1	225	3.7	5.5	32.2	0.0	4.2	-
KAK-H8	A	3	232	36.8	23.7	10.4	10.9	3318	262865
HER-H	A	2	295	29.1	24.0	14.2	12.8	2152	-

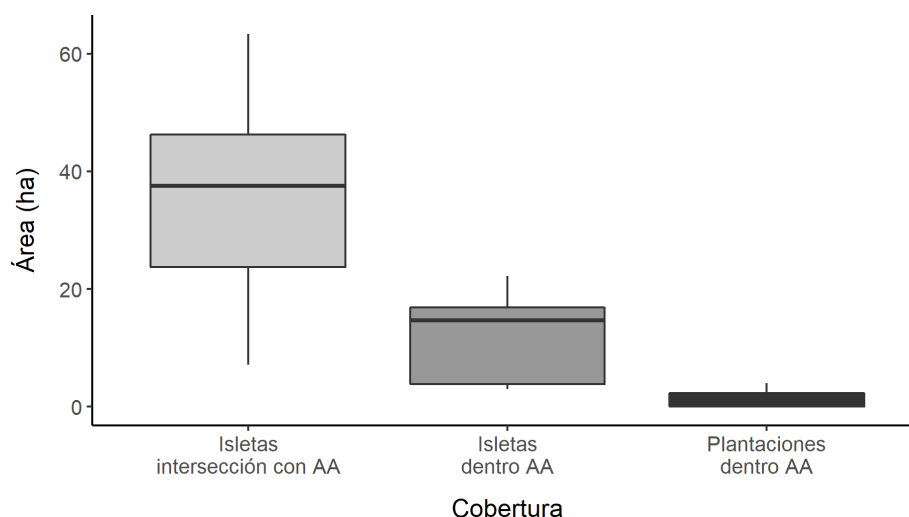


Figura 6.6. Superficie boscosa utilizada por los guacamayos monitoreados entre junio 2017 y mayo 2018 (n = 9). **Isletas intersección con AA:** área total de todas las isletas de monte en intersección con los polígonos de área de acción (AA); **Isletas dentro AA:** área de isletas de monte dentro de cada polígono de área de acción, efectivamente utilizada por los guacamayos; **Plantaciones dentro AA:** área de plantaciones forestales dentro de cada polígono de área de acción.

Aunque la mayor proporción de las áreas de acción estuvo dentro del Parque Nacional Iberá ($67.5 \pm 6.56\%$), casi todos los guacamayos ($n = 8$) utilizaron también áreas fuera de los límites del parque, comprendiendo en algunos casos más del 50% del área de acción individual (Fig. 6.7). En su mayoría estas áreas circundantes correspondieron a territorio dedicado exclusivamente a la protección de la naturaleza, como ser el Parque Provincial Iberá y la Reserva Privada Don Luis. Sin embargo, entre 5.20 y 40.5% del territorio correspondió a áreas de la Reserva Provincial Iberá dedicadas a la producción ganadera y/o forestal.

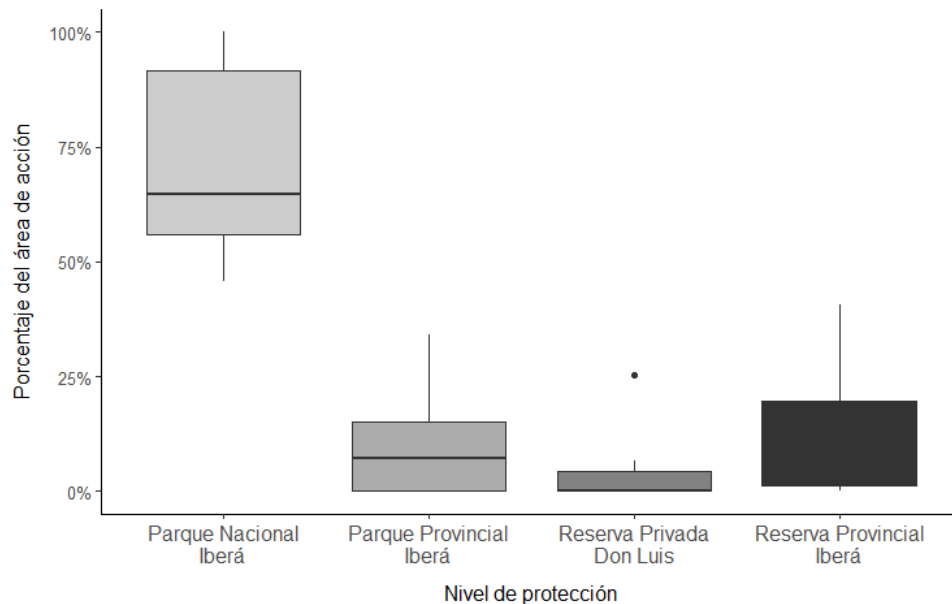
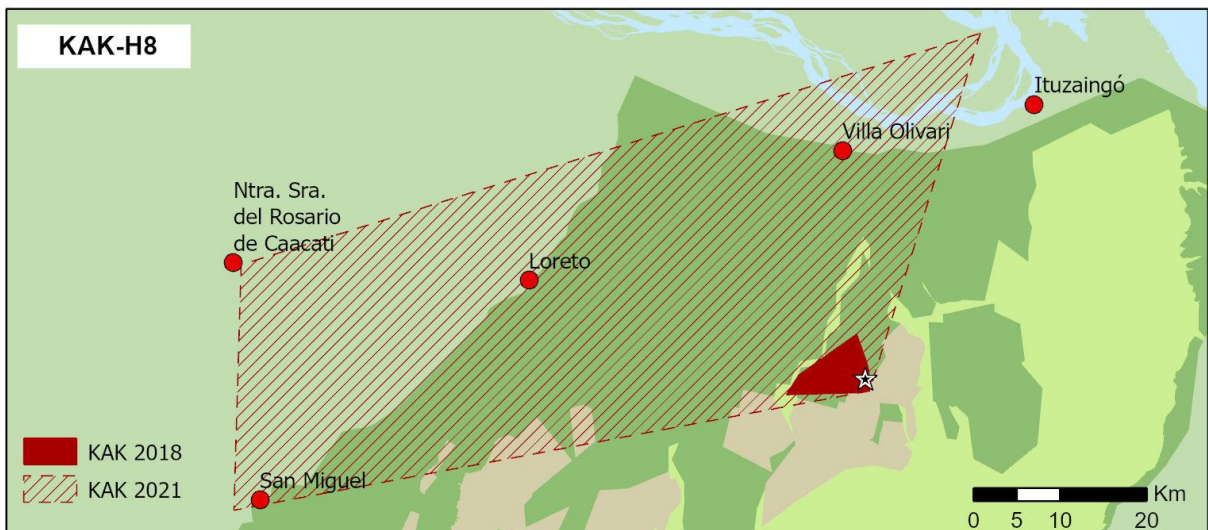
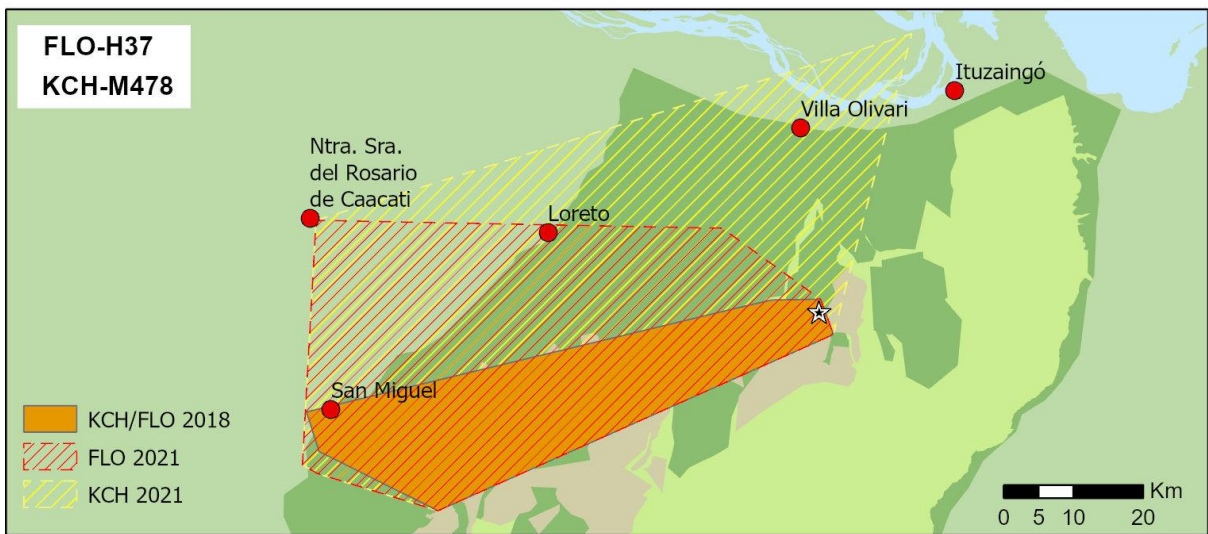
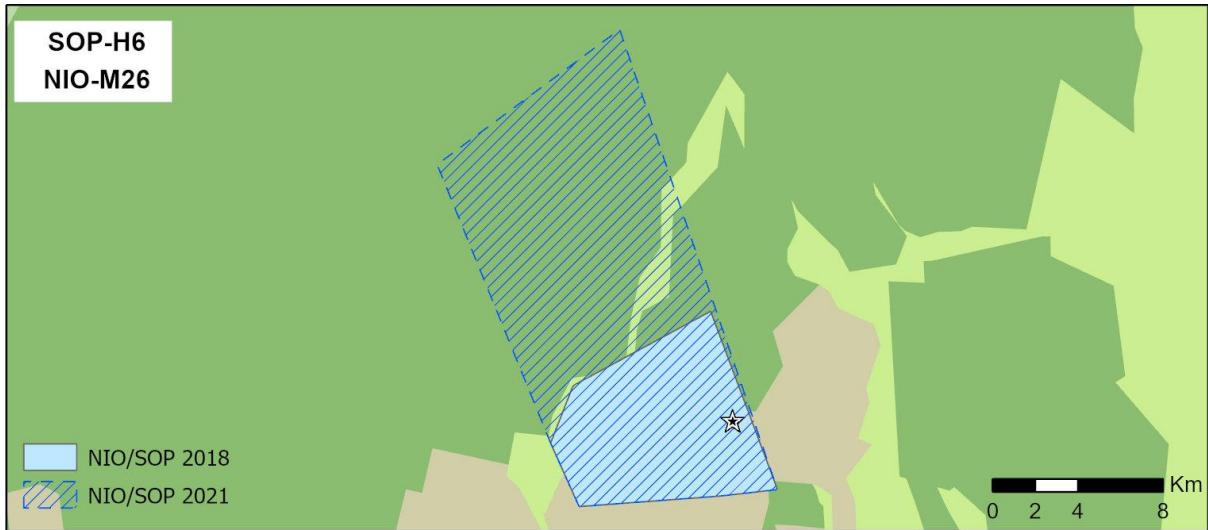


Figura 6.7. Porcentaje de área utilizada por los guacamayos monitoreados entre junio 2017 y mayo 2018 ($n = 9$) de acuerdo con el grado de protección: Áreas sin actividades económicas extractivas, agropecuarias ni forestales, protegidas completamente por el estado nacional y provincial (**Parque Provincial y Nacional**); Áreas sin actividades económicas extractivas, agropecuarias ni forestales, protegidas por intereses privados (**Reserva Privada**); Áreas sin actividades económicas extractivas pero con actividades agropecuarias y forestales, protegidas por el estado provincial (**Reserva Provincial**).

Situación actual

De los cinco guacamayos monitoreados activamente que sobrevivieron a mayo de 2021, solamente dos mantuvieron un área de acción estable en la zona de liberación. Los tres individuos restantes cambiaron su centro de actividad a regiones más alejadas, aunque retornaron ocasionalmente al sitio de liberación. La comparación de los PMC generados durante el primer año post-liberación con los obtenidos en la actualidad muestra que en todos los casos hubo un aumento de la superficie recorrida, siendo entre 2 y 4 veces mayor a la inicial (Fig. 6.8). En el caso del guacamayo liberado en el 2018 (KAK-H8), para el cual solo se colectaron cuatro meses de datos de monitoreo activo, el área recorrida fue 64 veces mayor al área original (Tabla 6.2).



- ☆ Aviario
- Localidades
- Parque Nacional Iberá
- Parque Provincial Iberá
- Reserva Provincial Iberá
- Área no protegida

Figura 6.8. Polígonos mínimos convexos de cinco guacamayos rojos al final del periodo de monitoreo activo (mayo 2018, relleno liso) y en la actualidad (mayo 2021, relleno rayado).

Ninguno de los guacamayos liberados después de febrero 2018 en Camby Retá ($n = 18$) estableció un territorio estable en el área de liberación, abandonando todos ellos sus inmediaciones una vez que se detuvo la provisión de alimento suplementario (Masat *com. pers.*). Sin embargo, todos los individuos que no dispersaron de forma definitiva continúan retornando regularmente al sitio. La presencia de guacamayos fuera del área de liberación se conoce gracias a observaciones de pobladores y se registró una distancia máxima de 77 km. La superficie total utilizada por todos los guacamayos liberados hasta junio de 2021 es de 521,185 ha.

Comportamiento en libertad

Durante las primeras semanas post-liberación, los guacamayos se mantuvieron juntos, pasando la mayor parte del tiempo perchados y alimentándose casi exclusivamente del alimento suplementario ofrecido en bandejas. En las semanas subsiguientes, las parejas establecidas se fueron alejando entre sí, forrajeando principalmente por separado pero observándose en ocasiones eventos de alimentación grupal. No se registraron dormitorios comunales. Aunque inicialmente todos los individuos retornaron a dormir dentro o sobre el aviario de liberación, eventualmente cada pareja estableció su propio dormitorio en isletas de monte distintas. Los guacamayos exhibieron un patrón general de comportamiento consistente en acicalamiento e interacción social a primeras horas de la mañana en las inmediaciones del dormitorio, seguido por un vuelo hacia sitios de alimentación. Hacia el final del día, fue frecuente observar a los guacamayos vocalizando y realizando vuelos circulares alrededor de las isletas de montes donde habían estado forrajeando o en las inmediaciones del aviario. Este comportamiento duraba hasta la caída del sol, cuando los guacamayos emprendían el vuelo de retorno hacia sus dormitorios. De los individuos liberados en febrero del 2018 dos (KAK-H8 y HER-H) adoptaron rápidamente el patrón de comportamiento diario exhibido por el primer grupo, alimentándose principalmente por su cuenta pero ocasionalmente uniéndose a los restantes guacamayos para forrajear o volar juntos. El tercer guacamayo de dicha liberación (MIL-H) exhibió muy malas capacidades de adaptación, permaneciendo casi todo el tiempo reposando en las inmediaciones del aviario sin alimentarse por su cuenta a pesar de existir amplia disponibilidad de frutos comestibles a su alrededor. Este individuo fue recapturado.

Patrón de actividad diaria

Durante los primeros tres meses después de la liberación, la principal actividad realizada por los guacamayos fue el reposo (55% de las observaciones). Los guacamayos dedicaron casi el 20% del tiempo al consumo de frutos silvestres. Este tiempo estuvo concentrado en la mañana, en tres franjas horarias las cuales reunieron el 25% de las observaciones dedicadas a la alimentación

(Fig. 6.9A). En los últimos tres meses el patrón de actividad diario fue diferente al observado en los primeros tres meses después de la liberación. Se observó una disminución general del tiempo dedicado al reposo (31% de las observaciones), aumentando a su vez la cantidad de registros dedicados a actividades sociales y, particularmente, a la alimentación con frutos silvestres. Los guacamayos dedicaron casi la mitad del día a esta última actividad (47.7% de las observaciones) y en casi todas las franjas horarias más del 25% de los registros correspondieron al consumo de frutos, concentrándose particularmente en la tarde (Fig. 6.9B).

Comportamiento de alimentación

Se observó un aumento en la proporción de registros de alimentación mensuales, correspondiendo principalmente a un incremento en el consumo de frutos y semillas silvestres. Esta actividad pasó de ser el 19.5% de las observaciones durante el primer mes post-liberación a ser el 54.4 % doce meses después (Fig. 6.10). Se observó un aumento marcado del tiempo dedicado a la alimentación a partir del octavo mes después de la liberación, coincidiendo con una reducción en el número de suplementos de alimento (*i.e.* disminución de la frecuencia de alimentación de tres a dos veces por día).

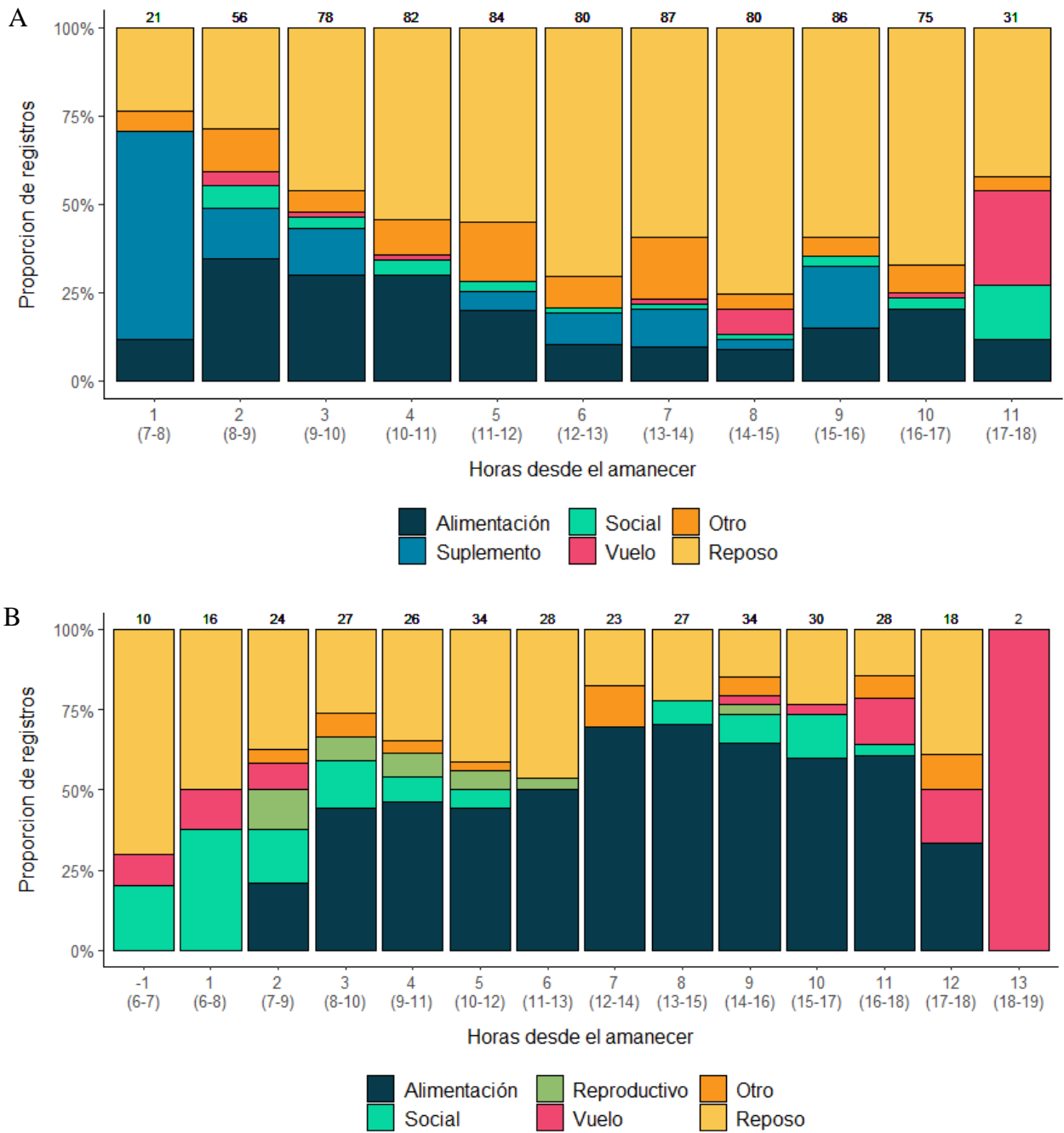


Figura 6.9. Patrón de actividad diaria de los guacamayos al inicio (**A**: junio – agosto 2017) y al final (**B**: marzo – mayo 2018) del periodo de monitoreo intensivo. En el eje x se muestran la cantidad de horas transcurridas desde la salida del sol y, entre paréntesis, las franjas horarias correspondientes a cada una de ellas, las cuales difirieron en los distintos meses muestreados. Sobre las barras se presenta el número de registros observacionales utilizados para la construcción de cada una de ellas.

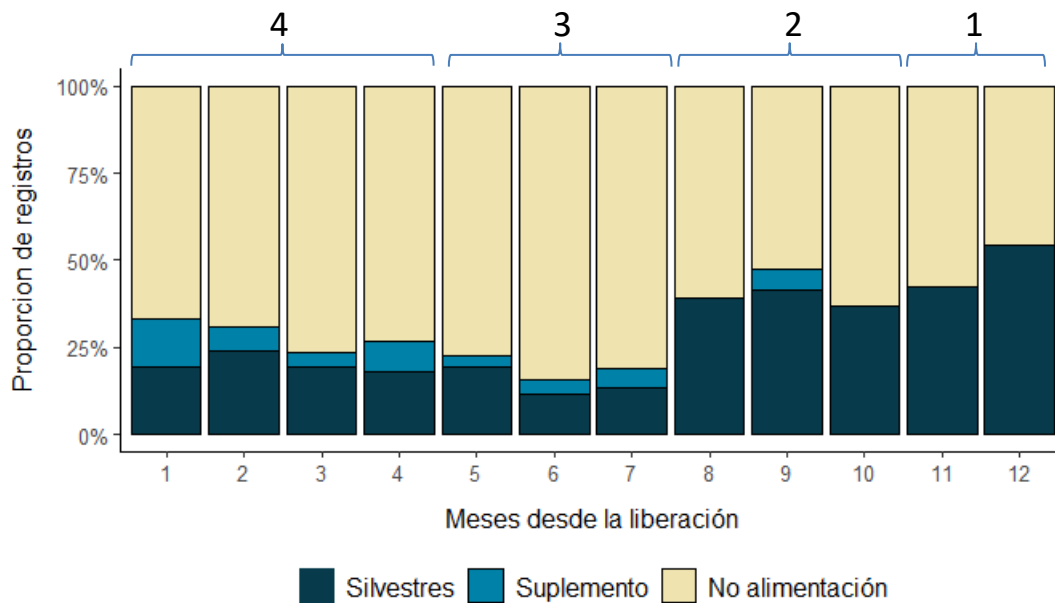


Figura 6.10. Patrones de cambio mensual en el comportamiento de alimentación de los guacamayos monitoreados. **Silvestres:** consumo de frutos, semillas o flores silvestres; **Suplementos:** consumo de alimentos comerciales provistos; **No alimentación:** actividades no relacionadas con el consumo de alimento. El mes 1 corresponde a junio 2017 y el mes 12 a mayo 2018. Sobre el gráfico se indica el número de suplementos diarios ofrecidos en cada periodo.

Efecto de la oferta de alimento suplementario

Se observó una diferencia significativa en la proporción de registros semanales de alimentación de frutos silvestres en los periodos en que se ofrecieron distintas cantidades diarias de suplementos de alimento (Kruskal–Wallis $\chi^2 = 18.64$, $gl = 3$, $p < 0.05$). Los resultados del test de Dunn mostraron que estas diferencias estuvieron dadas por una mayor proporción de observaciones cuando se ofreció alimentación suplementaria entre 1 y 2 veces al día comparado con el número registrado cuando la oferta de alimento estuvo entre 3 y 4 veces al día (Fig. 6.11).

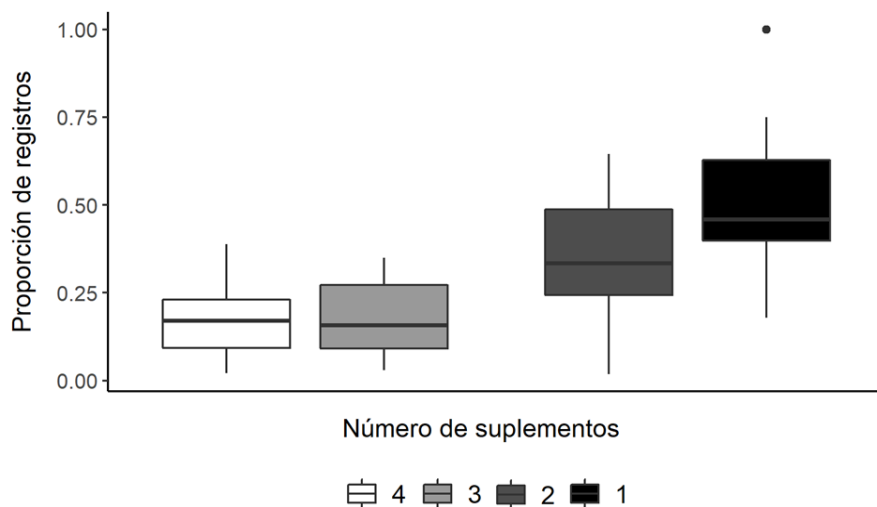


Figura 6.11. Proporción de registros de alimentación de frutos o semillas silvestres en las semanas en las que se ofrecieron 4, 3, 2 o 1 suplementos de alimento diarios.

Actividad reproductiva

Entre diciembre de 2016 y abril de 2021 se registró la formación de ocho parejas, involucrando 13 individuos distintos (Tabla 6.1). Cuatro de las parejas se establecieron durante el periodo de pre-suelta y cuatro se formaron en libertad. El grupo de liberación del 2017 incluyó dos parejas establecidas (parejas 4 y 6) y tres guacamayos sin pareja (dos hembras y un macho). Dos de éstos se emparejaron durante el primer mes después de la liberación (pareja 5). La hembra de la pareja 4 (SAM-H4) desapareció de la zona cinco meses después de la liberación. El macho de la pareja 4 (KCH-M478) entonces formó nueva pareja con la hembra solitaria (FLO-H37) y esta pareja (pareja 7) se mantuvo durante el resto del monitoreo activo. En años subsiguientes al monitoreo, se observó a KCH-M478 asociado también con la única hembra sobreviviente del segundo grupo de liberación (KAK-H8). Desde entonces hasta la actualidad se observó a KCH-M478 en compañía de una u otra de estas dos hembras en distintas ocasiones.

Todas las parejas exhibieron indicios de comportamiento de reproductivo durante el periodo de monitoreo activo. Se observaron exhibiciones de cortejo entre septiembre y mayo, y cópulas entre noviembre y mayo, registrándose el mayor número de cópulas en enero de 2018. Las parejas 5 y 6 fueron observadas explorando cajas-nido. La pareja 6 defendió activamente la caja nido frente a monos aulladores (*Allouatta caraya*) y permaneció en promedio 0.93 ± 0.05 h diarias en su interior entre agosto 2017 y mayo 2018 ($n = 27$ días, rango = 0.02 a 6.05 h, Fig. 6.12A). No se registraron puestas durante el primer año post-liberación.

Las dos primeras puestas de Guacamayo Rojo registradas en Iberá fueron en octubre de 2019 (pareja 6) y en marzo de 2020 (pareja 7). En ambas puestas los huevos se encontraron rotos en las primeras semanas de incubación, siendo las causas de dichos sucesos desconocidas. En septiembre del 2020 la pareja 6 puso tres huevos que eclosionaron en el mes de octubre (Fig. 6.12B). Dos de los tres pichones sobrevivieron hasta abandonar exitosamente el nido en enero de 2021. Esta nidada tuvo que recibir asistencia dado que los padres, en particular la hembra, no lograron aportar una cantidad suficiente de alimento para que los pichones crezcan adecuadamente. La asistencia consistió en alimentar a mano a los pichones hasta el día 55 y, posteriormente, ofrecer alimento suplementario a los padres en plataformas localizadas junto al nido (ver Masat et al. 2021).



Figura 6.12. A) Pareja 6 haciendo uso de nido artificial en agosto 2017; B) Primer nidada exitosa de la pareja 6 (octubre 2020).

Supervivencia

De los siete guacamayos liberados en junio del 2017, seis sobrevivieron los 12 meses durante los cuales se realizó el monitoreo activo. El séptimo individuo (SAM-H4) sobrevivió al menos 5 meses, hasta noviembre de 2017 cuando se obtuvo la última detección de su transmisor. De los tres guacamayos liberados en febrero 2018, uno (KAK-H8) sobrevivió exitosamente hasta el fin del periodo de monitoreo activo, otro (HER-H) murió por causas desconocidas a los dos meses de su liberación y el tercero (MIL-H) fue recapturado un mes después de su liberación luego de

haber sido rescatado en dos ocasiones del interior del estero. Este individuo volvió a ser liberado dos meses después. Desde el 31 de mayo de 2018, momento en que finalizó el período de monitoreo activo de estos dos grupos, tres guacamayos fueron depredados, persistiendo en mayo de 2021 cinco miembros del grupo original.

En la actualidad (mayo 2021), 15 de los 31 guacamayos liberados entre el 2016 y abril 2021 persisten en la zona (Tabla 6.1). De los 16 restantes, seis tienen paradero desconocido y diez fueron hallados muertos. De estas 10 muertes confirmadas, seis muertes se atribuyen a eventos de depredación, una muerte a inanición, y tres con causa desconocida (Tabla 6.1).

El análisis de Kaplan-Meier reveló una probabilidad de supervivencia para el primer año post-liberación de $65\% \pm 10$ ($IC_{95\%} = 48 - 87\%$). La mayor mortalidad de individuos ocurrió en los primeros tres meses después de la liberación, perdiéndose el 25% de los guacamayos en ese periodo (Fig. 6.13). La probabilidad de supervivencia disminuyó de forma gradual para el resto del periodo, estabilizándose en una supervivencia anual de $59\% \pm 11$ ($IC_{95\%} = 42 - 84\%$) a partir de la semana 57 desde la liberación. La probabilidad de supervivencia anual después del primer año para aquellos individuos que superaron los 12 meses de supervivencia ($n = 12$ guacamayos) fue alta, $83\% \pm 11$ ($IC_{95\%} = 65 - 100\%$). Al día de la fecha no se han registrados eventos de mortalidad confirmada de individuos que hayan estado libres por más de 13 meses.

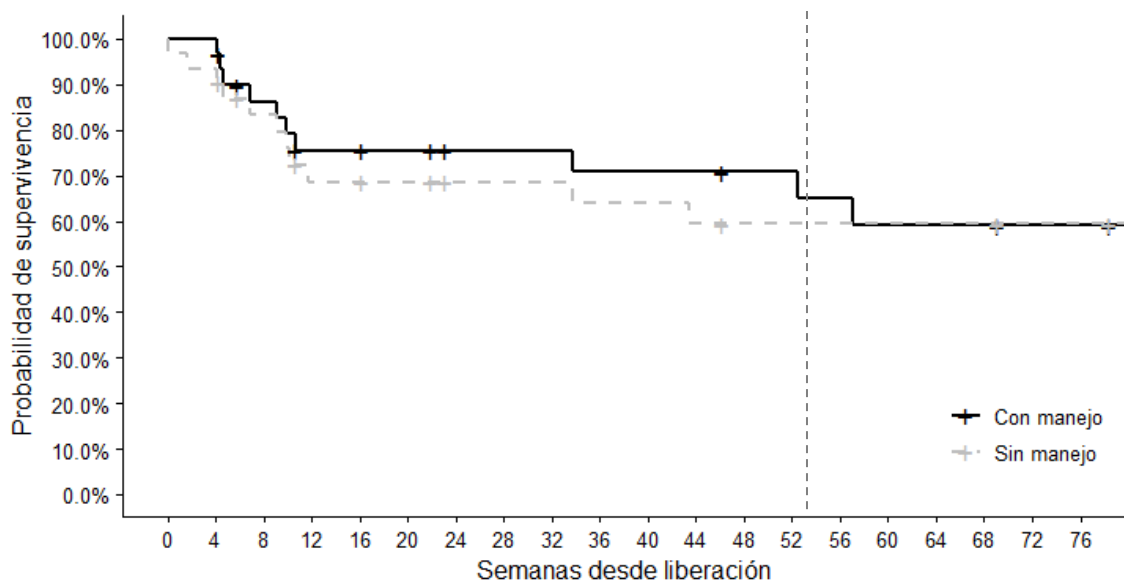


Figura 6.13. Curvas de supervivencia de Kaplan-Meier para 31 guacamayos liberados durante el periodo 2016-2020. En gris se presentan los valores de supervivencia si no hubieran existido intervenciones de rescate de individuos en peligro. Las cruces representan eventos censurados (paradero actual incierto). La línea vertical indica la semana 53 post-liberación.

Desde la primera liberación, cinco individuos fueron rescatados de situaciones de peligro, dos de ellos por ser atacados por zorros de monte (*Cerdocyon thous*), dos por quedar atrapados en la vegetación después de aterrizar en el estero, y uno por mostrar señales de desnutrición (Fig. 6.14). La curva de supervivencia en un escenario sin intervenciones de rescate de individuos mostró un comportamiento similar al anterior, con la mayor mortalidad ocurriendo durante los primeros tres meses después de la liberación (Fig. 6.13). Sin embargo, la reducción en la probabilidad de supervivencia se dio más temprano y fue más marcada, estabilizándose en $59\% \pm 10$ ($IC_{95\%} = 43 - 82 \%$) en la semana 43. En comparación, la probabilidad de supervivencia en dicha semana dentro de un escenario con manejo fue de $71\% \pm 9$ ($IC_{95\%} = 55 - 90 \%$). El valor de supervivencia durante el primer año de liberación fue algo menor (59%) comparado con el observado en presencia de manejo (65%). La supervivencia anual superado el primer año fue igual en ambos casos.



Figura 6.14. Las intervenciones de rescate de individuos se dieron principalmente ante el ataque de zorros a individuos en el suelo (**Arriba**) y el aterrizaje de individuos en la vegetación de zonas inundadas, quedando atrapados en el pajonal (**Abajo**).

Discusión

Patrones de uso del espacio

Los guacamayos monitoreados mostraron una alta fidelidad al sitio de liberación retornando al mismo regularmente y estableciéndose en un radio de 8 km respecto al aviario de liberación. Los guacamayos se movieron dentro de un radio de 12 km, estableciendo áreas de acción anuales de entre 18 y 134 ha. Las áreas de acción individuales exhibieron el patrón de crecimiento esperado, aumentando en tamaño a lo largo del tiempo a medida que los guacamayos exploraban la zona en busca de recursos. Sin embargo, el tamaño de las áreas de acción no llegó a estabilizarse durante el transcurso del primer año de monitoreo, continuando su expansión en los años subsiguientes. En mayo de 2021, el tamaño de las áreas de acción de estos guacamayos fue entre 2 y 4 veces mayor al registrado al final del primer año de monitoreo.

El área promedio de polígono mínimo convexo para los cinco guacamayos que han estado libres en Iberá por más de tres años fue tres veces mayor que la reportada en un estudio similar en el Guacamayo Rojo en la selva de la Amazonia peruana donde se monitorearon con telemetría tres guacamayos durante tres años (Adamek 2011). Esta diferencia de tamaño en el área podría estar asociada a la continuidad del paisaje de bosque en cada sitio de estudio (selva amazónica vs sabana). El registro de áreas de acción de mayor tamaño en Iberá podría estar reflejando la necesidad de atravesar áreas abiertas para acceder a la cantidad de hábitat requerida para la subsistencia individual (Volpe 2014; Gardiner et al. 2019). Entre el 13.6 y el 26.9 % de cada polígono estuvo cubierto por área boscosa. Puede interpretarse entonces que los guacamayos recorren un área 4 a 7 veces mayor que la que recorrerían si el ambiente fuera un bosque continuo. En conjunto, los guacamayos liberados en Iberá utilizaron 93 ha de bosque nativo (individualmente entre 7 y 63 ha) y 7.6 ha de pinares. Estos valores son similares a los reportados en selvas tropicales continuas los guacamayo rojos utilizan entre 38 y 102 hectáreas de bosque (Haugaasen & Peres 2008). Las áreas forestadas con pino representaron entre el 0.6 y el 12.8 % del área de acción en 6 guacamayos. Los guacamayos utilizaron los pinares principalmente para alimentarse (ver Capítulo 7), aunque ocasionalmente también como dormideros.

Durante el primer año post-liberación los guacamayos se desplazaron por territorios con un alto grado de protección. La mayor proporción de las áreas de acción se ubicaron en zonas de Parque Nacional, Parque Provincial o Reserva Privada, dentro de las cuales existen estrictas reglamentaciones no solo respecto a la caza sino también a la conservación de la estructura del paisaje, siendo mínima la presencia humana. En cambio, en las tierras comprendidas dentro de la Reserva Provincial, también utilizadas por los guacamayos en diverso grado, está permitido el

desarrollo de actividades agro-forestales contando por lo tanto con isletas de monte más degradadas y mayor presencia humana. Durante el año de monitoreo intensivo existió una única instancia en la cual los guacamayos entraron en contacto con zonas pobladas, cuando la pareja 7 fue observada durante cuatro días en los alrededores del pueblo de San Miguel, a 75 km del sitio de liberación. En la actualidad, al menos 10 guacamayos se han avistado en puestos rurales aislados y 7 de ellos han alcanzado zonas pobladas, incluyendo las localidades de Loreto, Caa-catí, San Miguel, Villa Olivari, Ituzaingó y Galarza. Mientras en algunos casos los registros parecen haber correspondido a avistajes casuales, en otros se confirmó que los individuos establecieron dormideros en la zona (Masat *com. pers.*). El alejamiento de los guacamayos hacia áreas no protegidas y urbanas presenta riesgos, al hacerlos más vulnerables a ser capturados o cazados. Sin embargo, el uso de áreas pobladas tiene también aspectos positivos, pudiendo ayudar a la detección de los guacamayos en zonas distantes, así como al seguimiento de individuos que no tienen un transmisor funcional. La dispersión hacia zonas fuera del área de liberación podría estar indicando que la calidad de hábitat dentro de la misma es subóptima con respecto a la disponible en la región. Sin embargo, el hecho de que la mayoría de las observaciones comprendan eventos de alimentación sobre especies exóticas (*e.g. Melia azedarach*), podría estar indicando que la dispersión está motivada por la búsqueda de estas especies en particular, las cuales son raras dentro del área de liberación.

A pesar de que la mayor parte de los guacamayos está asentada en la actualidad fuera del área de liberación se ha observado a todas las parejas retornar a la misma al comienzo de la época reproductiva, registrándose su presencia a través de cámaras trampa colocadas en cajas nidos así como por observación directa. En zonas tropicales se observaron fluctuaciones estacionales en la abundancia de guacamayos de distintas especies, incluida el Guacamayo Rojo, que podrían reflejar un proceso de migración (Renton 2002; Berg et al. 2007; Rivera-Ortíz et al. 2008; Carrara et al. 2020). Debido en parte a la dificultad para monitorear guacamayos a través de grandes distancias, las causas de estos movimientos estacionales son poco claras, y algunos autores sugieren que podrían estar relacionados con actividades de nidificación (Renton 2002; Carrara et al. 2020). Esta hipótesis pareciera ser consistente con el uso del espacio observado en el conjunto de guacamayos liberados en Iberá, donde aumenta la frecuencia de detecciones de individuos en el área de liberación durante el periodo reproductivo disminuyendo en periodo no-reproductivo (Masat *com. pers.*). El hecho de que todas las parejas establecidas continúen retornando al área de liberación durante la época reproductiva podría estar indicando que los guacamayos no han sido capaces de localizar cavidades naturales adecuadas en otras regiones o que estas son de menor calidad que la exhibida por las cajas nidos y por lo tanto menos atractivas.

A su vez, el hecho de que se alejen durante periodo no-reproductivo podría estar indicando que existe una mejor disponibilidad de alimento en otras zonas.

Comportamiento en libertad

Hacia el final del primer año en libertad, todos los guacamayos mostraron un buen nivel de autosuficiencia, basando su alimentación en frutos y semillas silvestres. Se observó un cambio en el comportamiento de forrajeo, dedicando cada vez una mayor proporción del día a esta actividad. En los últimos meses de monitoreo los guacamayos pasaron la mitad del día alimentándose, comenzando temprano en la mañana y continuando hasta el final de la tarde. Hacia el final del período de monitoreo, los guacamayos rojos reintroducidos exhibieron dos picos de actividad de desplazamiento, uno al amanecer y otro a la caída del sol, correspondiendo a viajes entre dormideros y zonas de alimentación (Gilardi & Munn 1998; Salinas-Melgoza & Renton 2005; Masello et al. 2006; Vaughan et al. 2013). Sin embargo, al contrario de lo observado en otras regiones (Ferreira 2013), no hubo un marcado descenso de la actividad de alimentación hacia el mediodía. A pesar de observarse un leve aumento en la proporción de registros de reposo en las horas centrales del día, el forrajeo continuó constituyendo la actividad principal de los guacamayos.

En general, se asocia la disminución de la actividad durante el mediodía a evitar realizar actividades que requieran un gran gasto metabólico en las horas de mayor calor (Westcott & Cockburn 1988; Boyes & Perrin 2010). Esto podría estar explicando la ausencia de observaciones de vuelo durante el mediodía. La alimentación no sería particularmente costosa para los individuos ya que no requiere gran movilidad una vez que localizan una fuente de alimento, pudiendo alimentarse en el mismo punto (*e.g.*: una palmera) durante algunas horas (Capítulo 7). El consumo de frutos podría estar a su vez contribuyendo a la hidratación de los individuos durante los periodos de calor (Koutsos et al. 2001). Otra posible explicación para los picos de actividad matutinos y vespertinos observadas en psitácidos está relacionada con la disponibilidad y accesibilidad de recursos (Gilardi & Munn 1998; Masello et al. 2006). Bajo esta hipótesis, ante la presencia de recursos abundantes, los individuos podrán alimentarse hasta saciarse en la mañana, descansar y retomar la actividad al atardecer. En ambientes en los cuales el alimento es menos abundante o más difícil de procesar, los individuos deberán dedicar más tiempo a la alimentación. Esto podría explicar el patrón de actividad observado en la etapa inicial de la liberación, el cual presenta un pico de actividad matutino dedicado al consumo de suplementos de alimento y, en menor medida, frutos silvestres mientras que durante la tarde la

gran mayoría de los registros correspondieron al reposo. Durante estos primeros meses se ofrecían cuatro suplementos de alimento por día, por lo cual es probable que los individuos no tuvieran motivación para forrajear por su cuenta. A partir del mes ocho, cuando se reduce la frecuencia de entrega de alimento a dos momentos en el día, se observa un marcado aumento en el tiempo de alimentación general y de silvestres en particular (Fig. 6.10), dedicando casi la totalidad del día a esta actividad.

Actividad reproductiva

El periodo reproductivo del Guacamayo Rojo en Corrientes estaría comprendido entre septiembre y mayo, siendo en este periodo cuando se observaron actividades de cortejo y cópula durante el primer año de liberación. Los individuos liberados iniciaron la puesta de huevos en el segundo año y lograron reproducir exitosamente en el tercer año después de la liberación. Estos tiempos en la reproducción son similares a los observados en otros proyectos de reintroducción de guacamayos, para los cuales se han reportado periodos de entre 1 a 7 años hasta la producción exitosa de pichones (Brightsmith et al. 2005; Estrada 2014). La ausencia de nidadas en el primer año de liberación podría estar asociada a la poca antigüedad y la falta de experiencia de las parejas (Castro et al. 1994; Sanz & Grajal 1998). La falta de experiencia podría explicar la ruptura de huevos en las primera dos puestas registradas, así como los problemas de la hembra para alimentar a los pichones en la tercera nidada.

Supervivencia

Los guacamayos monitoreados lograron establecerse exitosamente en el Iberá. La mayoría de los integrantes del primer grupo de liberación sobrevivió hasta mayo de 2021. En un proyecto de reintroducción la presencia de conespecíficos en el área disminuye el riesgo de que los nuevos individuos abandonen el área, por lo tanto en liberaciones de especies sociales el asentamiento de un grupo “pionero” contribuye al éxito de las liberaciones subsiguientes (Brightsmith et al. 2005; Clair et al. 2013; White et al. 2021).

La supervivencia del 65% para el primer año registrada para los grupos de Guacamayo Rojo en Iberá es un buen indicador de progreso del proyecto de reintroducción. En proyectos de reintroducción de psitácidos la tasa de supervivencia para el primer año suele ser muy variable, reportándose valores tan bajos como 35% (Lopes et al. 2018) y tan altos como 100% (Forbes 2005), pero aceptándose en general como indicador de éxito una tasa mayor a 50% (Brightsmith et al. 2005; White et al. 2012). La mayor mortalidad de individuos se registró durante las

primeras 12 semanas post-liberación. Esta observación coincide con lo reportado por White *et al.* (2021) donde la mayor mortalidad de psitácidos criados en cautiverio se da en los primeros tres meses posteriores a la liberación. Durante este periodo los individuos son más vulnerables, debido a su inexperiencia con el nuevo ambiente (Mathews *et al.* 2005; Moseby *et al.* 2015b). Así, la pérdida de individuos en un corto período de tiempo después de ser liberados es un patrón común en proyectos de reintroducción (Calenge *et al.* 2005; Reading *et al.* 2013). A medida que pasa el tiempo y desarrollan conocimiento sobre la disponibilidad y localización de recursos y refugios, la probabilidad de muerte por falta de alimento o depredación disminuye (Wear *et al.* 2005; Tavecchia *et al.* 2009). No se observaron eventos de mortalidad después del mes 13 desde una liberación, y la tasa de supervivencia anual para los individuos que superaron el primer año en libertad fue de 83%. Esto estaría indicando que aquellos individuos que sean capaces de sobrevivir más de un año en libertad tendrán grandes probabilidades de efectivamente formar parte de la población estable de Guacamayos Rojo en el norte de Corrientes.

La depredación fue la mayor causa de mortalidad en los guacamayos reintroducidos. Las características de los restos de guacamayos encontrados (marcas de dientes, ubicación de los restos) entre el 2016 y 2021 fueron atribuidos a eventos de depredación por zorro de monte, aunque no puede descartarse que, siendo los zorros carroñeros, estas marcas pueden haber sido ocasionadas post-mortem. Dos ataques de zorro de monte (*Cerdocyon thous*) a guacamayos libres fueron observados durante el periodo de monitoreo activo. En ambos ataques, los guacamayos sobrevivieron gracias a la asistencia de las personas que presenciaron el evento. Sin embargo, ambos guacamayos finalmente fueron depredados meses más tarde. Todos los guacamayos depredados acostumbraban descender al suelo a alimentarse de guayabas, haciéndolos más susceptibles al ataque de zorros.

Efecto del manejo

Entrenamiento de pre-suelta

El entrenamiento anti-depredador, a pesar de haber generado cambios en el comportamiento, no parece haber sido particularmente efectivo en prevenir eventos de depredación. El entrenamiento se aplicó, por cuestiones logísticas, a solamente uno de los grupos de pre-suelta (grupo 2, Tabla 1.1), mientras que tanto los grupos de liberación subsiguientes como el grupo de liberación piloto fueron liberados sin haber experimentado este entrenamiento ($n = 31$). La tasa de depredación para el grupo entrenado fue de 29% ($n = 2$ de 7 guacamayos depredados), mientras que para los no entrenados fue del 19% ($n = 6$ de 31 guacamayos depredados). Si se considera que las muertes

por causas desconocidas ($n = 3$) fueron producto de eventos de depredación, la última tasa aumenta a 29%. Aunque no se observaron eventos de depredación por parte felinos ni rapaces sobre guacamayos entrenados, tampoco se observaron sobre individuos no entrenados, a excepción de dos individuos del grupo piloto. Así, no puede asegurarse que el entrenamiento haya resultado en una tasa menor de depredación por parte de dichos depredadores. Se puede atribuir esta aparente falta de ineffectividad del entrenamiento anti-depredador al hecho de que el mismo no se focalizó en el depredador adecuado. Del total de eventos confirmados de depredación, el 75% fue perpetrado por zorros, considerándose a estos en la actualidad el mayor peligro para los guacamayos reintroducidos.

Por otro lado, el desempeño en libertad de aquellos individuos que recibieron entrenamiento de vuelo parecería evidenciar un efecto positivo del mismo sobre la supervivencia grupal. Durante la liberación piloto, en la cual los guacamayos no fueron entrenados, cinco de los seis individuos que dejaron el aviario tuvieron que ser rescatados del interior del estero, tres de ellos dentro de la primer media hora después de su liberación. En contraste, solamente 2 de los 31 individuos que recibieron entrenamiento de vuelo fueron rescatados del estero. Mientras que las caídas del grupo piloto tuvieron lugar mientras los individuos intentaban desplazarse entre isletas de monte separadas por una distancia menor a 800 m, el único guacamayo rescatado durante el periodo de monitoreo activo cayó al estero mientras cruzaba un espacio abierto de 3 km de extensión. Los guacamayos restantes mostraron muy buenas capacidades de vuelo, siendo capaces de recorrer grandes áreas de terreno y observándose vuelos continuos de más de 6 km de longitud.

Manejo post-liberación

Aunque en el corto plazo el rescate de individuos de situaciones de peligro ayudó a mantener la tasa de supervivencia, no tuvo un efecto en la supervivencia anual, que resultó igual en ambos escenarios (con y sin manejo). Cuatro de los cinco individuos rescatados fueron depredados a los pocos meses de la intervención. Estos individuos mostraron comportamientos no deseados como alimentarse en el suelo, no vigilar sus alrededores, y utilizar las fuentes de alimento suplementario por un período de tiempo mucho mayor al resto de los guacamayos. Tres de estos individuos pertenecieron al “Grupo B”, un grupo que mostró una dispersión limitada. La identificación temprana de este tipo de comportamientos facilitará el proceso de selección de candidatos y decisiones de manejo como la recaptura definitiva de individuos o implementación de medidas focalizadas que ayuden a revertir la situación (Lopes et al. 2018).

El efecto de las bandejas de alimento en el uso del espacio no se evaluó de forma experimental. Sin embargo, las observaciones indicarían su utilidad tanto para anclar a los individuos liberados al sitio de liberación como para promover la exploración de nuevos sitios en los individuos liberados. Todos los guacamayos monitoreados activamente permanecieron en la zona al menos 5 meses después de la liberación, en contraste con lo ocurrido durante la prueba piloto donde 3 de 7 guacamayos abandonaron el sitio en las primeras dos semanas después de su liberación. Los guacamayos exhibieron un alto apego a las plataformas de alimentación, retornando a las mismas incluso cuando ya era evidente que eran capaces de explotar sus propias fuentes de alimento. Los individuos respondieron adecuadamente al uso del silbato, lo cual permitió guiarlos hacia distintas isletas de monte en las inmediaciones del aviario de liberación. El uso de múltiples plataformas evitó que se diera habituación a un único punto como fuente de alimento, forzando a los guacamayos a volar entre distintas isletas para acceder a los suplementos. Esta práctica fue indispensable para promover la exploración de la zona por parte de al menos una pareja de guacamayos (pareja 5), la cual expandió su área de acción siguiendo una configuración similar a la de la disposición de las plataformas de alimentación. En particular, la colocación de una bandeja a 1.5 km del aviario en la semana 49 después de la liberación estaría explicando el aumento radical en la distancia máxima de alejamiento del aviario para estos guacamayos a partir de este momento (Fig. 6.1).

La oferta frecuente de suplemento alimenticio estuvo asociada a una baja proporción de registros de alimentación de frutos silvestres (Fig. 6.11). Los suplementos de alimento suelen tener un alto contenido energético, y por lo tanto resultar particularmente atractivos para los individuos liberados, quienes los utilizarían a pesar de tener acceso a otras fuentes de alimento (Armstrong & Perrott 2000). Aunque el uso de comederos puede ser importante para la supervivencia en las etapas iniciales de una liberación (Bright & Morris 1994), debe balancearse adecuadamente con la necesidad de que se desarrollen comportamientos adecuados (White et al. 2012). Los resultados de este trabajo indicarían que la oferta de dos suplementos diarios permite el desarrollo de comportamiento de forrajeo independiente a la vez que continúa cumpliendo su rol como herramienta de anclaje.

Durante el periodo de monitoreo activo no se registró la inspección de ningún tipo de cavidad natural por parte de las parejas que exhibían indicios de comportamiento reproductivo (cortejo, cópulas). Esto podría estar reflejando una baja disponibilidad de huecos en las inmediaciones del área de liberación, que los guacamayos no fueron capaces de localizarlos durante su primer año en libertad o simplemente que no existiera motivación suficiente para realizar la búsqueda. En los años subsiguientes si se ha observado la exploración de cavidades

naturales, tanto en palmeras secas como en troncos de timbó. Sin embargo, aún no se ha observado el uso ni defensa activo de ninguna de ellas concentrándose todos los intentos de nidificación en cajas nido artificiales. Hay que considerar que las cajas nido, construidas tomando en cuenta los requerimientos de la especie, pueden resultar particularmente atractivas como sitio de nidificación y por lo tanto su uso aparentemente preferencial no necesariamente implica la ausencia de alternativas naturales. Como se mencionó previamente, todas las parejas reproductivas continúan retornando al área de liberación durante la época reproductiva, donde se las registra frecuentemente explorando cajas nido (Masat *com. pers.*). Esto resaltaría no solo la importancia de la provisión de cajas nidios para acelerar el establecimiento inicial de una población viable, sino de su rol como herramientas de anclaje al área de liberación (White et al. 2021).

La alimentación manual de pichones en el nido fue esencial para su supervivencia y eventual éxito de la nidada. El cuidado parental de la pareja fue deficiente, dejando a los pichones jóvenes sin protección durante las noches y llevando poco alimento al nido. El manejo activo de nidios es una de las técnicas más utilizadas para aumentar el éxito reproductivo en guacamayos (Nycander et al. 1995; Maestri et al. 2017; Vigo-Trauco et al. 2021) y su aplicación, sobre todo cuando se trabaje con parejas primerizas, jugará un rol importante para la persistencia a largo plazo de la población reintroducida.

Conclusión

En conclusión, hacia el final del primer año post-liberación se registró la supervivencia de más del 50% de los individuos reintroducidos, los cuales demostraron fidelidad de sitio y capacidad para ser autosuficientes. No se observaron eventos reproductivos durante el primer año; sin embargo, una de las parejas liberadas se reprodujo exitosamente en el curso de los años subsiguientes. En términos generales, puede considerarse que el establecimiento inicial del Guacamayo Rojo en los Esteros del Iberá fue exitoso.

CAPÍTULO 7: Dieta en libertad

Introducción

Una de las consideraciones clave para el establecimiento de una población reintroducida es la habilidad para localizar fuentes de alimento adecuadas. Aquellos individuos en un mal estado de nutrición no solo tendrán una probabilidad de supervivencia disminuida sino también un menor éxito reproductivo (Williams et al. 2013; Yu et al. 2015; Renton et al. 2015). El establecimiento a largo plazo de una población depende en gran parte de la habilidad de los individuos liberados para conseguir alimento. En especies que dependen de recursos estacionales, como es el caso de los frugívoros, este proceso no solo requiere localizar el alimento en el espacio sino también adaptarse a cambios en su disponibilidad a lo largo del tiempo (Peignot et al. 2008; Bannister et al. 2019).

Los psitácidos se caracterizan por presentar una dieta flexible, pudiendo hacer uso de una amplia diversidad de recursos (Renton et al. 2015). Esta flexibilidad en la dieta facilita la adaptación a ambientes nuevos, en particular cuando los individuos liberados pueden obtener información sobre la distribución de recursos observando a otros psitácidos presentes en el área (Ewen et al. 2012). El desafío es mayor cuando se reintroduce una especie que está extinta localmente, y los individuos no cuentan con la presencia de conespecíficos para guiarse en la obtención de alimento. Los guacamayos liberados exhibieron una amplitud dietaria potencial alta durante la etapa de pre-suelta, consumiendo al menos 31 especies silvestres en cautiverio (Capítulo 5). Sin embargo, es probable que no todos los ítems alimenticios consumidos en condiciones de encierro sean también utilizados por los individuos una vez en el exterior (Plair et al. 2013; Amaya-Villarreal et al. 2015). La amplitud de dieta real de la población en libertad estará determinada por la habilidad de los individuos para localizar árboles en el estadio de fructificación adecuado para su consumo.

El monitoreo activo de la dieta de los guacamayos liberados durante el proceso de establecimiento permitirá evaluar si los guacamayos tienen éxito en procurar alimento, proveerá información sobre cuáles son las especies vegetales clave para la persistencia de sus poblaciones, y permitirá entender el rol del Guacamayo Rojo en Iberá (Bannister et al. 2019). Los psitácidos mantendrían dos roles ecológicos diferentes sobre la comunidad vegetal. Por un lado los psitácidos han sido considerados antagonistas de las especies vegetales que consumen, actuando como depredadores pre-dispersión al consumir las semillas o removerlas de la planta antes de que sean viables (Trivedi et al. 2004; de Faria 2007; Ragusa-Netto 2011). Por otro lado, un número creciente de estudios resalta su importancia como dispersores de semillas, siendo

capaces de transportar frutos a través de distancias mayores que otros frugívoros de menor porte (Tella et al. 2015; Blanco et al. 2018). Este transporte se realiza principalmente utilizando picos o patas (Tella et al. 2015, 2019; Baños-Villalba et al. 2017; Blanco et al. 2021), aunque también se han detectado casos de endozoocoria, es decir, el transporte de semillas dentro del tracto digestivo seguido por su eliminación en las heces (Oliveira et al. 2012; Blanco et al. 2016).

Existen diferentes técnicas para determinar la dieta de un animal. Una de las técnicas más comunes es la observación directa de eventos de consumo, la cual permite monitorear las especies de plantas que están siendo manipuladas en un momento dado. Sin embargo, no es posible garantizar que hubo ingesta del material manipulado o que todos los eventos de consumo fueron captados por el observador (Shrestha & Wegge 2006; Matthews et al. 2020). El análisis de las heces es otra técnica para el estudio de la dieta que permite obtener información acerca de los ítems alimenticios que son ingeridos (Newmaster et al. 2013). La técnica básica de análisis de heces observa los restos de alimento indigeridos, y requiere se encuentren elementos identificables en las heces, situación que no siempre se da y que es particularmente difícil cuando se trabaja con animales que consumen materiales blandos (Matthews et al. 2020). Análisis más modernos de dieta a partir del estudio de las heces utilizan métodos moleculares como el *DNA metabarcoding* (“meta-código de barras de ADN”). Esta técnica utiliza secuencias estandarizadas de ADN como marcadores para identificar especies (Hebert & Gregory 2005), y se ha utilizado para analizar la dieta de diferentes animales como mamíferos (Lopes et al. 2020) y aves insectívoras (Rytönen et al. 2019; McClenaghan et al. 2019).

En este capítulo se combinan los métodos observacional y molecular de estudio de dieta para 1) caracterizar la riqueza y composición de la dieta en estado silvestre del Guacamayo Rojo en Iberá, 2) evaluar la capacidad de los guacamayos para ajustarse a cambios en la disponibilidad de alimento a lo largo del año y 3) determinar la relación ecológica potencial del Guacamayo Rojo con las especies vegetales que consume en los bosques del norte de Corrientes. Se espera observar en los guacamayos reintroducidos a) una dieta diversa que incluya en parte las especies utilizadas en el periodo de pre-suelta, b) un consumo de las especies en función de su disponibilidad, c) la destrucción de estructuras reproductivas y/o el transporte de frutos y semillas maduros en algunas especies vegetales.

Métodos

Observación directa de eventos de alimentación

Entre el 5 de junio del 2017 y el 31 de mayo 2018 se realizó un seguimiento activo de los guacamayos (Capítulo 6), monitoreándose su comportamiento y registrándose la ocurrencia de eventos de alimentación. Un evento de alimentación se definió como la observación de uno o más guacamayos forrajeando de una fuente de alimento silvestre. En los casos en los que algún guacamayo de un grupo de forrajeo cambiaba de fuente de alimento (sea a una especie distinta o una parte distinta de la misma especie -*e.g.*: fruto vs flor-) durante el periodo de observación, se registró como el comienzo de un segundo evento de alimentación (Renton 2001). Se consideró al evento como finalizado cuando no se observó actividad de alimentación sobre la especie por más de 5 minutos. Para cada evento de alimentación se registró: fecha, duración, localización GPS, especie de planta y parte vegetal consumida. En los casos en los que no se pudo observar el inicio o fin de un evento, la duración reportada corresponde a la duración mínima posible del evento de alimentación. Para realizar una descripción completa de la diversidad de especies consumidas por los guacamayos en libertad, se incluyeron también cuatro observaciones de forrajeo ocasionales registradas en octubre 2015 y marzo 2017, así como el reporte del consumo de dos especies adicionales en el 2020 (Masat *com. pers.*).

Se registraron también los eventos de transporte de frutos, definidos como la observación de un guacamayo volando con un fruto en su pico o alimentándose de un fruto de una especie vegetal distinta a aquella sobre la cual estaba perchado (*e.g.*: consumiendo un fruto de timbó perchado sobre un árbol de guayaba). Se estimó la distancia mínima de transporte a través de la observación directa (en el primer caso) o calculando la distancia a la fuente más cercana del fruto consumido (en el segundo caso) (Tella et al. 2020). Solamente se incluyeron en los análisis aquellos eventos de transporte de frutos entre árboles separados por más de 5 metros (distancia mínima entre dos isletas de monte).

Estudio genético de heces

Se colectaron muestras de heces mensualmente entre julio 2017 y mayo 2018, así como dos muestras adicionales en junio 2019. Las heces se colectaron entre 1 y 40 minutos después de la deyección, excepto en dos ocasiones en las cuales fueron colectadas debajo de un dormidero al amanecer. El muestreo se realizó de forma oportunista, buscando obtener al menos una muestra cada dos semanas. En total se colectaron 96 muestras en el transcurso de 61 días distintos (2 a 19 muestras por mes). Las muestras se conservaron en etanol (96 %) dentro de tubos falcon a

temperatura ambiente por 1 a 3 meses después de la colecta, y luego a -20°C. En cada tubo se colocaron muestras individuales (n = 88 muestras) o colectivas (2 a 4 heces por guacamayo; n = 8 muestras). Se utilizó la técnica de “metabarcoding” para realizar la identificación del ADN vegetal presente en las heces, trabajándose con el marcador ITS2 (Yao et al. 2010). Para determinar la identidad taxonómica de las secuencias detectadas, éstas se contrastaron con una base de datos genética de 212 especies de plantas con presencia potencial en el área liberación según Arbo & Tressens (2002). Dicha base de datos fue construida a partir de la secuenciación de muestras de tejido vegetal colectadas en el sitio de liberación y depositada en la base de datos BOLD (Ratnasingham & Hebert 2013), en combinación con información proveniente de GenBank y de la Universidad de Würzburg (Ankenbrand et al. 2015). Para describir la composición de la dieta de los guacamayos se utilizaron solamente aquellos taxones resueltos taxonómicamente hasta nivel de especie o género. Se excluyeron los taxones cuya presencia en las heces se consideró resultado de la contaminación de las muestras (e.g.: algas) o las correspondientes a frutas y verduras comerciales provistas como alimento suplementario.

La extracción, secuenciación y procesamiento del material genético fue llevada a cabo por el Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia y el *Centre for Biodiversity Genomics* de la Universidad de Guelph (Canadá). Para información adicional sobre el procesado y análisis de las muestras y una comparación detallada de los resultados observacionales y moleculares, ver Apéndice 3 (Volpe et al. 2021).

Análisis

Se estimó la riqueza dietaria como el número de taxones consumidos por los guacamayos incluyendo tanto los registrados por observación directa como los identificados por métodos moleculares.

Para evaluar la contribución relativa de cada especie a la dieta e identificar las especies clave para los guacamayos, se realizó un ranking de las mismas utilizando una versión adaptada del Índice de Importancia Relativa (IRI por sus siglas en inglés - Hart et al. 2002):

$$IRI_{sp} = (N_{sp} + T_{sp}) F_{sp}$$

donde *sp* corresponde a una especie de planta, *N* al número de eventos de alimentación sobre dicha especie dividido por el número total de eventos de alimentación observados, *T* a la suma de la duración de los eventos de alimentación sobre la especie sobre el tiempo total de observaciones de alimentación y *F* al número de días en los que se observó el consumo de la especie sobre el total de días en los que se condujeron observaciones. Estos parámetros son

equivalentes, respectivamente, al porcentaje numérico, porcentaje volumétrico y porcentaje de frecuencia de ocurrencia descritos por Hart (2002). Para evaluar potenciales cambios en la dieta a lo largo del año se estimaron valores de IRI mensuales, con los cuales se pudo estimar la importancia relativa de cada especie en la dieta dentro de cada mes. Debido a que los valores absolutos de IRI no tienen un significado por sí mismos (Duffy & Jackson 1986), para poder comparar la contribución de las especies a la dieta entre meses distintos se estimaron valores de IRI porcentual (Merz 2002), siguiendo la fórmula:

$$IRI\%_{sp,mes} = \frac{IRI_{sp}}{IRI_{mes}}$$

donde IRI_{sp} es el valor de IRI estimado para la especie en un mes dado, y IRI_{mes} es la sumatoria total de valores de IRI para todas las especies utilizadas ese mes. Se utilizó esta medida para identificar las especies claves para los guacamayos, tanto a nivel anual como mensual, definiéndose como el conjunto de especies para las cuales el porcentaje acumulado de contribución a la dieta suma 90%. Dado que es imposible determinar cuántos eventos de alimentación están asociados a una muestra de heces, las estimaciones de IRI se realizaron utilizando solamente los datos observacionales. Dado el gran esfuerzo de muestreo invertido (> 800 hs de observación directa), no se espera que ninguna de las especies detectadas exclusivamente por métodos moleculares haya tenido un rol de especie clave en la dieta.

Se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman para evaluar la relación entre la disponibilidad mensual de recursos y el número de eventos de alimentación observados para cada especie de planta (Galetti 1993; Renton 2001). Para estimar la disponibilidad de alimento se utilizó la misma metodología que la descrita en el capítulo 2, calculando un puntaje de presencia promedio mensual para cada especie (Lee et al. 2014) a partir de la proporción de árboles con frutos, pesado por su valor de abundancia relativa. Sin embargo, en este caso solamente se utilizaron en las estimaciones a aquellas feno-fases de consumo confirmado por parte de los guacamayos (*e.g.*: un árbol con frutos inmaduros se considera con abundancia relativa nula si corresponde a una especie cuyos frutos solamente son consumidos en estado maduro; Renton et al. 2015)). Se trabajó con las 18 especies estudiadas en el capítulo 2 más una especie adicional (*Enterolobium contortisiliquum*) para la cual se obtuvo información fenológica a través de datos bibliográficos (González 2003) que fueron confirmados a campo mediante observaciones directas.

Para entender la relación ecológica entre los guacamayos y las especies vegetales consumidas, se consideraron dos categorías no excluyentes de acuerdo al efecto potencial que

los guacamayos puedan tener sobre ellas. La categoría “control” se asignó a las especies consumidas en estadio de fruto inmaduro o flor, o para las cuales el ítem consumido fue la semilla (Gómez & Zamora 2000). La categoría “dispersión” se asignó a las especies consumidas en estadio de fruto maduro, el único estadio en el cual el transporte de frutos tendría un efecto demográfico (Baños-Villalba et al. 2017). Se describen las características de los eventos de transporte de semillas observados durante el periodo de monitoreo. Se reportan valores promedio \pm error estándar.

Resultados

Se registraron 552 eventos de forrajeo y 336 horas de observación de comportamiento de alimentación. Se registró la duración total del 63.2% de los eventos ($n = 349$) y la duración parcial (*i.e.* inicio o fin desconocido) del 32.9% de los mismos ($n = 182$). En 3.9% de los eventos ($n = 21$) no se registró información sobre la duración del forrajeo. Se detectaron trazas de ADN de especies y géneros de plantas silvestres locales en el 79% muestras de heces procesadas ($n = 96$), con un promedio de 2.66 ± 0.16 taxones por muestra (rango = 1 – 6 especies).

Los guacamayos presentaron una dieta diversa, alimentándose de 51 especies de plantas pertenecientes a 28 familias distintas. De estas, 13 especies fueron detectadas por ambas técnicas, 21 especies solo por observación directa y 17 especies solamente por el análisis molecular de *metabarcoding* (7 de ellas con resolución taxonómica a nivel género, Tabla 7.1). En el trascurso del año de monitoreo intensivo se registró el uso de 528 árboles individuales, 5 enredaderas y una epífita. Los guacamayos consumieron principalmente frutos y semillas (98.5% de los eventos; 31 especies), y ocasionalmente flores (0.9% de los eventos; 4 especies) y hojas (0.6% de los eventos; 1 especie). La duración de los eventos de forrajeo grupales fue altamente variable, con un rango de valores comprendido entre 10 segundos y 9.3 horas (Tabla 7.2).

La mayor parte de las especies consumidas habían sido componentes de la dieta de pre-suelta (63%, $n = 32$, Tabla 7.1). Se registró el uso de la mayor parte de las especies clasificadas como de Uso Común (86%, $n = 18$) y una baja proporción de aquellas consideradas de Uso Ocasional (38%, $n = 5$). También se detectó el consumo de cinco especies clasificadas como de Uso Raro durante el periodo de pre-suelta. Los guacamayos usaron 20 especies vegetales nuevas, incorporando ítems alimenticios a los cuales no habían sido expuestos durante la etapa de pre-suelta, incluyendo flores de cuatro especies y hojas de una especie (Tabla 7.1).

Tabla 7.1. Especies consumidas por el Guacamayo Rojo en Iberá; **Parte:** parte de la planta consumida en base a observaciones directas (**f:** flor, **h:** hoja, **pi:** pulpa inmadura, **pm:** pulpa madura, **si:** semilla inmadura, **sm:** semilla madura, **m:** fruto maduro -no se distingue pulpa o semilla-; **i:** fruto inmaduro-no se distingue pulpa o semilla-, **a:** arilo); **Pre-suelta:** categoría asignada durante el análisis de dieta en pre-suelta (**C:** común, **O:** ocasional, **R:** raro, **N:** sin uso, **na:** ofrecida pero no analizada, **-:** no ofrecida); **Total:** número de especies consumidas en el mes. La grilla indica los meses en los que se detectó el uso de cada especie basado en observación directa (negro), *metabarcoding* (gris claro) o ambos métodos (gris oscuro).

Familia	Nombre científico	Parte	Pre-suelta	2017							2018									
				J	J	A	S	O	N	D	E	F	M	A	M					
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	pm,si,sm	C	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Eugenia myrcianthes</i>	pm,si,sm	C	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Eugenia uniflora</i>	pm	C	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	-	-	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Eugenia pitanga</i>	-	-	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Fabaceae	<i>Inga edulis</i>	si,sm,a	C	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	pm,sm	R	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Delonix regia</i> ¥	sm,f	na	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Chloroleucon tenuiflorum</i>	si	-	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Senna</i> sp.	-	-	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Anadenanthera colubrina</i> €	si	-	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i>	si	C	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Sapium haematospermum</i>	si,sm	C	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Alchornea triplinervia</i>	si	C	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Sebastiania commersoniana</i>	si	C	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Arecaeae	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	pi,pm,si,sm	C	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Acrocomia aculeata</i>	si,sm,pm	C	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Moraceae	<i>Ficus luschnathiana</i>	pm,sm	O	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Pinaceae	<i>Pinus</i> sp. ¥	si	-	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Meliaceae	<i>Melia azedarach</i> ¥	si,sm	C	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Lauraceae	<i>Ocotea diospyrifolia</i>	sm	C	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Bignoniaceae	<i>Jacaranda mimosifolia</i> ¥	si	C	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	f	-	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Tabebuia</i> sp.	-	-	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Dolichandra unguis-cati</i>	f	-	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Solanaceae	<i>Cestrum nocturnum</i>	-	-	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Cestrum parqui</i>	i	R	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Tiliaceae	<i>Luehea divaricata</i>	si	O	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	i,m	O	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Pouteria gardneriana</i>	-	C	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

Tabla 7.2. Características de los eventos de alimentación de especies detectadas por observación directa durante el periodo de monitoreo activo. **Duración (min):** promedio y rango de valores, en minutos, para la duración mínima de los eventos de alimentación; **% tiempo:** porcentaje del total de tiempo de observación invertido en el consumo de la especie (n = 336hs); **% eventos:** porcentaje del total de eventos registrados correspondientes a la especie (n = 552 eventos); **% IRI:** IRI porcentual anual; **N árboles:** cantidad de árboles individuales utilizados.

Familia	Nombre científico ^a	Duración (min) ^b	% tiempo	% eventos	% IRI ^c	N árboles
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	54.2 (0.1-560;148)	39.88	27.17	67.2	284
	<i>Eugenia myrcianthes</i>	23 (0.3-75.2;12)	1.37	2.36	0.36	6
	<i>Eugenia uniflora</i>	17.5 (4.8-30;5)	0.43	0.91	0.03	5
Arecaeae	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	34.5 (2-174;84)	14.4	15.76	14.56	67
	<i>Acrocomia aculeata</i>	5.7 (5.7-5.7;1)	0.03	0.18	0	1
Fabaceae	<i>Inga edulis</i>	28.2 (3-170;57)	7.99	10.33	6.85	27
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	16.2 (0.2-83.1;33)	2.65	6.34	2.17	12
	<i>Delonix regia</i>	5.1 (1-10.9;3)	0.08	0.72	0.04	2
	<i>Chloroleucon tenuiflorum</i>	2.9 (2.9-2.9;1)	0.01	0.18	0	1
Pinaceae	<i>Pinus elliottii</i>	98.6 (5-248;29)	14.21	5.25	2.58	44
Euphorbiaceae	<i>Sapium haematospermum</i>	15.9 (0.3-81.1;36)	2.84	6.7	1.96	30
	<i>Alchornea triplinervia</i>	14.8 (2-34;12)	0.88	2.17	0.3	3
	<i>Croton urucurana</i>	21.6 (0.3-55;14)	1.5	2.54	0.29	7
	<i>Sebastiania commesmoniana</i>	6.2 (6.2-6.2;1)	0.03	0.18	0	1
Lauraceae	<i>Ocotea diospyrifolia</i>	17.8 (0.2-90.6;29)	2.56	5.25	1.23	2
Moraceae	<i>Ficus luschnathiana</i>	33.6 (2-151.7;20)	3.34	4.17	1	5
Meliaceae	<i>Melia azedarach</i>	65.2 (13-129;14)	4.54	2.54	1.03	11
Bignoniaceae	<i>Jacaranda mimosifolia</i>	33 (7-92.4;4)	0.65	1.09	0.11	2
	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	2 (2-2;1)	0.01	0.18	0	1
Tiliaceae	<i>Luehea divaricata</i>	11.8 (2.2-31.8;5)	0.29	1.09	0.08	4
Rhamnaceae	<i>Sageretia elegans</i> §	103.4 (54-138.6;4)	2.05	0.72	0.07	-
	<i>Gouania polygama</i> §	4.8 (4.8-4.8;1)	0.02	0.18	0	-
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	6.8 (0.4-13.1;2)	0.07	0.72	0.04	2
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	1 (1-1;1)	0	0.54	0.02	3
Solanaceae	<i>Cestrum parqui</i>	0.8 (0.7-1;3)	0.01	0.54	0.02	3
Viscaceae	<i>Phoradendron bathyoryctum</i>	2 (1.1-2.8;2)	0.02	0.54	0.02	1
Annonaceae	<i>Annona emarginata</i>	3.1 (0.7-5.6;2)	0.03	0.36	0.01	2
Passifloraceae	<i>Passiflora caerulea</i> §	3 (0.8-5.2;2)	0.03	0.36	0.01	-
Salicaceae	<i>Xylosma venosa</i>	1 (0.7-1.2;2)	0.01	0.36	0	1
Sapindaceae	<i>Paullinia elegans</i> §	5.3 (5.3-5.3;1)	0.03	0.18	0	-
Bignoniaceae	<i>Dolichandra unguis-cati</i> §	2.5 (2.5-2.5;1)	0.01	0.18	0	-
Melastomataceae	<i>Miconia pusilliflora</i>	0.5 (0.5-0.5;1)	0	0.18	0	1

^a § enredadera

^b Duración (min): el valor en itálica indica el número de eventos utilizados para estimar el promedio

^c %IRI: en negrita se resaltan las especies cuyo porcentaje acumulativo de contribución a la dieta suma 90% (especies clave)

A pesar de la amplia diversidad taxonómica registrada, la mayor parte del esfuerzo de alimentación se concentró en unas pocas especies (Tabla 7.2). En base al Índice de Importancia Relativa acumulado se identificaron 14 especies clave para el Guacamayo Rojo en los Esteros del Iberá, aunque solamente entre dos y cinco de ellas constituyeron componentes importantes de la dieta en un mes dado (Fig. 7.1). *Psidium guajava* fue importante a lo largo de todo el año, (*i.e.* especie clave entre noviembre y septiembre), seguida por *Syagrus romanzoffiana* que jugó un rol clave en la dieta durante siete meses. Estas dos plantas, junto a *Inga edulis* y *Pinus elliottii* fueron, los componentes más importantes de la dieta, contribuyendo al 90% del IRI porcentual anual (Tabla 7.2).

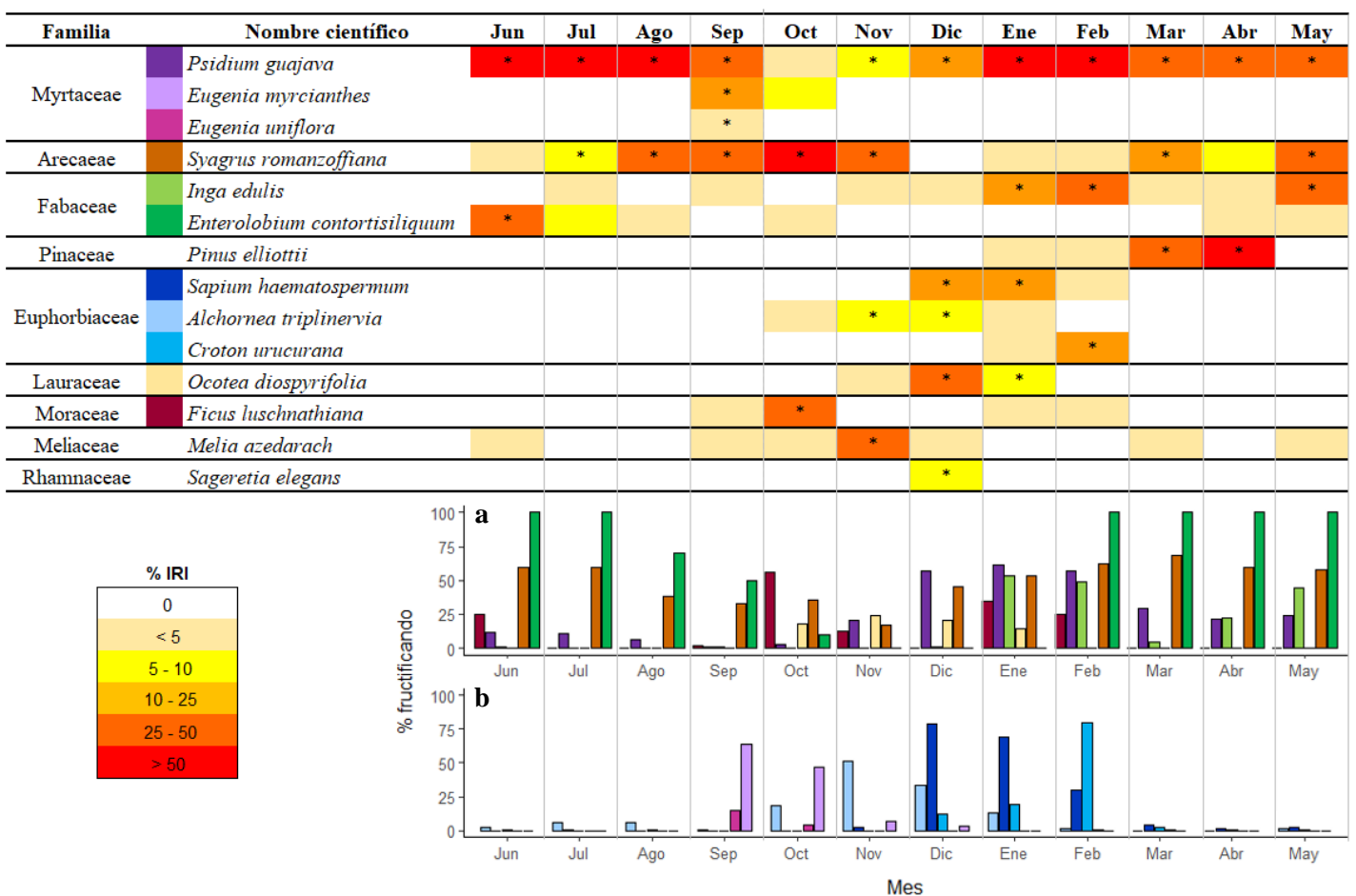


Figura 7.1. Variación mensual en el uso y la disponibilidad de las especies identificadas como claves para el Guacamayo Rojo en Iberá. **Superior:** Contribución relativa a la dieta basada en el IRI porcentual mensual (* indica las especies claves en un mes dado). **Inferior:** Porcentaje de individuos de cada especie de planta con frutos en estadio comestible para los guacamayos. **a)** especies que producen frutos durante todo el año o tienen múltiples picos de fructificación; **b)** especies con picos de fructificación en primavera-verano.

Los guacamayos consumieron entre 7 y 20 especies vegetales por mes (Tabla 7.1). La recurrencia en el uso de las distintas especies fue variable; mientras que gran parte de las especies fue detectada en la dieta en un único mes, otras fueron consumidas durante casi todo el año. La relación entre intensidad de uso y disponibilidad de recursos difirió entre especies. Aquellas plantas con períodos de fructificación relativamente cortos como *Eugenia myrcianthes* y miembros de la familia Euphorbiaceae, o aquellas que fueron consumidas principalmente en estado maduro, como *Ocotea diospyrifolia*, *Eugenia uniflora*, *Ficus luschnathiana*, e *Inga edulis* fueron consumidas a medida que estuvieron disponibles, existiendo una correlación significativa entre el número de eventos de alimentación y la disponibilidad mensual de cada especie (Spearman rho = 0.66 – 0.83, $p < 0.05$). Por el otro lado, la frecuencia de uso de especies con periodos de fructificación largos fue menos predecible, sin estar asociados a fluctuaciones en disponibilidad (Spearman rho = -0.07 – 0.57, $p > 0.05$). Algunas especies, como *Psidium guajava*, fueron utilizadas frecuentemente incluso en meses durante los cuales presentaron una abundancia relativa baja, mientras que otras fueron utilizadas unos pocos meses (*Enterolobium contortisiliquum*) a pesar de estar disponibles durante la mayor parte del año (Fig. 7.1).

Los guacamayos consumieron principalmente semillas y frutos inmaduros, asignándose la categoría “control” a 27 especies de plantas (Tabla 7.1, Fig. 7.2A-D). A su vez, consumieron en estadio maduro a 22 especies de plantas, las cuales fueron clasificadas en la categoría “dispersión”. Sin embargo, en 16 de estas 22 especies se observó el consumo de semillas maduras; para éstas el rol potencial de los guacamayos sería dual, tanto de control como de dispersión. Se registraron 27 eventos de transporte de frutos, involucrando 9 especies de plantas (Tabla 7.3, Fig. 7.4E). La distancia promedio de transporte fue de 140 ± 61 m ($n = 15$), registrándose una distancia máxima de transporte de 900 m.

Tabla 7.3. Número de eventos (**N**) y rango de distancias de transporte (**Distancia**) observados en las nueve especies de plantas transportadas por el Guacamayo Rojo en Iberá, (sd = sin datos).

Especie	N	Distancia (m)
<i>Psidium guajava</i>	10	5-400
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	5	10-900
<i>Inga edulis</i>	5	25-230
<i>Pinus elliottii</i>	2	30
<i>Eugenia myrcianthes</i>	1	54
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	1	sd
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	1	140
<i>Ficus luschnathiana</i>	1	10
<i>Melia azedarach</i>	1	<10m



Figura 7.2. Relaciones ecológicas observadas entre plantas y guacamayos: (A-D) Destrucción de semillas de *Sapium haemospermum*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Pinus elliottii* y *Syagrus romanzoffiana*; (E) Transporte de fruto maduro de *Psidium guajava*.

Discusión

El Guacamayo Rojo utilizó una gran variedad de fuentes de alimento en el Iberá. Los guacamayos monitoreados utilizaron al menos 51 especies de plantas, abarcando un amplio espectro filogenético (28 familias). La riqueza y composición dietaria observada están dentro de lo esperado para la especie, y al menos 33 de las especies de plantas consumidas en Iberá pertenecieron a géneros utilizados por el Guacamayo Rojo en otras regiones. Los estudios más exhaustivos de dieta para guacamayos rojos reportan una amplitud de dieta en un rango de entre 10 y 54 especies (Tabla 2.1) con una alta proporción de eventos de alimentación concentrados en especies de las familias Fabaceae, Arecaceae y Euphorbiaceae.

Los patrones de alimentación observados durante el periodo de pre-suelta fueron buenos indicadores acerca de las especies de plantas que los guacamayos incluyeron en su dieta una vez liberados. Los guacamayos en libertad consumieron la mayor parte de las especies de uso esperado, con 10 de las especies vegetales clasificadas como de Uso Común constituyendo un componente clave en la dieta de los guacamayos en libertad. Una diferencia notable entre los patrones de uso esperados y observados fue *Enterolobium contortisiliquum*, especie clasificada como Uso Raro durante la pre-suelta pero que tuvo un rol de especie clave para la dieta de los individuos libres, siendo vital durante el periodo del año con menor disponibilidad de recursos. Es probable que esta discrepancia sea consecuencia de no haber provisto a los guacamayos frutos en un estado de madurez adecuado para su consumo durante el periodo de pre-suelta, llevando a una falsa conclusión de no-uso. Por otro lado, la ausencia en la dieta en libertad de algunas de las especies identificadas como de Uso Común durante la pre-suelta podría deberse a una incapacidad de los individuos para reconocer y encontrar los árboles que producen alimento, incluso aunque hayan aprendido a reconocer frutos individuales gracias al entrenamiento. Este podría ser el caso de *Guarea macrophylla*, especie que fue consumida el 87% de las veces en las que se ofreció (Tabla 5.2), pero la cual nunca se observó siendo utilizada como fuente de alimento fuera del aviario, a pesar de ser una especie abundante en la zona (Fig. 2.4). Incluso cuando existen algunas diferencias entre patrones de alimentación, podemos considerar que las preferencias observadas durante la pre-suelta pueden proveer conocimiento útil sobre potenciales patrones de alimentación, información que puede ser utilizada, por ejemplo, para construir aviarios de liberación en sitios que maximicen la disponibilidad de alimentos para las aves liberadas.

La cuarta parte de las especies consumidas tuvo un rol clave en la dieta, en al menos algún momento del año (Fig. 7.1), aunque solo dos especies fueron consumidas de forma regular a lo largo de todo el periodo de estudio. *Psidium guajava* y *Syagrus romanzoffiana* concentraron

el 42.9% de los eventos de alimentación y el 54.3% del tiempo total de forrajeo, jugando un rol clave durante 11 y 7 meses del año respectivamente. Las frutas y semillas de estas especies pueden ser consumidas por los guacamayos tanto en estadio maduro como inmaduro y son producidas durante todo el año, haciéndolas una fuente predecible de alimento y por lo tanto atractivas (Robinet et al. 2003). Las palmeras en particular son una fuente de alimento importante para guacamayos en humedales y sabanas (Yamashita & Machado de Barros 1997; Brightsmith & Bravo 2006; Nunes & dos Santos 2011). Los fuertes picos de estos psitácidos les permiten alimentarse no solo de la pulpa de los frutos de las palmeras sino también abrir sus duras semillas, dándoles acceso al interior rico en lípidos y proteínas (Litchfield 1970; Galetti 1997; Tella et al. 2020). El uso de *Psidium guajava* por guacamayos ha sido poco reportado en la literatura (Ara severa, dos eventos, Lee et al. 2014), aunque su uso es común psitácidos pequeños (Paranhos et al. 2009; Silva & Melo 2013). Estudios sobre el contenido nutricional de las semillas de guayaba indican que es una buena fuente de proteínas, así como de vitaminas y antioxidantes (Uchôathomaz et al. 2014), mientras que la pulpa de los frutos maduros tienen un alto contenido de humedad, el cual puede volverse de gran importancia durante los veranos calurosos comunes en la región (Medina & Pagano 2003).

El resto de las especies identificadas como clave fueron importantes en momentos específicos del año, coincidiendo generalmente con su pico de fructificación. Por ejemplo, al inicio de la primavera (septiembre-octubre), los guacamayos explotaron varias especies de la familia Myrtaceae y hacia fines de la primavera e inicio del verano (noviembre-febrero) varias especies de la familia Euphorbiaceae. Utilizar las especies a medida que se vuelven disponibles es la respuesta más común de los psitácidos ante la fluctuación de recursos alimenticios (Renton et al. 2015), permitiéndoles adaptarse a la variabilidad temporal y espacial de frutos, semillas y flores. Otro comportamiento adaptativo exhibido por los guacamayos reintroducidos fue el uso de ítems alimenticios que no habían sido presentados durante la etapa pre-liberación, incluyendo flores de *Delonix regia*, *Handroanthus impetiginosus*, *Passiflora caerulea* y *Dolichandra unguis-cati*, hojas de *Cecropia pachystachya* y frutos de *Pinus elliottii*, *Chloroleucon tenuiflorum* y *Sageretia elegans*. Esta innovación dietaria (Overington et al. 2009; Silva 2018) estaría evidenciando que los guacamayos rojos provenientes de cautiverio mantienen la capacidad de adaptarse a nuevos ambientes.

Los resultados moleculares mostraron que algunas especies de plantas son consumidas fuera de su periodo de fructificación (e.g.: *Croton urucurana*, *Sapium haemospermum*), lo cual estaría confirmando la ingestión de estructuras vegetales no-reproductivas como ser hojas, brotes o corteza. Aunque se observó frecuentemente la manipulación de corteza con patas y pico, estos

eventos no fueron categorizados como de alimentación ya que no se podía verificar si el material vegetal era ingerido. No está claro aún cual es la función del consumo de corteza en psitácidos, pero algunas hipótesis lo relacionan con la desintoxicación, el aporte de nutrientes o la digestión mecánica (Warburton 2003; de Araujo & Marcondes-Machado 2011; Ramirez-Fernandez et al. 2019).

Las especies vegetales no nativas consumidas por el Guacamayo Rojo (cuatro especies) concentraron el 19.5% del tiempo, y el 9.6% de los registros de alimentación (Tabla 7.2). La mayor parte de los registros fueron de pino (*Pinus elliottii*) y paraíso (*Melia azedarach*), siendo ambas especies clave en la dieta durante al menos un mes del año. Aunque el uso de paraíso se ha registrado frecuentemente en la dieta del Guacamayo Rojo y otros psitácidos en ambientes modificados (Scherer-Neto & Terto 2011), el consumo de semillas de pino es mucho más raro, habiéndose reportado su uso solo en una especie de guacamayo (*Ara ararauna*; Silva 2018). El uso de plantas exóticas por psitácidos es relativamente común, y permite a algunas especies sobrevivir e incluso prosperar en paisajes antrópicos (Matuzak et al. 2008). A pesar de tener el potencial de ser un recurso útil en casos de escasez de plantas nativas (Hamm et al. 2020), la dependencia de especies exóticas para la subsistencia puede ser problemática cuando la presencia de las mismas está asociada a la presencia de humanos, aumentando así la probabilidad de conflicto (Bucher 1992; Bonadie & Bacon 2000; Dear et al. 2010).

La principal relación ecológica observada entre plantas y guacamayos fue la depredación pre-dispersión. Se registró la extracción de frutos inmaduros y el consumo de semillas y flores de 27 especies de plantas; al destruir estas estructuras reproductivas los guacamayos estarían reduciendo de forma activa la capacidad reproductiva de dichas especies. Se han registrado tasas variables de destrucción de la producción de frutos por parte de guacamayos silvestres, existiendo reportes que van del 10 al 99% de la carga de frutos de un árbol (Trivedi et al. 2004; Haugaasen 2008). Al disminuir el reclutamiento de renovales, los guacamayos pueden potencialmente reducir la densidad de especies abundantes, promoviendo el desarrollo de otras especies y contribuyendo así a la diversificación de la comunidad local de plantas (Silva & Melo 2018).

Los 27 eventos de transporte de frutos observados en 9 especies vegetales contribuyen al cuerpo de evidencia reciente respecto al rol de los guacamayos como dispersores de semillas (Tella et al. 2015). La dispersión de semillas, aunque ocurra con una frecuencia menor, también se espera que tenga un efecto importante en la comunidad local de plantas. El transporte de semillas a larga distancia puede contribuir al intercambio genético y colonización de zonas nuevas, mientras que el transporte a corta distancia puede llevar a la expansión del área de isletas

de monte ya existentes (Baños-Villalba et al. 2017). Se han reportado a su vez beneficios de alejar las semillas del área inmediatamente debajo de los árboles parentales, ya que estas pueden ser zonas de depredación particularmente elevada o presentar una mayor tasa de infestación por parte de insectos nocivos (Giombini et al. 2009). Para que el transporte de frutos pueda considerarse como un evento de dispersión efectivo debe, entre otros factores, llevarse a cabo en un estadio de maduración adecuado para que la semilla pueda germinar. En este trabajo se observó el consumo de 22 especies en estadio maduro, siendo por lo tanto especies con potencial de ser beneficiadas por el transporte por parte del Guacamayo Rojo. Aunque serían necesarios el experimentos de germinación para confirmar que las semillas transportadas son realmente viables, podríamos esperar que al menos una porción de ellas contribuya al reclutamiento de las plantas (Tella et al. 2020). Las distancias de transporte observadas fueron variables, registrándose un máximo de 900 metros. En un paisaje de bosque discontinuo como el de los Esteros del Iberá, donde la conectividad entre parches está restringida por la presencia de terreno inundado, la dispersión de semillas por parte de vertebrados terrestres está más limitada (Nield et al. 2020). En este escenario, la presencia de aves frugívoras de gran tamaño como los guacamayos podría ser vital para mantener el flujo génico entre fragmentos de bosque, en particular para especies con semillas grandes que no pueden ser transportadas por aves de menor porte (Baños-Villalba et al. 2017). Existen distintos métodos para definir la ocurrencia de eventos de dispersión a larga distancia de semillas (Nathan et al. 2008). En ambientes fragmentados se sugiere utilizar la distancia entre parches de hábitat como punto de referencia, al representar la distancia mínima que debe viajar una semilla para establecerse en un parche distinto al de su planta parental (Levey et al. 2008). La distancia máxima de transporte registrada en este estudio es mayor tanto a la distancia promedio entre isletas de monte ($233 \text{ m} \pm 9$) como a la distancia promedio entre agrupaciones de isletas ($777 \text{ m} \pm 57$) registrada en el Capítulo 2. Esto implica que los guacamayos tendrán efectivamente la capacidad de actuar como dispersores de semillas a larga distancia.

Cabe destacar que el diseño de muestreo presentado en este capítulo no estuvo orientado específicamente a la detección de eventos de transporte de frutos, por lo cual las observaciones registradas fueron de carácter oportunista. A su vez, aunque no se observó la presencia de semillas en ninguna de las heces colectadas, existe la posibilidad de que semillas de muy pequeño tamaño hayan estado presentes en las mismas y no se hayan detectado. Así, puede esperarse que la frecuencia de transporte de frutos por parte de los guacamayos, tanto en picos y patas como por endozoocoria, sea mayor que la registrada aquí.

En conclusión, a pesar de provenir de condiciones de cautiverio los guacamayos rojos reintroducidos exhibieron una excelente capacidad para localizar y explotar una amplia diversidad de recursos a lo largo del año, desarrollando una dieta comparable a la observada en poblaciones silvestres. A pesar de destruir las estructuras reproductivas de la mayor parte de las especies consumidas, también se registró la ocurrencia de transporte de frutos, indicando que el guacamayo tendrá un rol dual de controlador y dispersor de especies vegetales en el Iberá.

CAPÍTULO 8

Discusión general y recomendaciones

Esta tesis tuvo entre sus objetivos, evaluar la existencia de condiciones apropiadas para reintroducir al Guacamayo Rojo en los Esteros del Iberá, enfocándose en la disponibilidad de hábitat y de individuos con características adecuadas para establecer un grupo fundador.

El norte de la provincia de Corrientes en la región del Iberá mantiene una extensión amplia de cobertura boscosa que puede considerarse hábitat para el Guacamayo Rojo. El área de bosque aparece como isletas de monte distribuidas en agrupaciones separadas por espacios abiertos de entre pocos cientos de metros a varios kilómetros de extensión. Las isletas alojaron la mayoría de las plantas que formaron parte de la dieta del guacamayo. A pesar de la disposición espacial discontinua de la cobertura boscosa, los guacamayos fueron capaces de acceder a una superficie de bosque adecuada para satisfacer sus necesidades de recursos incluso cuando esto requirió que recorrieran áreas entre cuatro y siete veces más grandes que el área de bosque efectivamente utilizada por cada individuo.

El estudio de patrones fenológicos mostró que existe una amplia disponibilidad anual de alimento, con algunas especies produciendo frutos y semillas que pueden ser consumidos por los guacamayos durante todo el año y otras haciéndolo solo estacionalmente. La mayor disponibilidad de alimento se dio entre noviembre y febrero, lo cual coincide con el pico de la temporada reproductiva de los guacamayos registrada para la zona, siendo esta la etapa donde se espera que se dé la presencia de pichones y exista por lo tanto una mayor demanda de recursos (Brightsmith 2006). El gran número de especies fructificando en este periodo indicaría que la disponibilidad de recursos alimenticios en la zona es adecuada para sustentar a los guacamayos durante todo su ciclo biológico.

La disponibilidad de sitios potenciales de nidificación dentro del área de estudio pareciera ser adecuada para el asentamiento de una población inicial de guacamayos, habiéndose detectado la presencia de cavidades en casi 40 % de las isletas de monte muestreadas. A su vez, la existencia de especies vegetales con el potencial de generar cavidades aptas para guacamayos en 74% de las isletas de monte indicaría que una vez que los árboles alcancen un tamaño y edad adecuados, habrá una buena disponibilidad de sitios de nidificación a largo plazo. Sin embargo, se necesita información adicional para determinar la disponibilidad real de cavidades para el Guacamayo Rojo en Iberá, incluyendo tanto estimar la proporción de huecos con características adecuadas

para alojar un nido de la especie como evaluar la presencia de otros nidificadores secundarios que puedan actuar como competidores.

A pesar de provenir de situaciones de cautiverio, los guacamayos mostraron una buena capacidad para enfrentar situaciones nuevas, tanto durante el periodo de pre-suelta como en la etapa de libertad. La rehabilitación fue exitosa en generar cambios en el comportamiento de los individuos, tanto en la reacción ante potenciales depredadores, la capacidad de vuelo y el consumo de especies silvestres.

A pesar de haber generado cambios en el comportamiento, el entrenamiento anti-depredador no parece haber sido efectivo en prevenir eventos de depredación sobre individuos en estado silvestre, siendo la tasa de depredación en libertad para el grupo de guacamayos entrenado similar al del grupo no entrenado. El 75% de los eventos confirmados de depredación fue realizado por zorros, considerándose a estos en la actualidad el mayor peligro para los guacamayos reintroducidos. Felinos y rapaces, por su parte, parecieron no presentar un riesgo particularmente importante para los guacamayos, no habiéndose observado eventos de depredación por parte de estos depredadores sobre guacamayos, entrenados o no.

Los guacamayos liberados que recibieron entrenamiento de vuelo no mostraron dificultades para volar una vez liberados, siendo capaces de recorrer grandes áreas de terreno y observándose vuelos continuos de más de 6 km. Solo dos de los 31 individuos que recibieron entrenamiento de vuelo quedaron atrapados en el estero. El único guacamayo rescatado durante el periodo de monitoreo activo cayó al estero mientras cruzaba un espacio abierto de 3 km de extensión.

La oferta de frutos silvestres durante la etapa de pre-suelta fue de utilidad para superar la reticencia inicial por parte de los guacamayos a incorporar en la dieta al menos 12 especies, las cuales fueron consumidas recién después de múltiples presentaciones. Sin embargo, los patrones de alimentación observados durante la etapa de pre-suelta no fueron completamente representativos de las preferencias exhibidas por los guacamayos en libertad, observándose tanto el consumo de especies que habían sido clasificadas como de Uso Raro como la ausencia de consumo de especies clasificadas como de Uso Común.

El segundo conjunto de objetivos de esta tesis estuvo asociado a evaluar el éxito del establecimiento del grupo fundador y la restauración del rol ecológico del Guacamayo Rojo en Iberá.

El proceso de establecimiento fue exitoso: los guacamayos fueron capaces de sobrevivir, alimentarse y reproducirse en el área de liberación y sus alrededores. La supervivencia anual de

los guacamayos fue alta una vez superado el primer año en libertad. Los guacamayos son aves sumamente longevas y se puede esperar que los individuos que sobreviven esta etapa contribuyan demográficamente a la población por varios años.

Los guacamayos mostraron una excelente capacidad de navegación, viajando diariamente hasta 12 km de distancia para acceder a sitios de alimentación y retornar a los dormideros al atardecer. Los individuos monitoreados se mantuvieron en el área de liberación y alrededores durante el primer año de seguimiento, recorriendo grandes extensiones de terreno y haciendo uso de isletas de monte de diversos tamaños. El proceso de expansión territorial continuó en los años siguientes, estableciendo dormideros a más de 30 km de distancia del sitio de liberación. A pesar de este alejamiento todos los guacamayos continuaron retornando al área de liberación regularmente, desarrollando desplazamientos estacionales de índole aparentemente reproductivo.

El uso del espacio incluyó tanto isletas de monte en áreas de protección estricta como isletas y pinares localizados en zona de reserva provincial donde existe el desarrollo de actividades ganaderas y forestales. En años subsiguientes los guacamayos también entraron en contacto con zonas pobladas, donde se los observó alimentándose de especies exóticas (paraíso en particular). Hasta el momento, la relación de los pobladores locales con los guacamayos ha sido buena, sin haberse registrados intentos de captura o agresión hacia las aves. La actitud general de las personas es positiva, buscando proteger a los individuos reintroducidos. Irónicamente, esto ha llevado a algunas interacciones indeseadas, existiendo reportes de personas ofreciendo alimento o agua a los guacamayos (Masat *com. pers.*).

El primer intento reproductivo exitoso ocurrió en el tercer año desde la liberación. Se cree que este retraso puede haber estado asociado a la falta de experiencia reproductiva por parte de las parejas, considerándose ésta como la causa de la destrucción de los huevos en las primeras puestas y de la necesidad de intervenir de forma intensiva para garantizar la supervivencia de los pichones posteriormente. Otra causa potencial del retraso en la reproducción fue la falta de estabilidad de la mayoría de las parejas formadas. A pesar de que se considera que los guacamayos establecen parejas monógamas de por vida (Collar 1997), en este proyecto se ha observado en múltiples ocasiones la separación de parejas y el re-emparejamiento con otros individuos. Así, a excepción de la pareja que se reprodujo exitosamente, no ha existido ninguna pareja estable con una antigüedad mayor a 1 año.

Los guacamayos liberados exhibieron una dieta amplia, utilizando al menos 51 especies y siguiendo un patrón de uso que reflejó en parte la disponibilidad temporal de frutos en el área. Durante el primer año desde la liberación, aumentó el número de registros de alimentación sobre especies silvestres y hacia el final del periodo de monitoreo los guacamayos dedicaron la mitad

del día a alimentarse. El esfuerzo de alimentación se centró sobre 14 especies, las cuales se identificaron como clave para la subsistencia de la población reintroducida. Estas especies deberán considerarse a la hora de planificar futuras liberaciones, instalando, por ejemplo, aviarios de pre-suelta en zonas donde son abundantes o realizando liberaciones en la época del año en la cual son más productivas.

Dos de las especies que conformaron una porción mayoritaria de la dieta (pino, *Pinus elliottii*, y paraíso *Melia azedarach*) fueron exóticas. Estas especies fueron utilizadas por los guacamayos incluso en momentos en que había especies nativas disponibles, lo cual indicaría que su uso no fue motivado por la escasez de recursos sino por elección activa. El uso de especies exóticas en reemplazo de especies nativas estaría reduciendo la interacción de los guacamayos con estas últimas, disminuyendo el impacto ecológico de su rol funcional como controlador-dispersor de semillas de los bosques correntinos.

Los guacamayos fueron observados tanto destruyendo las estructuras reproductivas de diversas plantas (semillas, frutos inmaduros y flores) como transportando frutos entre parches distantes. Aunque es imposible evaluar en el corto periodo de tiempo transcurrido desde el inicio del proyecto cuál es el rol predominante (*i.e.* controlador o dispersor de semillas) del Guacamayo Rojo en cada especie de planta, se espera que, con el paso del tiempo y el establecimiento de un número mayor de guacamayos, el efecto de estas actividades sobre la flora sea notorio. La guayaba fue la especie más consumida por los guacamayos reintroducidos, y sería potencialmente la más afectada dado que durante la mayor parte del año estos se alimentan de sus frutos inmaduros. Así, podría esperarse que a largo plazo la densidad local de renovales de guayaba en los sitios de alimentación de los guacamayos disminuya, dando lugar al crecimiento de otras especies. El registro de transporte más notable observado durante el periodo de monitoreo activo fue el de un fruto maduro de la palmera pindó a una distancia de 900 m. Se espera que el pindó sea una de las especies más beneficiadas por el retorno del Guacamayo Rojo a los Esteros del Iberá, al ser sus semillas de gran tamaño y no existir en la actualidad otros frugívoros que puedan transportarlas a larga distancia. Las palmeras son reconocidas como especies clave en los bosques neotropicales ya que al producir frutos durante todo el año, constituyen una fuente de alimento estable que puede ayudar a mantener a múltiples frugívoros en las épocas de menor disponibilidad de recursos (Giombini et al. 2009). La dispersión de frutos por parte de los guacamayos podría así no solamente tener un efecto sobre la flora, sino también contribuir al mantenimiento de la comunidad de frugívoros locales.

Recomendaciones

Los primeros tres meses después de la liberación fueron el periodo de mayor riesgo para los guacamayos reintroducidos, ocurriendo durante éste la mayor pérdida de individuos por muerte y dispersión. En este período de tres meses deberían maximizarse los esfuerzos de monitoreo, protección y suplementación de individuos.

El monitoreo deberá realizarse con dos objetivos en mente. Por un lado, identificar la existencia de comportamientos aberrantes que puedan estar indicando problemas en la adaptación y tomar medidas al respecto. Por el otro, registrar el comportamiento de consumo de especies silvestres buscando evaluar el nivel de autosuficiencia de los individuos, y en función de esto regular la oferta de alimento suplementario.

Las liberaciones deberían sincronizarse para que el periodo de tres meses coincida con el momento del año con mayor disponibilidad de alimento silvestre. Tomando en cuenta los patrones fenológicos registrados, diciembre será el mes más adecuado para realizar liberaciones ya que el pico de fructificación de especies clave se da entre diciembre y febrero. Esto será particularmente importante si se da una dispersión prematura de individuos, ya que estos guacamayos no tendrán acceso al alimento suplementario que se pueda ofrecer en el sitio de liberación.

Una de las causas principales de pérdida de guacamayos fue la dispersión. En total, nueve individuos abandonaron la región de forma definitiva y, aunque existe posibilidad de que continúen con vida, no estarían contribuyendo demográficamente a la población reintroducida en Iberá, perdiendo así su utilidad para el proyecto. Es importante garantizar que los individuos se mantengan en el área de liberación a través del uso de herramientas de anclaje. Las plataformas con alimento suplementario fueron muy atractivas para los guacamayos, quienes retornaron a las mismas regularmente por varios meses incluso cuando las bandejas ya no contenían alimento. Sin embargo, una provisión excesiva de alimento puede tener efectos contraproducentes, al desmotivar el forrajeo independiente de frutos silvestres. Se recomienda por lo tanto que el manejo sea de carácter adaptativo, ajustando el patrón de oferta de alimento a los requerimientos de las distintas etapas post-liberación. Durante las primeras semanas la cantidad y frecuencia de oferta de alimento suplementario debería ser elevada, tanto para asegurar una nutrición adecuada como para incentivar a los individuos a permanecer en las cercanías del aviario. En esta primera etapa, es importante que los guacamayos aprendan a reconocer el terreno de forma gradual y no se alejen prematuramente del área. Una vez que los guacamayos se afianzan a la zona (incluyendo el retorno regular a las inmediaciones del aviario y establecimiento de dormideros dentro del área de liberación) deberá hacerse una transición a una segunda etapa, en la cual se

busque promover la independencia alimentaria. Para esto habrá que reducir progresivamente las raciones de alimento y la frecuencia con las que se ofrecen, concentrando la alimentación suplementaria al atardecer de forma que durante el día los guacamayos se vean obligados a localizar sus propias fuentes de alimento. Se recomienda continuar con la oferta de alimento incluso después de alcanzada la independencia alimentaria, estableciendo horarios fijos de oferta de ítems alimentarios particularmente atractivos para los guacamayos. De esta forma los guacamayos puedan contar con un recurso predecible al cual retornar de forma regular, lo cual facilitará el monitoreo poblacional a largo plazo incluso para individuos que carezcan de transmisores VHF funcionales.

La mayor parte de las muertes confirmadas estuvieron asociadas a guacamayos con comportamientos no deseados, resaltando la importancia de identificar estos de forma temprana. Deben considerarse señales de alarma cuando un individuo: 1) permanece en un mismo árbol por días enteros sin moverse, lo cual podría ser un indicador de neofobia hacia el nuevo entorno, sobre todo si ocurre en múltiples días consecutivos; 2) realiza casi exclusivamente actividades de reposo, movilizándose sólo para acercarse a plataformas de alimentación, lo cual indicaría una disminución o ausencia del instinto exploratorio; 3) muestre desinterés por el consumo de frutos silvestres disponibles en los árboles, incluso en presencia de otros individuos realizando la actividad, lo cual indicaría tanto una incapacidad de reconocer alimento fuera del contexto de una bandeja de alimentación, como una incapacidad de aprendizaje por imitación de conspecíficos (lo esperable en psitácidos); 4) se desplace por el suelo en el interior de vegetación leñosa cerrada de la cual no se puede escapar volando, lo cual indicaría una incapacidad de reconocer el riesgo de la situación. Aunque este último ítem fue el que estuvo relacionado directamente con los eventos de mortalidad, todos los individuos depredados presentaron al menos una de las características anteriores, pudiendo considerárselas por lo tanto como indicadores de potenciales problemas a futuro.

Para disminuir la probabilidad de depredación, es necesario desarrollar un entrenamiento anti-depredador que involucre tanto evitar el descenso al suelo como generar aversión específica hacia el zorro de monte, el principal depredador de guacamayos identificado en este estudio. Dicho programa de entrenamiento comenzó a ser implementado en el 2020, liberándose los primeros individuos entrenados en abril del 2021. Aun no se puede evaluar el efecto de este nuevo entrenamiento sobre la tasa de supervivencia, pero se espera que tenga un fuerte efecto positivo sobre la misma.

Es vital continuar con la oferta de nidos artificiales. En base a las reducidas instancias de exploración de cavidades naturales observadas y el hecho de que las parejas continúan

retornando a la cajas-nido del sitio de liberación en periodo reproductivo, pareciera que los guacamayos no están teniendo éxito en encontrar cavidades en otras áreas. Los nidos artificiales estarían así funcionando como una herramienta adicional de anclaje al área de liberación. Promover el retorno a un área protegida para la reproducción será vital para la persistencia a largo plazo de la especie, dado que el principal factor de riesgo para psitácidos es el saqueo de nidos por humanos (Wright et al. 2001; Berkunsky et al. 2017).

BIBLIOGRAFÍA

- Adamek KA. 2011. Temporal variation in space and resource use of macaws in the Southeastern Peruvian Amazon. Tesis de maestría. Texas A&M University, Austin, TX.
- Alonso R, Orejas P, Lopes F, Sanz C. 2011. Pre-release training of juvenile little owls *Athene noctua* to avoid predation. *Animal Biodiversity and Conservation* **34**:389-393–393.
- Álvarez D, Nicieza AG. 2003. Predator avoidance behaviour in wild and hatchery-reared brown trout: the role of experience and domestication. *Journal of Fish Biology* **63**:1565–1577.
- Amaya-Villarreal ÁM, Estrada A, Vargas-Ramírez N. 2015. Use of Wild Foods During the Rainy Season by a Reintroduced Population of Scarlet Macaws (*Ara macao cyanooptera*) in Palenque, Mexico. *Tropical Conservation Science* **8**:455–478.
- Angulo Rubiano AA. 2014. Dispersión de semillas por aves frugívoras: una revisión de estudios de la región neotropical. Tesis de grado. Pontifica Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia.
- Ankenbrand MJ, Keller A, Wolf M, Schultz J, Förster F. 2015. ITS2 Database V: Twice as Much. *Molecular Biology and Evolution* **32**:3030–3032.
- Arbo MM, Tressens SG. 2002. Flora del Iberá. EUDENE, Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, Argentina.
- Armstrong DP, Perrott JK. 2000. An experiment testing whether condition and survival are limited by food supply in a reintroduced Hihi population. *Conservation Biology* **14**:1171–1181.
- Armstrong DP, Seddon PJ. 2008. Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology & Evolution* **23**:20–25.
- Askew GN, Ellerby DJ. 2007. The mechanical power requirements of avian flight. *Biology Letters* **3**:445–448.
- Azara DF de. 1805. Apuntamientos para la Historia Natural de los Paxaros del Paraguay y Rio de la Plata. Available from <http://bdh-rd.bne.es/viewer.vm?id=0000009722&page=1>.
- Azevedo CS, Rodrigues LSF, Fontenelle JCR. 2017. Important tools for Amazon Parrot reintroduction programs. *Revista Brasileira de Ornitologia* **25**:1–11.
- Azevedo CS de, Young RJ. 2006. Shyness and boldness in greater rheas *Rhea americana* Linnaeus (Rheiformes, Rheidae): the effects of antipredator training on the personality of the birds. *Revista Brasileira de Zoologia* **23**:202–210.
- Bairlein F, Fritz J, Scope A, Schwendenwein I, Stanclova G, Dijk G van, Meijer HAJ, Verhulst S, Dittami J. 2015. Energy expenditure and metabolic changes of free-flying migrating Northern Bald Ibis. *PLOS ONE* **10**:e0134433.
- Bannister H, Croxford A, Brandle R, Paton DC, Moseby K. 2019. Time to adjust: changes in the diet of a reintroduced marsupial after release. *Oryx*:1–10. Cambridge University Press.
- Bannister HL, Lynch CE, Moseby KE. 2016. Predator swamping and supplementary feeding do not improve reintroduction success for a threatened Australian mammal, Bettongia lesueur. *Australian Mammalogy* **38**:177.
- Baños-Villalba A, Blanco G, Díaz-Luque JA, Dénes FV, Hiraldo F, Tella JL. 2017. Seed dispersal by macaws shapes the landscape of an Amazonian ecosystem. *Scientific Reports* **7**.
- Barnea A, Harborne JB, Pannell C. 1993. What parts of fleshy fruits contain secondary compounds toxic to birds and why? *Biochemical Systematics and Ecology* **21**:421–429.
- Bastin J-F et al. 2018. Pan-tropical prediction of forest structure from the largest trees. *Global Ecology and Biogeography* **27**:1366–1383.
- Beauchamp G. 2015a. Animal vigilance: monitoring predators and competitors. Academic Press, Amsterdam.

- Beauchamp G. 2015b. Vigilance, alarm calling, pursuit deterrence, and predation inspection. Pages 265–286 in Cooper Jr. WE, Blumstein DT, editors. *Escaping From Predators*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Beauchamp G. 2017. What can vigilance tell us about fear? *Animal Sentience* **15**:53.
- Beck BB, Rapaport LG, Price MRS, Wilson AC. 1994. Reintroduction of captive-born animals. Pages 265–286 in Olney PJS, Mace GM, Feistner ATC, editors. *Creative Conservation: Interactive management of wild and captive animals*. Springer Netherlands, Dordrecht. Available from https://doi.org/10.1007/978-94-011-0721-1_13.
- Benavidez A, Palacio FX, Rivera LO, Echevarria AL, Politi N. 2018. Diet of Neotropical parrots is independent of phylogeny but correlates with body size and geographical range. *Ibis* **160**:742–754.
- Berg KS, Socola J, Angel RR. 2007. Great Green Macaws and the annual cycle of their food plants in Ecuador. *Journal of Field Ornithology* **78**:1–10.
- Berger-Tal O, Blumstein DT, Swaisgood RR. 2020. Conservation translocations: a review of common difficulties and promising directions. *Animal Conservation* **23**:121–131.
- Berger-Tal O, Nathan J, Meron E, Saltz D. 2014. The Exploration-Exploitation Dilemma: A Multidisciplinary Framework. *PLOS ONE* **9**:e95693. Public Library of Science.
- Berger-Tal O, Saltz D. 2014. Using the movement patterns of reintroduced animals to improve reintroduction success. *Current Zoology* **60**:12.
- Berkunsky I. 2010. Ecología reproductiva del loro hablador (*Amazona aestiva*) en el Chaco argentino. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata, La Plata. Available from <http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar/id/20120126001026> (accessed September 28, 2016).
- Berkunsky I et al. 2017. Current threats faced by Neotropical parrot populations. *Biological Conservation* **214**:278–287.
- Berkunsky I, Cepeda RE, Marinelli C, Simoy MV, Daniele G, Kacoliris FP, Díaz Luque JA, Gandoy F, Aramburú RM, Gilardi JD. 2016. Occupancy and abundance of large macaws in the Beni savannahs, Bolivia. *Oryx* **50**:113–120.
- Berkunsky I, Daniele G, Kacoliris FP, Díaz-Luque JA, Silva Frias CP, Aramburu RM, Gilardi JD. 2014. Reproductive parameters in the critically endangered Blue-throated Macaw: limits to the recovery of a parrot under intensive management. *PLoS ONE* **9**:e99941.
- Berkunsky I, Di Giacomo AS. 2015. Proyecto de reintroducción experimental de Maitú (*Crax fasciolata*) y Guacamayo Rojo (*Ara chloropterus*) en la Reserva Natural Iberá. The Conservation Land Trust, Corrientes, Argentina. Available from http://www.proyectoibera.org/download/guacamayo/Proyecto_Reintroduccion_Aves.pdf.
- Berkunsky I, Simoy MV, Cepeda RE, Marinelli C, Kacoliris FP, Daniele G, Cortelezzi A, Díaz-Luque JA, Friedman JM, Aramburú RM. 2015. Assessing the use of forest islands by parrot species in a neotropical savanna. *Avian Conservation and Ecology* **10**. Available from <http://www.ace-eco.org/vol10/iss1/art11/> (accessed October 19, 2018).
- Beyer HL, Merrill EH, Varley N, Boyce MS. 2007. Willow on Yellowstone's Northern Range: Evidence for a Trophic Cascade? *Ecological Applications* **17**:1563–1571.
- Binazzi R, Zaccaroni M, Nespoli A, Massolo A, Dessí-Fulgheri F. 2011. Anti-predator behaviour of the red-legged partridge *Alectoris rufa* (Galliformes: Phasianidae) to simulated terrestrial and aerial predators. *Italian Journal of Zoology* **78**:106–112.
- BirdLife International. 2016. *Ara chloropterus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22685566A93080287.
- BirdLife International. 2019. *Psittacula eques*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019. Available from <https://www.iucnredlist.org/en> (accessed September 18, 2020).
- Blanchard DC, Griebel G, Pobbe R, Blanchard RJ. 2011. Risk assessment as an evolved threat detection and analysis process. *Neuroscience & Biobehavioral Reviews* **35**:991–998.

- Blanco G, Bravo C, Pacifico EC, Chamorro D, Speziale KL, Lambertucci SA, Hiraldo F, Tella JL. 2016. Internal seed dispersal by parrots: an overview of a neglected mutualism. *PeerJ* **4**:e1688.
- Blanco G, Hiraldo F, Tella JL. 2018. Ecological functions of parrots: an integrative perspective from plant life cycle to ecosystem functioning. *Emu - Austral Ornithology* **118**:36–49. Taylor & Francis.
- Blanco G, Romero-Vidal P, Carrete M, Chamorro D, Bravo C, Hiraldo F, Tella JL. 2021. Burrowing Parrots *Cyanoliseus patagonus* as long-distance seed dispersers of keystone Algarrobos, genus *Prosopis*, in the Monte Desert. *Diversity* **13**:204.
- Bodmer RE, Eisenberg JF, Redford KH. 1997. Hunting and the Likelihood of Extinction of Amazonian Mammals. *Conservation Biology* **11**:460–466.
- Bolam FC et al. 2021. How many bird and mammal extinctions has recent conservation action prevented? *Conservation Letters* **14**:e12762.
- Bonadie WA, Bacon PR. 2000. Year-round utilisation of fragmented palm swamp forest by Red-bellied macaws (*Ara manilata*) and Orange-winged parrots (*Amazona amazonica*) in the Nariva Swamp (Trinidad). *Biological Conservation* **95**:1–5.
- Boussekey M, Saint-Pie J, Morvan O. 1991. Observations on a population of Red-fronted Macaws *Ara rubrogenys* in the Río Caine valley, central Bolivia. *Bird Conservation International* **1**:335–350.
- Boyes RS, Perrin MR. 2010. Patterns of daily activity of Meyer's Parrot (*Poicephalus meyeri*) in the Okavango Delta, Botswana. *Emu - Austral Ornithology* **110**:54–65.
- Bright PW, Morris PA. 1994. Animal Translocation for Conservation: Performance of Dormice in Relation to Release Methods, Origin and Season. *The Journal of Applied Ecology* **31**:699.
- Brightsmith D, Bravo A. 2006. Ecology and Management of Nesting Blue-and-Yellow Macaws (*Ara ararauna*) in Mauritia Palm Swamps. *Biodiversity and Conservation* **15**:4271–4287.
- Brightsmith D, Hilburn J, del Campo A, Boyd J, Frisius M, Frisius R, Janik D, Guillen F. 2005. The use of hand-raised psittacines for reintroduction: a case study of scarlet macaws (*Ara macao*) in Peru and Costa Rica. *Biological Conservation* **121**:465–472.
- Brightsmith DJ. 2005. Parrot nesting in southeastern Peru: seasonal patterns and keystone trees. *The Wilson Bulletin* **117**:296–305.
- Brightsmith DJ. 2006. The Psittacine Year: What drives annual cycles in Tambopata's parrots? Page 23 Proceedings of the VI International Parrot Convention. uerto de la Cruz, Tenerife, Spain.
- Brown JL, Collopy MW, Gott EJ, Juergens PW, Montoya AB, Hunt WG. 2006. Wild-reared aplomado falcons survive and recruit at higher rates than hatched falcons in a common environment. *Biological Conservation* **131**:453–458.
- Bucher EH. 1992. Neotropical parrots as agricultural pests. Pages 201–219 in Beissinger SR, Snyder NFR, editors. *New world parrots in crisis: solutions from conservation biology*. Smithsonian Institution Press, New York and London.
- Burk K. 2012. How the rehabilitation of animals in captivity affects survival rates upon release : focus on a reintroduction project with *Amazonas vinacea* DOI: 10.14288/1.0075528.
- Burmeister E, Aitken LM. 2012. Sample size: How many is enough? *Australian Critical Care* **25**:271–274.
- Burnham KP, Anderson DR. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, 2nd edition. Springer-Verlag, New York. Available from <https://www.springer.com/gp/book/9780387953649> (accessed August 30, 2021).

- Burt AJ, Gane J, Olivier I, Calabrese L, Groene AD, Liebrick T, Marx D, Shah N. 2016. The history, status and trends of the Endangered Seychelles Magpie-robin *Copsychus sechellarum*. *Bird Conservation International* **26**:505–523. Cambridge University Press.
- Bušina T, Pasaribu N, Hlavsa T, Czerneková V, Kouba M. 2018. An experimental release of rehabilitated wild-caught Sumatran Laughingthrush *Garrulax bicolor*: assessment of post-release survival and dispersal via radio-telemetry, North Sumatra, Indonesia. *Ornithological Science* **17**:135–147.
- Butchart SHM et al. 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* **328**:1164–1168.
- Cain ML, Milligan BG, Strand AE. 2000. Long-distance seed dispersal in plant populations. *American Journal of Botany* **87**:1217–1227.
- Calenge C, Maillard D, Invernica N, Gaudin J-C. 2005. Reintroduction of roe deer *Capreolus capreolus* into a Mediterranean habitat: female mortality and dispersion. *Wildlife Biology* **11**:153–161. Nordic Board for Wildlife Research.
- Campbell MW, Snowdon CT. 2009. Can Auditory Playback Condition Predator Mobbing in Captive-reared *Saguinus oedipus*? *International Journal of Primatology* **30**:93–102.
- Capriles JM, Santoro CM, George RJ, Bedregal EF, Kennett DJ, Kistler L, Rothhammer F. 2021. Pre-Columbian transregional captive rearing of Amazonian parrots in the Atacama Desert. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **118**. National Academy of Sciences. Available from <https://www.pnas.org/content/118/15/e2020020118> (accessed June 10, 2021).
- Carey C. 1996. *Avian Energetics and Nutritional Ecology*. Springer US. Available from <https://www.springer.com/gp/book/9781461380467>.
- Carnevali R. 1994. *Fitogeografía de la provincia de Corrientes*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. INTA, Corrientes.
- Carrara LA, De Tarso Zuquim Antas P, De Souza Yabe R, Ubaid FK, De Oliveira SB, Ferreira LP. 2020. Seasonal movements of Blue-and-yellow Macaw (*Ara ararauna*) in the northern Pantanal floodplains, Brazil. *The Wilson Journal of Ornithology* **131**:725.
- Carrete M, Tella JL. 2015. Rapid loss of antipredatory behaviour in captive-bred birds is linked to current avian invasions. *Scientific Reports* **5**:18274. Nature Publishing Group.
- Castro I, Minot E, Alley J. 1994. Feeding and breeding behaviour of hihi or stitchbirds *Notiomystis cincta* recently transferred to Kapiti Island, New Zealand, and possible management alternatives. Pages 121–128 in Serena M, editor. *Reintroduction biology of Australian and New Zealand fauna*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Australia.
- Ceballos G, Ehrlich PR, Dirzo R. 2017. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **114**:E6089.
- Chaplin SB, Munson MM, Knuth ST. 1997. The effect of exercise and restraint on pectoral muscle metabolism in pigeons. *Journal of Comparative Physiology. B, Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology* **167**:197–203.
- Chebez JC. 2008. *Los que se van. Fauna argentina amenazada. Tomo 2. Albatros*, Buenos Aires, Argentina.
- Chebez JC, Casañas H. 2000. *Áreas claves para la conservación de la biodiversidad de la provincia de Misiones, Argentina*. FVSA-WWF, Puerto Iguazú.
- Chin DD, Lentink D. 2017. How birds direct impulse to minimize the energetic cost of foraging flight. *Science Advances* **3**:e1603041.
- Chirima GJ, Owen-Smith N. 2017. Comparison of kernel density and local convex hull methods for assessing distribution ranges of large mammalian herbivores. *Transactions in GIS* **21**:359–375.

- Clavero M, García-Berthou E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology & Evolution* **20**:110. Elsevier.
- Cockle KL, Martin K, Wesolowski T. 2012. Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. *Frontiers in Ecology and the Environment* **9**:377–382.
- Collar NJ. 1997. Order Psittaciformes, Family Psittacidae (Parrots). Pages 280–479 in del Hoyo J, Elliot A, Sargatal J, editors. *Handbook of the birds of the world*. Vol. 4. Sandgrouse to Cuckoos. Lynx Edicions, Barcelona.
- Collar NJ. 2006. Parrot reintroduction: towards a synthesis of best practice. Pages 82–107.
- Collar NJ, Juniper AT. 1992. Dimension and causes of the parrot conservation crisis. Pages 1–24 in Beissinger SR, Snyder NFR, editors. *New world parrots in crisis: solutions from conservation biology*. Smithsonian Institution Press, New York and London.
- Collazo JA, White TH, Vilella FJ, Guerrero SA. 2003. Survival of captive-reared Hispaniolan parrots released in Parque Nacional del Este, Dominican Republic. *Condor* **105**:198–207.
- Comas Boronat L, Viadiu XA, Gracia Moya M, Retana Alumbrosos J, Bosch Gras J. 2009. Relación entre el grado de madurez del bosque y las comunidades de himenópteros voladores y micromamíferos en el Parque Nacional De Aigüestortes Estany De Sant Maurici. *Proyectos de investigación en Parques Nacionales: 2006-2009*. Barcelona, España.
- Conover MR, Perito JJ. 1981. Response of Starlings to Distress Calls and Predator Models Holding Conspecific Prey. *Zeitschrift für Tierpsychologie* **57**:163–172.
- Cordeiro NJ, Howe HF. 2003. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **100**:14052–14056.
- Cornejo J, Hilburn J, Gomez JR. 2005. Daily activity budget of captive and released Scarlet macaw *Ara macao* at Playa San Josecito Release Site, Costa Rica. *International Zoo Yearbook* **39**:161–168.
- Cornelius C, Cockle K, Politi N, Berkunsky I, Sandoval L, Ojeda V, Rivera L, Hunter M Jr, Martin K. 2008. Cavity-nesting birds in Neotropical forests: cavities as a potentially limiting resource. *Ornitología Neotropical* **19**:253–268.
- da Fonseca GAB. 1985. The vanishing Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* **34**:17–34.
- de Araujo CB, Marcondes-Machado LO. 2011. Diet and feeding behavior of the yellow-faced parrot (*Alipiopsitta xanthops*) in Brasilia, Brazil. *Ornitología Neotropical* **22**:79–88.
- de Faria CM, de Souza Sá F, Costa DDL, da Silva MM, da Silva BC, Young RJ, de Azevedo CS. 2018. Captive-born collared peccary (*Pecari tajacu*, Tayassuidae) fails to discriminate between predator and non-predator models. *acta ethologica* **21**:175–184.
- de Faria IP. 2007. Peach-fronted parakeet (*Aratinga aurea*) feeding on arboreal termites in the Brazilian Cerrado. *Revista Brasileira de Ornitologia* **15**:457–458.
- de Faria IP, dos Santos Abreu TL, Bianchi CA. 2007. Seed and fruit predation of *Kielmeyera* (Guttiferae) and *Qualea* (Vochysiaceae) species by six psittacid species in the Brazilian cerrado. *Ecotropica* **13**:75–79.
- de la Parra-Martínez SM, Renton K, Salinas-Melgoza A, Muñoz-Lacy LG. 2015. Tree-cavity availability and selection by a large-bodied secondary cavity-nester: the Military Macaw. *Journal of Ornithology* **156**:489–498.
- Dear F, Vaughan C, Polanco AM. 2010. Current Status and Conservation of the Scarlet Macaw (*Ara macao*) in the Osa Conservation Area (ACOSA), Costa Rica. *UNED Research Journal* **2**:7–21.
- D'Eon RG, Glenn SM, Parfitt I, Fortin M-J. 2002. Landscape Connectivity as a Function of Scale and Organism Vagility in a Real Forested Landscape. *Conservation Ecology* **6**.

- Resilience Alliance Inc. Available from <https://www.jstor.org/stable/26271887> (accessed May 14, 2022).
- Derrickson SR, Snyder NFR. 1992. Potentials and limits of captive breeding in parrot conservation. Pages 133–163 in Beissinger SR, Snyder NFR, editors. *New world parrots in crisis: solutions from conservation biology*. Smithsonian Institution Press, New York and London.
- Di Blanco YE. 2015. Patrones de actividad y de uso de hábitat de osos hormigueros (*Myrmecophaga tridactyla*) reintroducidos en Iberá, Corrientes, Argentina.
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB, Collen B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* **345**:401–406.
- Dirzo R, Young HS, Mooney HA, Ceballos G. 2011. *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Island Press.
- Dorai-Raj S. 2014, January 2. binom: Binomial Confidence Intervals For Several Parameterizations. Available from <https://CRAN.R-project.org/package=binom> (accessed March 26, 2019).
- D'Orbigny A. 1945. *Viaje a la América Meridional: Brasil, República del Uruguay, República Argentina, La Patagonia, República de Chile, República de Bolivia, República del Perú, realizado de 1826 a 1833 Tomo I*. Editorial Futuro, Buenos Aires.
- Duff J, Lishman W, Clark D, Gee G, Ellis D. 2001. Results of the first ultralight-led Sandhill Crane migration in Eastern North America. *Proceedings of the North American Crane Workshop*. Available from <https://digitalcommons.unl.edu/nacwgproc/63>.
- Duffy DC, Jackson S. 1986. Diet Studies of Seabirds: A Review of Methods. *Colonial Waterbirds* **9**:1–17.
- Dugatkin LA, Godin J-GJ. 1992. Prey approaching predators: a cost-benefit perspective. *Annales Zoologici Fennici*:233–252.
- Eilam D. 2005. Die hard: a blend of freezing and fleeing as a dynamic defense--implications for the control of defensive behavior. *Neuroscience and Biobehavioral Reviews* **29**:1181–1191.
- Ellis DH, Dobrott SJ, Goodwin JG. 1978. Reintroduction techniques for masked bobwhites. Page in Temple SA, editor. *Endangered birds: management techniques for preserving threatened species*. University of Wisconsin Press, Madison.
- Emison WB, Beardsell CM, Temby ID. 1994. The biology and status of the Long-billed Corella in Australia. *Proc.West.Found.of Vert.Zool.* **5**:211–247.
- Environmental Systems Research Institute, Inc. (ESRI). 2012. *ArcGIS Desktop: Release 10.1*. Redlands, California.
- Estes JA et al. 2011. Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science* **333**:301–306.
- Estrada A. 2014. Reintroduction of the Scarlet Macaw (*Ara macao cyanoptera*) in the Tropical Rainforests of Palenque, Mexico: Project Design and First Year Progress. *Tropical Conservation Science* **7**:342–364.
- Evans CS, Evans L, Marler P. 1993. On the meaning of alarm calls: functional reference in an avian vocal system. *Animal Behaviour* **46**:23–38.
- Ewen J, Armstrong D, Parker K, Seddon P, editors. 2012. *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management*. Blackwell Publishing Ltd, UK.
- Ferreira LP. 2013. Dieta e uso do hábitat da arara-vermelha *Ara chloropterus* no pantanal de mato grosso campo grande -. Master's Thesis. Universidad Anhanguera-Uniderp, Campo Grande, Brasil.
- Fieberg J, Börger L. 2012. Could you please phrase “home range” as a question? *Journal of Mammalogy* **93**:890–902.
- Fischer J, Lindenmayer DB. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation* **96**:1–11.

- FitzGibbon CD. 1989. A cost to individuals with reduced vigilance in groups of Thomson's Gazelles hunted by Cheetahs. *Animal Behaviour* **37**:508–510.
- FitzGibbon CD. 1994. The costs and benefits of predator inspection behaviour in Thomson's gazelles. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **34**:139–148.
- Fontana LJ. 1881. *El Gran Chaco*. Imprenta De Ostwald y Martinez, Buenos Aires.
- Forbes D. 2005. Reintroducción exitosa de la lapa roja (*Ara macao*) en los bosques secos y húmedos de Costa Rica: supervivencia, movimientos y dieta:11.
- Fortin D, Beyer HL, Boyce MS, Smith DW, Duchesne T, Mao JS. 2005. Wolves influence elk movements: behavior shapes a trophic cascade in Yellowstone National Park. *Ecology* **86**:1320–1330.
- Freile JF, Santander T, Jiménez-Uzcátegui G, Carrasco L, Cisneros-Heredia D, Guevara EA, Sánchez-Nivicela M, Tinoco BA. 2019. Lista roja de las aves del Ecuador. Ministerio del Ambiente, Aves y Conservación, Comité Ecuatoriano de Registros Ornitológicos, Fundación Charles Darwin, Universidad del Azuay, Red Aves Ecuador y Universidad San Francisco de Qui, Quito, Ecuador.
- Friard O, Gamba M. 2016. BORIS: a free, versatile open-source event-logging software for video/audio coding and live observations. *Methods in Ecology and Evolution* **7**:1325–1330.
- Fundación PA.NA.M.A. 2007. Informe sobre el estado del conocimiento y conservación de la biodiversidad y de las especies de vertebrados de Panamá. Fundación de Parques Nacionales y Medio Ambiente, Panamá.
- Galanes IT, Thomlinson JR. 2009. Relationships between spatial configuration of tropical forest patches and woody plant diversity in northeastern Puerto Rico. Pages 101–113 in Van der Valk AG, editor. *Forest Ecology: Recent Advances in Plant Ecology*. Springer Netherlands, Dordrecht. Available from https://doi.org/10.1007/978-90-481-2795-5_9 (accessed June 11, 2021).
- Galetti M. 1993. Diet of the scaly-headed parrot (*Pionus maximiliani*) in a semideciduous forest in southeastern Brazil. *Biotropica* **25**:419–425.
- Galetti M. 1997. Seasonal abundance and feeding ecology of parrots and parakeets in a lowland Atlantic forest of Brazil. *Ararajuba* **5**:115–126.
- Galetti M, Dirzo R. 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation* **163**:1–6.
- Galetti M, Rodrigues M. 1992. Comparative seed predation on pods by parrots in Brazil. *Biotropica* **24**:222–224.
- Gardiner R, Proft K, Comte S, Jones M, Johnson CN. 2019. Home range size scales to habitat amount and increasing fragmentation in a mobile woodland specialist. *Ecology and Evolution* **9**:14005–14014.
- Gaudioso VR, Sánchez-García C, Pérez JA, Rodríguez PL, Armenteros JA, Alonso ME. 2011. Does early antipredator training increase the suitability of captive red-legged partridges (*Alectoris rufa*) for releasing? *Poultry Science* **90**:1900–1908.
- Getty T, Pulliam HR. 1993. Search and Prey Detection by Foraging Sparrows. *Ecology* **74**:734–742.
- Getz WM, Fortmann-Roe S, Cross PC, Lyons AJ, Ryan SJ, Wilmsers CC. 2007. LoCoH: Nonparametric Kernel Methods for Constructing Home Ranges and Utilization Distributions. *PLoS ONE* **2**:e207.
- Gilardi JD, Munn CA. 1998. Patterns of activity, flocking, and habitat use in parrots of the Peruvian Amazon. *The Condor* **100**:641–653.
- Gilardi JD, Toft CA. 2012. Parrots Eat Nutritious Foods despite Toxins. *PLoS ONE* **7**:e38293.
- Giombini MI, Bravo SP, Martínez MF. 2009. Seed Dispersal of the Palm *Syagrus romanzoffiana* by Tapirs in the Semi-deciduous Atlantic Forest of Argentina. *Biotropica* **41**:408–413.

- Glowka L, Burhenne-Guilmin F, Synge H, McNeely JA, Gündling L. 1994. A guide to the Convention on Biological Diversity. IUCN: International Union for Conservation of Nature. Available from <https://policycommons.net/artifacts/1373501/a-guide-to-the-convention-on-biological-diversity/1987728/> (accessed May 18, 2022).
- Gómez JM, Zamora R. 2000. Differential impact of vertebrate and invertebrate herbivores on the reproductive output of *Hormathophylla spinosa*. *Écoscience* **7**:299–306. Taylor & Francis, Ltd.
- González S. 2003. Ritmos de follaje y floración en algunas plantas leñosas nativas. *Agrociencia* **7**:27–38.
- Greene DM, Engelmann M, Steck TR. 2004. An assessment of cage flight as an exercise method for raptors. *Journal of Raptor Research* **38**:125–132.
- Greene TC. 1998. Foraging Ecology of the Red-Crowned Parakeet (*Cyanoramphus novaezelandiae novaezelandiae*) and Yellow-Crowned Parakeet (*C. auriceps auriceps*) on Little Barrier Island, Hauraki Gulf, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* **22**:161–171.
- Greggor AL, Price CJ, Shier DM. 2019. Examining the efficacy of anti-predator training for increasing survival in conservation translocations: a systematic review protocol. *Environmental Evidence* **8**:11.
- Griesser M. 2008. Referential calls signal predator behavior in a group-living bird species. *Current Biology* **18**:69–73.
- Griffin AS, Blumstein DT, Evans CS. 2000. Training captive-bred or translocated animals to avoid predators. *Conservation Biology* **14**:1317–1326.
- Griffin AS, Evans CS, Blumstein DT. 2001. Learning specificity in acquired predator recognition. *Animal Behaviour* **62**:577–589.
- Guedes NMR. 2004. Araras azuis: 15 anos de estudos no Pantanal. Page IV Simposio sobre Recursos Naturais e Socio-economicos do Pantanal. Corumbá, Brasil.
- Guedes NMR, Macieira AC, Barbosa MCT. 2006. Uso do sistema de informação geográfica (SIG) em trabalhos de conservação das araras-azuis e vermelhas no pantanal sul-matogrossense. *Ensaio e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde* **10**:14.
- Hale SL, Koprowski JL. 2018. Ecosystem-level effects of keystone species reintroduction: a literature review. *Restoration Ecology* **26**:439–445.
- Hall LS, Krausman PR, Morrison ML. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* **25**:173–182.
- Hamilton MB. 1999. Tropical tree gene flow and seed dispersal. *Nature* **401**:129–130. Nature Publishing Group.
- Hamm JOE, Bond GM, Exley LC, Korein EA. 2020. Reduced diet breadth in the Scarlet Macaw *Ara macao* of the Área de Conservación Osa (ACOSA), Costa Rica: Implications for conservation and ecotourism. *Bird Conservation International*:1–11.
- Harris S, Cresswell WJ, Forde PG, Trehwella WJ, Woollard T, Wray S. 1990. Home-range analysis using radio-tracking data—a review of problems and techniques particularly as applied to the study of mammals. *Mammal Review* **20**:97–123.
- Hart RK, Calver MC, Dickman CR. 2002. The index of relative importance: an alternative approach to reducing bias in descriptive studies of animal diets. *Wildlife Research* **29**:415.
- Haugaasen T. 2008. Seed predation of *Couratari guianensis* (Lecythidaceae) by macaws in central Amazonia, Brazil. *Ornitología Neotropical* **19**:321–328.
- Haugaasen T, Peres CA. 2008. Population abundance and biomass of large-bodied birds in Amazonian flooded and unflooded forests. *Bird Conservation International* **18**. Available from http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0959270908000130 (accessed March 23, 2019).

- Hebert PDN, Gregory TR. 2005. The promise of DNA barcoding for taxonomy. *Systematic Biology* **54**:852–859.
- Hedenström A, Ålerstam T. 1995. Optimal flight speed of birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* **348**:471–487.
- Heerenbrink MK, Johansson LC, Hedenström A. 2015. Power of the wingbeat: modelling the effects of flapping wings in vertebrate flight. *Proceedings. Mathematical, Physical, and Engineering Sciences / The Royal Society* **471**. Available from <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4985036/> (accessed June 10, 2019).
- Heezik Y van, Seddon PJ, Maloney RF. 1999. Helping reintroduced houbara bustards avoid predation: effective anti-predator training and the predictive value of pre-release behaviour. *Animal Conservation* **2**:155–163.
- Hoek CS van, Cate CT. 1998. Abnormal behavior in caged birds kept as pets. *Journal of Applied Animal Welfare Science* **1**:51–64.
- Holz PH, Naisbitt R, Mansell P. 2006. Fitness level as a determining factor in the survival of rehabilitated Peregrine Falcons (*Falco peregrinus*) and Brown Goshawks (*Accipiter fasciatus*) released back into the wild. *Journal of Avian Medicine and Surgery* **20**:15–20.
- Hume DK. 1995. Anti-predator training : An experimental approach in reintroduction biology. University of Canterbury, New Zealand. Available from <https://ir.canterbury.ac.nz/handle/10092/6904> (accessed September 20, 2019).
- Hunter EA, Gibbs JP. 2014. Densities of ecological replacement herbivores required to restore plant communities: a case study of giant tortoises on Pinta Island, Galápagos: giant tortoise-woody plant interactions. *Restoration Ecology* **22**:248–256.
- Hurme E, Mönkkönen M, Reunanen P, Nikula A, Nivala V. 2008. Temporal patch occupancy dynamics of the Siberian flying squirrel in a boreal forest landscape. *Ecography* **31**:469–476.
- ICMBio. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília.
- IUCN. 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Available from <https://www.iucnredlist.org/en> (accessed May 18, 2022).
- IUCN/SSC. 1998. Guidelines for Re-Introductions. Page 10. IUCN/SSC Re-introduction Specialists Group, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IUCN/SSC. 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Page 57. Version 1.0. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.
- IWRC. 2010. What is wildlife rehabilitation? Available from <https://theiwrc.org/> (accessed April 16, 2019).
- Jaquière J, Guélat J, Broquet T, Berset-Brändli L, Pellegrini E, Moresi R, Hirzel AH, Perrin N. 2008. Habitat-quality effects on metapopulation dynamics in greater white-toothed shrews, *Crocidura russula*. *Ecology* **89**:2777–2785.
- Kaplan EL, Meier P. 1958. Nonparametric Estimation from Incomplete Observations. *Journal of the American Statistical Association* **53**:457–481.
- Kassambara A, Kosinski M, Biecek P, Fabian S. 2021. Drawing Survival Curves using 'ggplot2'.
- Kleiman DG. 1989. Reintroduction of Captive Mammals for Conservation. *BioScience* **39**:152–161.
- Koutsos EA, Matson KD, Klasing KC. 2001. Nutrition of birds in the order Psittaciformes: A review. *Journal of Avian Medicine and Surgery* **15**:257–275.
- Kubiak M. 2015. Feather plucking in parrots. In *Practice* **37**:87–95.
- Kullberg C, Lind J. 2002. An Experimental Study of Predator Recognition in Great Tit Fledglings. *Ethology* **108**:429–441.
- Kurt Lo V, Saldenberga A, Lysenko S. 2010. Reintrodução de Psitacídeos. IBAMA. Available from <http://diversitas.fllch.usp.br/node/2957> (accessed September 28, 2016).

- Lamkin M, Miller AI. 2016. On the Challenge of Comparing Contemporary and Deep-Time Biological-Extinction Rates. *BioScience* **66**:785–789. Oxford Academic.
- Larcombe SD, Coffey JS, Bann D, Alexander L, Arnold KE. 2010. Impacts of dietary antioxidants and flight training on post-exercise oxidative damage in adult parrots. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology* **155**:49–53.
- Le Gouar P, Mihoub J-B, Sarrazin F. 2012. Dispersal and habitat selection: behavioural and spatial constraints for animal translocations. Pages 138–164 *Reintroduction Biology*. John Wiley & Sons, Ltd.
- Lee ATK. 2017. Sentinel behavior or vigilance at a macaw claylick? *Ornitología Neotropical* **28**:253–260.
- Lee ATK, Brightsmith DJ, Vargas MP, Leon KQ, Mejia AJ, Marsden SJ. 2014. Diet and geophagy across a western Amazonian parrot assemblage. *Biotropica* **46**:322–330.
- Lee ATK, Marsden SJ. 2012. The influence of habitat, season, and detectability on abundance estimates across an Amazonian parrot assemblage. *Biotropica* **44**:537–544.
- Levey DJ. 1987. Seed Size and Fruit-Handling Techniques of Avian Frugivores. *The American Naturalist* **129**:471–485.
- Levey DJ, Tewksbury JJ, Bolker BM. 2008. Modelling long-distance seed dispersal in heterogeneous landscapes. *Journal of Ecology* **96**:599–608.
- Lierz M, Fischer D. 2011. Clinical Technique: Imping in Birds. *Journal of Exotic Pet Medicine* **20**:131–137.
- Lind J, Jakobsson S, Kullberg C. 2010. Impaired predator evasion in the life history of birds: behavioral and physiological adaptations to reduced flight ability. Pages 1–30 in Thompson CF, editor. *Current Ornithology Volume 17*. Springer New York, New York, NY. Available from https://doi.org/10.1007/978-1-4419-6421-2_1.
- Lindberg P, Sjöberg U. 2009. Captive breeding and restocking of the Peregrine Falcon in Sweden. Page in Sielicki J, Mizera T, editors. *Peregrine Falcon populations: status and Perspectives in the 21st Century*. Turul Publishing & Poznan University of Life Sciences Press, Warsaw-Poznan.
- Lindenmayer D et al. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters* **11**:78–91.
- Litchfield C. 1970. Taxonomic patterns in the fat content, fatty acid composition, and triglyceride composition of *Palmae* seeds. *Chemistry and Physics of Lipids* **4**:96–103.
- Lopes ARS, Rocha MS, Junior MGJ, Mesquita WU, Silva GGGR, Vilela DAR, Azevedo CS. 2017. The influence of anti-predator training, personality and sex in the behavior, dispersion and survival rates of translocated captive-raised parrots. *Global Ecology and Conservation* **11**:146–157.
- Lopes ARS, Rocha MS, Mesquita WU, Drumond T, Ferreira NF, Camargos RAL, Vilela DAR, Azevedo CS. 2018. Translocation and Post-Release Monitoring of Captive-Raised Blue-fronted Amazons *Amazona aestiva*. *Acta Ornithologica* **53**:37–48.
- Lopes CM et al. 2020. Ecological specialization and niche overlap of subterranean rodents inferred from DNA metabarcoding diet analysis. *Molecular Ecology*:mec.15549.
- Lugarini C, Barbosa AEA, Oliveira KG. 2012. Plano de Ação Nacional para a Conservação da Arara-azul-de-lear. 2ª Edição. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio. Brasília.
- Lynch Arribáizaga E. 1920. Las aves del Chaco. *El Hornero* **002**:085–098. *Revista de Ornitología Neotropical*.
- Lyons AJ, Turner WC, Getz WM. 2013. Home range plus: a space-time characterization of movement over real landscapes. *Movement Ecology* **1**. Available from

- <https://movementecologyjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/2051-3933-1-2> (accessed March 23, 2019).
- Lyons AJ, Turner WC, Getz WM. 2014. T-LoCoH for R Tutorial and Users Guide. Available from <https://movementecologyjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/2051-3933-1-2> (accessed December 1, 2020).
- MADES. 2019. Resolución N° 254/19: Por la cual se actualiza el listado de las especies protegidas de la vida silvestre de la clase Aves. Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible, Asunción, Paraguay.
- Maestri ML, Ferrati R, Berkunsky I. 2017. Evaluating management strategies in the conservation of the critically endangered Blue-throated Macaw (*Ara glaucogularis*). *Ecological Modelling* **361**:74–79.
- Manser MB, Seyfarth RM, Cheney DL. 2002. Suricate alarm calls signal predator class and urgency. *Trends in Cognitive Sciences* **6**:55–57.
- Maran T, Põdra M, Põlma M, Macdonald DW. 2009. The survival of captive-born animals in restoration programmes – Case study of the endangered European mink *Mustela lutreola*. *Biological Conservation* **142**:1685–1692.
- Markl JS, Schleuning M, Forget PM, Jordano P, Lambert JE, Traveset A, Wright SJ, Böhning-Gaese K. 2012. Meta-analysis of the effects of human disturbance on seed dispersal by animals. *Conservation biology* **26**:1072–1081.
- Marples NM, Kelly DJ. 1999. Neophobia and dietary conservatism: two distinct processes? *Evolutionary Ecology* **13**:641–653.
- Marples NM, Quinlan M, Thomas RJ, Kelly DJ. 2007. Deactivation of dietary wariness through experience of novel food. *Behavioral Ecology* **18**:803–810.
- Martínez Aguirre T, Calvo R, Velasco MA, Arellano ML, Zarina O, Kacoliris FP. 2019. Re-establishment of an extinct local population of the Valcheta Frog, *Pleurodema somuncurense*, in a restored habitat in Patagonia. *Conservation Evidence* **16**:48–50.
- Masat M, Vigo-Trauco G, Brightsmith DJ. 2021. The Big Red is Back! The Iberá Project and the return of the Green-winged macaw to Argentina. *American Federation of Aviculture Conservation News*.
- Masello JF, Pagnossin ML, Sommer C, Quillfeldt P. 2006. Population size, provisioning frequency, flock size and foraging range at the largest known colony of Psittaciformes: the Burrowing Parrots of the north-eastern Patagonian coastal cliffs. *Emu* **106**:69–79.
- Mastrota FN, Mench JA. 1994. Avoidance of dyed food by the northern bobwhite. *Applied Animal Behaviour Science* **42**:109–119.
- Mathews F, Orros M, McLaren G, Gelling M, Foster R. 2005. Keeping fit on the ark: assessing the suitability of captive-bred animals for release. *Biological Conservation* **121**:569–577.
- Matthews JK, Ridley A, Kaplin BA, Grueter CC. 2020. A comparison of fecal sampling and direct feeding observations for quantifying the diet of a frugivorous primate. *Current Zoology* **66**:333–343. Oxford Academic.
- Matuzak GD, Bezy MB, Brightsmith DJ. 2008. Foraging ecology of parrots in a modified landscape: seasonal trends and introduced species. *The Wilson Journal of Ornithology* **120**:353–365.
- MAYDS, AA. 2017. Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación. Informe del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y de Aves Argentinas, Buenos Aires, Argentina.
- McClenaghan B, Nol E, Kerr KCR. 2019. DNA metabarcoding reveals the broad and flexible diet of a declining aerial insectivore. *The Auk* **136**. Available from <https://doi.org/10.1093/auk/uky003> (accessed March 26, 2021).
- McLean IG, Hölzer C, Studholme BJS. 1999. Teaching predator-recognition to a naive bird: implications for management. *Biological Conservation* **87**:123–130.

- McLean IG, Schmitt NT, Jarman PJ, Duncan C, Wynne CDL. 2000. Learning for Life: Training Marsupials to Recognise Introduced Predators. *Behaviour* **137**:1361–1376.
- Medina BML, Pagano GF. 2003. Caracterización de la pulpa de guayaba (*Psidium guajava* L.) tipo “Criolla Roja.” *Revista de la Facultad de Agronomía* **20**:72–86. 2000. Universidad del Zulia.
- Meehan CL, Mench JA. 2007. The challenge of challenge: Can problem solving opportunities enhance animal welfare? *Applied Animal Behaviour Science* **102**:246–261.
- Merz JE. 2002. Seasonal feeding habits, growth, and movement of steelhead trout in the lower Mokelumne river, California. *California Fish and Game* **88**:95–111.
- Mikula F. 2010. Free flight training of raptors for release-why don't they just fly away? Page 14 *Proceedings of the National Wildlife Rehabilitation Conference 2010*. Adelaide, Australia.
- Miller B, Biggins D, Wemmer C, Powell R, Calvo L, Hanebury L, Wharton T. 1990. Development of survival skills in captive-raised Siberian polecats (*Mustela eversmanni*) II: Predator avoidance. *Journal of Ethology* **8**:95–104.
- MINAGRI. 2014. Decreto Supremo que aprueba la actualización de la lista de clasificación y categorización de las especies amenazadas de fauna silvestre legalmente protegidas. Decreto Supremo N° 004-2014-MINAGR. Ministerio de Agricultura y Riego, Lima, Peru.
- Morellato LPC, Camargo MGG, Neves FFD, Luize BG, Mantovani A, Hudson IL. 2010. The influence of sampling method, sample size, and frequency of observations on plant phenological patterns and interpretation in tropical forest trees. Pages 99–121 in Hudson IL, Keatley MR, editors. *Phenological Research*. Springer Netherlands. Available from http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-90-481-3335-2_5 (accessed March 28, 2017).
- Moseby K, Carthey A, Schroeder T. 2015a. The influence of predators and prey naivety on reintroduction success: current and future directions. *Advances in reintroduction biology of Australian and New Zealand fauna*:29–42.
- Moseby KE, Blumstein DT, Letnic M. 2015b. Harnessing natural selection to tackle the problem of prey naïveté. *Evolutionary Applications* **9**:334–343.
- Mouritsen KN. 1992. Predator Avoidance in Night-Feeding Dunlins *Calidris alpina*: A Matter of Concealment. *Ornis Scandinavica* **23**:195.
- Myers MC, Vaughan C. 2004. Movement and behavior of scarlet macaws (*Ara macao*) during the post-fledging dependence period: implications for in situ versus ex situ management. *Biological Conservation* **118**:411–420.
- Nathan R, Schurr FM, Spiegel O, Steinitz O, Trakhtenbrot A, Tsoar A. 2008. Mechanisms of long-distance seed dispersal. *Trends in Ecology & Evolution* **23**:638–647.
- Neiff J, Poi de Neiff A. 2006. Situación ambiental en la ecorregión Iberá. Pages 177–184 in Brown A, Martinez Ortiz U, Acerbi M, Corcuera J, editors. *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Newmaster SG, Thompson ID, Steeves RAD, Rodgers AR, Fazekas AJ, Maloles JR, McMullin RT, Fryxell JM. 2013. Examination of two new technologies to assess the diet of woodland caribou: video recorders attached to collars and DNA barcoding. *Canadian Journal of Forest Research* **43**:897–900.
- Nichols JD, Armstrong DP. 2012. *Monitoring for Reintroductions*. Pages 223–255 *Reintroduction Biology*. John Wiley & Sons, Ltd.
- Nield AP, Nathan R, Enright NJ, Ladd PG, Perry GLW. 2020. The spatial complexity of seed movement: Animal-generated seed dispersal patterns in fragmented landscapes revealed by animal movement models. *Journal of Ecology* **108**:687–701.

- Norberg UM. 1990. Vertebrate Flight: Mechanics, Physiology, Morphology, Ecology and Evolution. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. Available from <https://www.springer.com/gp/book/9783642838507> (accessed November 13, 2019).
- Nunes AP, dos Santos A Jr. 2011. Itens alimentares consumidos por psitacídeos no Pantanal e planaltos do entorno, Mato Grosso do Sul. *Atualidades Ornitológicas On-line* **162**:42–50.
- Nycander E, Blanco DH, Holle KM, del Campo A, Munn CA, Moscoso JI, Ricalde DG. 1995. Manu and Tambopata: nesting success and techniques for increasing reproduction in wild macaws in southeastern Peru. Pages 423–443 in Abramson BLSJ, Thomsen JB, editors. *The large macaws: their care, breeding and conservation*. Raintree Publications, Fort Bragg, California.
- Ocelot successfully hunts for Red-and-Green Macaw in Tambo Blanquillo - Private Reserve. 2017. Peru. Available from <https://www.nationalgeographic.com/news/2017/08/ocelots-macaws-parrots-attack-predators/> (accessed March 17, 2020).
- Oehler DA, Boodoo D, Plair B, Kuchinski K, Campbell M, Lutchmedial G, Ramsubage S, Maruska EJ, Malowski S. 2001. Translocation of Blue and Gold Macaw *Ara ararauna* into its historical range on Trinidad. *Bird Conservation International* **11**. Available from http://www.journals.cambridge.org/abstract_S0959270901000211 (accessed October 18, 2018).
- Olah G, Vigo G, Heinsohn R, Brightsmith DJ. 2014. Nest site selection and efficacy of artificial nests for breeding success of Scarlet Macaws *Ara macao macao* in lowland Peru. *Journal for Nature Conservation* **22**:176–185.
- Oliveira AKM, Nunes AC, Farias GC. 2012. Predation of *Curatella americana* seeds by *Aratinga aurea* parrots. *Revista Brasileira de Biociências* **10**:526.
- Oliveira KGD, Eduardo A, Barbosa A, Santos-neto JR, Menezes ACD, Luiz J, Emanuel A, Alves B, Clarinda A, Röhr DL. 2014. Monitoring reintroduced Lear's macaws (*Anodorhynchus leari*) in the Raso da Catarina, Bahia (Brazil). *Ornithologia* **7**:12–20.
- Ortiz-Catedral L, Brunton DH. 2009. Nesting sites and nesting success of reintroduced red-crowned parakeets (*Cyanoramphus novaezelandiae*) on Tiritiri Matangi Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* **36**:1–10.
- Osborne PE, Seddon PJ. 2012. Selecting suitable habitats for reintroductions: variation, change and the role of species distribution modelling. *Reintroduction biology: integrating science and management* **1**. Wiley Online Library.
- Overington SE, Morand-Ferron J, Boogert NJ, Lefebvre L. 2009. Technical innovations drive the relationship between innovativeness and residual brain size in birds. *Animal Behaviour* **78**:1001–1010.
- Paranhos SJ, de Araujo CB, Marcondes-Machado LO. 2009. Feeding behavior of *Aratinga aurea* (Psittacidae) in Southwestern Minas Gerais State, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* **17**:187–193.
- Parera A. 2004. Fauna del Iberá: Composición, estado de conservación y propuestas de manejo. Reporte técnico sin publicar. Fundación Biodiversidad Argentina.
- Paul U von S, Kramer G. 1951. Über Angeborenes Und Erworbenes Feind-Erkennen Beim Gimpel (*Pyrrhula pyrrhula* L.). *Behaviour* **3**:243–255.
- Paulino R, Nogueira-Filho SLG, Nogueira SSDC. 2018. The role of individual behavioral distinctiveness in exploratory and anti-predatory behaviors of red-browed Amazon parrot (*Amazona rhodocorytha*) during pre-release training. *Applied Animal Behaviour Science* **205**:107–114.
- Pedroso JR. 2013. Técnicas etológicas para treino pré-soltura de papagaios-de-peito-roxo (*Amazona vinacea*), como instrumento de adaptação à vida livre em ambiente selvagem.

- Peignot P, Charpentier MJE, Bout N, Bourry O, Massima U, Dosimont O, Terramorsi R, Wickings EJ. 2008. Learning from the first release project of captive-bred mandrills *Mandrillus sphinx* in Gabon. *Oryx* **42**.
- Pennycuik CJ. 1990. Predicting wingbeat frequency and wavelength of birds. *Journal of experimental biology* **150**:171–185.
- Pitter E, Christiansen MB. 1997. Behavior of individuals and social interactions of the Red-fronted Macaw *Ara rubrogenys* in the wild during the midday rest. *Ornitología Neotropical* **8**:133–143.
- Plair BL, Lal M, Ramadhar A, Ramsubage S. 2013. Status of Blue-and-yellow Macaws *Ara ararauna* Reintroduced to the Nariva Swamp, Trinidad and Tobago. *Living World, Journal of Trinidad and Tobago Field Naturalists' Club*:19–28.
- Pollard-Wright HM, Wright MT, Warren JM. 2010. Use of a Portable Tower and Remote-controlled Launcher to Improve Physical Conditioning in a Rehabilitating Wild Mallard (*Anas platyrhynchos*). *Journal of Avian Medicine and Surgery* **24**:308–315.
- Pulliam HR, Pyke GH, Caraco T. 1982. The scanning behavior of juncos: A game-theoretical approach. *Journal of Theoretical Biology* **95**:89–103.
- R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from <https://www.R-project.org/>.
- Rabin LA. 2003. Maintaining behavioural diversity in captivity for conservation: natural behaviour management. *Animal Welfare*:10.
- Ragusa-Netto J. 2006. Dry fruits and the abundance of the blue-and-yellow macaw (*Ara ararauna*) at a cerrado remnant in central Brazil. *Ornitología Neotropical* **17**:491–500.
- Ragusa-Netto J. 2011. Pre-dispersal seed predation by Blue-and-Yellow macaw (*Ara ararauna*, Psittacidae), on fruit crops of the Pequi (*Caryocar brasiliense*, Caryocaraceae), in the Brazilian Cerrado. *Ornitología Neotropical* **22**:329–338.
- Ramirez-Fernandez JD, Biamonte E, Gutierrez-Vannucchi AC, Sarria-Miller GA, Scott A, Sandoval L. 2019. Previously undescribed food resources of eleven neotropical bird species **28**:8.
- Ratnasingham S, Hebert PDN. 2013. A DNA-Based Registry for All Animal Species: The Barcode Index Number (BIN) System. *PLoS ONE* **8**:e66213.
- Rayner JMV. 1995. Flight mechanics and constraints on flight performance. *Israel Journal of Ecology and Evolution* **41**:321–342.
- Reading RP, Miller B, Shepherdson D. 2013. The Value of Enrichment to Reintroduction Success. *Zoo Biology* **32**:332–341.
- Redig PT, Arent L, Lopes H, Cruz L. 2007. Rehabilitation. Page in Bird DM, Bildstein KL, Barber DR, Zimmerman A, editors. *Raptor Research and Management Techniques* 1st edition. Hancock House Publishers Ltd, Canada, Surrey, B.C. ; Blaine, WI.
- Renton K. 2001. Lilac-Crowned Parrot Diet and Food Resource Availability: Resource Tracking by a Parrot Seed Predator. *The Condor* **103**:62.
- Renton K. 2002. Seasonal variation in occurrence of macaws along a rainforest river. *Journal of Field Ornithology* **73**:15–19.
- Renton K, Brightsmith DJ. 2009. Cavity use and reproductive success of nesting macaws in lowland forest of southeast Peru. *Journal of Field Ornithology* **80**:1–8.
- Renton K, Salinas-Melgoza A, Labra-Hernández MÁD, Parra-Martínez SM de la. 2015. Resource requirements of parrots: nest site selectivity and dietary plasticity of Psittaciformes. *Journal of Ornithology* **156**:73–90.
- Reşit Akçakaya H. 1990. Bald Ibis *Geronticus eremita* population in Turkey: An evaluation of the captive breeding project for reintroduction. *Biological Conservation* **51**:225–237.
- Rivera-Ortíz AF, Contreras-González AM, Soberanes-González CA, Valiente-Banuet A, Coro Arizmendi M. 2008. Seasonal abundance and breeding chronology of the Military

- Macaw (*Ara militaris*) in a semi-arid region of Central Mexico. *Ornitología Neotropical* **19**:255–263.
- Robinet O, Bretagnolle V, Clout MN. 2003. Activity patterns, habitat use, foraging behaviour and food selection of the Ouvea Parakeet (*Eunymphicus cornutus uvaensis*). *Emu* **103**:71–80.
- Rodrigues LSF. 2013. Treinamento antipredação de papagaios verdadeiros- *Amazona aestiva* (Linnaeus, 1758). Tesis de maestría. Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais, Brasil.
- Rodríguez O, Castillo L, Smith P, Del Castillo H. 2019. Status and distribution of Paraguayan macaws (Aves: Psittacidae) with a new country record. *Papéis Avulsos de Zoologia* **59**:e20195960.
- Rytkönen S, Vesterinen EJ, Westerduin C, Leviäkangas T, Votka E, Mutanen M, Välimäki P, Hukkanen M, Suokas M, Orell M. 2019. From feces to data: A metabarcoding method for analyzing consumed and available prey in a bird-insect food web. *Ecology and Evolution* **9**:631–639.
- Salinas-Melgoza A, Renton K. 2005. Seasonal variation in activity patterns of juvenile lilac-crowned parrots in tropical dry forest. *The Wilson Bulletin* **117**:291–295.
- Salinas-Melgoza A, Salinas-Melgoza V, Wright TF. 2013. Behavioral plasticity of a threatened parrot in human-modified landscapes. *Biological Conservation* **159**:303–312.
- Sánchez Labrador FJ. 2013. Peces y aves del Paraguay natural ilustrado 1767. Compañía Fabril Editora S.A., Buenos Aires.
- Sankar K, Qureshi Q, Nigam P, Malik PK, Sinha PR, Mehrotra RN, Gopal R, Bhattacharjee S, Mondal K, Gupta S. 2010. Monitoring of Reintroduced Tigers in Sariska Tiger Reserve, Western India: Preliminary Findings on Home Range, Prey Selection and Food Habits. *Tropical Conservation Science* **3**:301–318. SAGE Publications Inc.
- Santos MPD. 2001. Dieta da arara-vermelha-grande (*Ara chloroptera*) na Chapada das Mangabeiras, Sul do Piauí, Brasil. *Tangara* **1**:131–134.
- Sanz V, Grajal A. 1998. Successful Reintroduction of Captive-Raised Yellow-Shouldered Amazon Parrots on Margarita Island, Venezuela. *Conservation Biology* **12**:12.
- Saunders DA, Dawson R, Mawson PR, Cunningham RB. 2020. Artificial hollows provide an effective short-term solution to the loss of natural nesting hollows for Carnaby's Cockatoo *Calyptorhynchus latirostris*. *Biological Conservation* **245**:108556.
- Scherer-Neto P, Terto AC. 2011. Registros e documentação fotográfica da alimentação da arara-vermelha-grande (*Ara chloropterus*) na região noroeste do Paraná (Psittaciformes: Psittacidae). *Atualidades Ornitológicas* **159**:37–42.
- Scott D. 2016. *Raptor Medicine, Surgery and Rehabilitation*, 2nd Edition. CABI.
- Seddon PJ. 1999. Persistence without intervention: assessing success in wildlife reintroductions. *Trends in Ecology & Evolution* **14**:503. Elsevier.
- Seddon PJ, Armstrong DP, Maloney RF. 2007. Developing the Science of Reintroduction Biology. *Conservation Biology* **21**:303–312.
- Seddon PJ, Griffiths CJ, Soorae PS, Armstrong DP. 2014. Reversing defaunation: Restoring species in a changing world. *Science* **345**:406–412.
- Seddon PJ, Strauss WM, Innes J. 2012. *Animal Translocations: What are they and why do we do them?* Pages 1–32 *Reintroduction Biology*. Blackwell Publishing Ltd, UK.
- Shalter MD. 1984. Predator-prey behaviour and habituation. Page in Peeke H, Petrinovich L, editors. *Habituation, Sensitization, and Behavior*. Academic Press, New York.
- Shier DM, Owings DH. 2006. Effects of predator training on behavior and post-release survival of captive prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*). *Biological Conservation* **132**:126–135.

- Shier DM, Owings DH. 2007. Effects of social learning on predator training and postrelease survival in juvenile black-tailed prairie dogs, *Cynomys ludovicianus*. *Animal Behaviour* **73**:567–577.
- Shora J, Myhill M, Brereton JE. 2018. Should zoo foods be coati chopped. *Journal of Zoo and Aquarium Research* **6**:22–25.
- Shrestha R, Wegge P. 2006. Determining the Composition of Herbivore Diets in the Trans-Himalayan Rangelands: A Comparison of Field Methods. *Rangeland Ecology & Management* **59**:512–518.
- Silva PA. 2018. Massive consumption of unripe slash pine (*Pinus elliottii*) seeds by Blue-and-Yellow Macaws (*Ara ararauna*). *Ornitología Neotropical*:9.
- Silva PA, Melo C. 2013. Foraging of the Golden-capped Parakeet (*Aratinga auricapillus*) in an Anthropogenic Landscape in Brazil. *Ornitología Neotropical* **24**:55–66.
- Silva PA, Melo C. 2018. Foraging suggests high behavioral flexibility in the blue-winged parrotlet (*Forpus xanthopterygius*, Psittacidae) in response to fleshy fruit availability. *AMBIÊNCIA* **14**:186–202.
- Smith DW, Bangs EE. 2009. Reintroduction of Wolves to Yellowstone National Park: History, Values and Ecosystem Restoration. Pages 92–125 *Reintroduction of Top-Order Predators*. John Wiley & Sons, Ltd.
- Snyder NFR, Enkerlin-Hoeflich EC, Cruz Nieto J. 1999. Thick-billed Parrot, *Rhynchopsitta pachyrhyncha*. Pages 1–23 in Poole A, editor. *The American Ornithologists' Union and The Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, Philadelphia, Pennsylvania.
- Snyder NFR, Koenig SE, Koschmann J, Snyder HA, Johnson TB. 1994. Thick-billed parrot releases in Arizona. *Condor* **96**:845–862.
- Snyder NFR, Wiley JW, Kepler CB. 1987. *The parrots of Luquillo: natural history and conservation of the Puerto Rican Parrot*. Western Foundation of Vertebrate Zoology, Los Angeles, CA.
- Soorae PS. 2008. *Global Re-introduction Perspectives, 2008: Re-introduction Case Studies from Around the Globe*. IUCN-International union for conservation of nature and natural resources.
- Soorae PS. 2010. *Global Re-introduction Perspectives, 2010: additional case-studies from around the globe*. Available from <https://portals.iucn.org/library/node/9774> (accessed August 24, 2020).
- Soorae PS. 2011. *Global Re-introduction Perspectives, 2011: more case studies from around the globe*. Available from <https://portals.iucn.org/library/node/10058> (accessed August 24, 2020).
- Soorae PS. 2013. *Global Re-introduction Perspectives, 2013: Further Case Studies from Around the Globe*. IUCN-International union for conservation of nature and natural resources.
- Soorae PS. 2016. *Global Re-introduction Perspectives, 2016: Case Studies from Around the Globe*. IUCN-International union for conservation of nature and natural resources.
- Soorae PS. 2018. *Global Re-introduction Perspectives, 2018: Case Studies from Around the Globe*. IUCN-International union for conservation of nature and natural resources.
- Stamps JA, Swaisgood RR. 2007. Someplace like home: Experience, habitat selection and conservation biology. *Applied Animal Behaviour Science* **102**:392–409.
- Steidl RJ, Hayes JP, Schaub E. 1997. Statistical Power Analysis in Wildlife Research. *The Journal of Wildlife Management* **61**:270.
- Stojanovic D, Webb M, Roshier D, Saunders D, Heinsohn R. 2012. Ground-based survey methods both overestimate and underestimate the abundance of suitable tree-cavities for the endangered Swift Parrot. *Emu - Austral Ornithology* **112**:350–356.
- Straube FC. 2010. Fontes históricas sobre a presença de araras no estado do Paraná. *Atualidades Ornitológicas* **156**:64–87.

- Svenning J-C et al. 2015. Science for a wilder Anthropocene: Synthesis and future directions for trophic rewilding research. *Proceedings of the National Academy of Sciences* DOI: 10.1073/pnas.1502556112. Available from <http://www.pnas.org/content/early/2015/10/23/1502556112> (accessed October 26, 2015).
- Swaigood R. 2010. The conservation-welfare nexus in reintroduction programmes: a role for sensory ecology:14.
- Tatayah RVV, Malham J, Haverson P, Reuleaux A, Van de Wetering J. 2007. Design and provision of nest boxes for echo parakeets *Psittacula eques* in Black River Georges National Park, Mauritius. *Conservation Evidence* **4**:16–19.
- Tavecchia G, Viedma C, Martínez-Abraín A, Bartolomé M-A, Gómez JA, Oro D. 2009. Maximizing re-introduction success: Assessing the immediate cost of release in a threatened waterfowl. *Biological Conservation* **142**:3005–3012.
- Taylor TD, Parkin DT. 2010. Preliminary insights into the level of genetic variation retained in the endangered echo parakeet (*Psittacula eques*) towards assisting its conservation management. *African Zoology* **45**:189–194.
- Tella JL, Baños-Villalba A, Hernández-Brito D, Rojas A, Pacífico E, Díaz-Luque JA, Carrete M, Blanco G, Hiraldo F. 2015. Parrots as overlooked seed dispersers. *Frontiers in Ecology and the Environment* **13**:338–339.
- Tella JL, Blanco G, Dénes FV, Hiraldo F. 2019. Overlooked parrot seed dispersal in Australia and South America: insights on the evolution of dispersal syndromes and seed size in araucaria trees. *Frontiers in Ecology and Evolution* **7**:82.
- Tella JL, Dénes FV, Zulian V, Prestes NP, Martínez J, Blanco G, Hiraldo F. 2016. Endangered plant-parrot mutualisms: seed tolerance to predation makes parrots pervasive dispersers of the Parana pine. *Scientific Reports* **6**.
- Tella JL, Hiraldo F, Pacífico E, Díaz-Luque JA, Dénes FV, Fontoura FM, Guedes N, Blanco G. 2020. Conserving the diversity of ecological interactions: the role of two threatened macaw species as legitimate dispersers of “megafaunal” fruits. *Diversity* **12**:45.
- Therneau T. 2021. A Package for Survival Analysis in R. Available from <https://CRAN.R-project.org/package=survival>.
- Thissen D, Steinberg L, Kuang D. 2002. Quick and Easy Implementation of the Benjamini-Hochberg Procedure for Controlling the False Positive Rate in Multiple Comparisons. *Journal of Educational and Behavioral Statistics* **27**:77–83.
- Tobalske BW, Hedrick TL, Dial KP, Biewener AA. 2003. Comparative power curves in bird flight. *Nature* **421**:363–366.
- Trivedi MR, Cornejo FH, Watkinson AR. 2004. Seed predation on Brazil nuts (*Bertholletia excelsa*) by macaws (Psittacidae) in Madre de Dios, Peru. *Biotropica* **36**:118–122.
- Uchôa-thomaz AMA et al. 2014. Chemical composition, fatty acid profile and bioactive compounds of guava seeds (*Psidium guajava* L.). *Food Science and Technology* **34**:485–492. SBCTA.
- Uezu A, Metzger JP. 2016. Time-lag in responses of birds to atlantic forest fragmentation: restoration opportunity and urgency. *PLOS ONE* **11**:e0147909.
- Urbanek R, Fondow L, Satyshur C, Lacy A, Zimorski S, Wellington M. 2005. First cohort of migratory whooping cranes reintroduced to eastern North America: the first year after release. *Proceedings of the North American Crane Workshop*. Available from <https://digitalcommons.unl.edu/nacwgproc/32>.
- Vanderwel MC, Malcolm JR, Mills SC. 2007. A Meta-Analysis of Bird Responses to Uniform Partial Harvesting across North America. *Conservation Biology* **21**:1230–1240.
- Vaughan C, Bremer M, Dear F. 2013. Scarlet Macaw (*Ara macao*) (Psittaciformes: Psittacidae) Parental Nest Visitation in Costa Rica: Implications for Research and Conservation.

- Revista de Biología Tropical **57**. Available from <http://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/11350> (accessed March 22, 2019).
- Vázquez L, Renton K. 2015. High density of tree-cavities and snags in tropical dry forest of Western Mexico raises questions for a latitudinal gradient. *Plos One* **10**.
- Veasey JS, Metcalfe NB, Houston DC. 1998. A reassessment of the effect of body mass upon flight speed and predation risk in birds. *Animal Behaviour* **56**:883–889.
- Vickery JA, Sutherland WJ, Watkinson AR, Rowcliffe JM, Lane SJ. 1995. Habitat switching by dark-bellied brent geese *Branta b. bernicla* (L.) in relation to food depletion. *Oecologia* **103**:499–508.
- Vigo-Trauco G, Garcia-Anleu R, Brightsmith DJ. 2021. Increasing Survival of Wild Macaw Chicks Using Foster Parents and Supplemental Feeding. *Diversity* **13**:121.
- Vögeli M, Serrano D, Pacios F, Tella JL. 2010. The relative importance of patch habitat quality and landscape attributes on a declining steppe-bird metapopulation. *Biological Conservation* **143**:1057–1067.
- Volpe NL. 2014, March 19. Movement and space use by the green hermit (*Phaethornis guy*) in a fragmented landscape in Costa Rica. PhD thesis. Oregon State University, Corvallis, Oregon. Available from <http://ir.library.oregonstate.edu/xmlui/handle/1957/46950> (accessed October 8, 2014).
- Volpe NL, Di Giacomo AS, Berkunsky I. 2017. First experimental release of the red-and-green macaw *Ara chloropterus* in Corrientes, Argentina. *Conservation Evidence* **14**:20.
- Volpe NL, Thalinger B, Vilacoba E, Braukmann TWA, Di Giacomo AS, Berkunsky I, Lijtmaer DA, Steinke D, Kopuchian C. 2021. Diet composition of reintroduced Red-and-Green Macaws reflects gradual adaptation to life in the wild. *Ornithological Applications* **124**:duab059.
- Warburton LS. 2003. The ecology and conservation biology of the Black-cheeked Lovebird *Agapornis nigrigenis* in Zambia. PhD Thesis. University of Natal, South Africa.
- Wear BJ, Eastridge R, Clark JD. 2005. Factors affecting settling, survival, and viability of black bears reintroduced to Felsenthal National Wildlife Refuge, Arkansas. *Wildlife Society Bulletin* **33**:1363–1374.
- Werneck FP, Costa GC, Colli GR, Prado DE, Sites Jr JW. 2011. Revisiting the historical distribution of Seasonally Dry Tropical Forests: new insights based on palaeodistribution modelling and palynological evidence. *Global Ecology and Biogeography* **20**:272–288.
- Westcott DA, Cockburn A. 1988. Flock size and vigilance in parrots. *Aust.J.Zool.* **36**:335–349.
- White TH, Abreu W, Benitez G, Jhonson A, Lopez M, Ramirez L, Rodriguez I, Toledo M, Torres P, Velez J. 2021. Minimizing Potential Allee Effects in Psittacine Reintroductions: An Example from Puerto Rico. *Diversity* **13**:13. Multidisciplinary Digital Publishing Institute.
- White TH, Brown GG, Collazo JA. 2006. Artificial Cavities and Nest Site Selection by Puerto Rican Parrots: a Multiscale Assessment. *Avian Conservation and Ecology* **1**. Available from <http://www.ace-eco.org/vol1/iss3/art5/> (accessed October 18, 2018).
- White TH, Collar NJ, Moorhouse RJ, Sanz V, Stolen ED, Brightsmith DJ. 2012. Psittacine reintroductions: Common denominators of success. *Biological Conservation* **148**:106–115.
- White TH Jr, Collazo JA, Vilella FJ. 2005a. Survival of captive-reared Puerto Rican parrots released in the Caribbean National Forest. *Condor* **107**:424–432.
- White TH Jr, Collazo JA, Vilella FJ, Guerrero SA. 2005b. Effects of Hurricane Georges on habitat use by captive-reared Hispaniolan Parrots (*Amazona ventralis*) released in the Dominican. *Ornitología Neotropical* **16**:405–417.

- Whiteside MA, Sage R, Madden JR. 2015. Diet complexity in early life affects survival in released pheasants by altering foraging efficiency, food choice, handling skills and gut morphology. *Journal of Animal Ecology* **84**:1480–1489.
- Wiley JW, Snyder NFR, Gnam RS. 1992. Reintroduction as a conservation strategy for parrots. Pages 165–200 in Beissinger SR, Snyder NFR, editors. *New world parrots in crisis: solutions from conservation biology*. Smithsonian Institution Press, New York and London.
- Williams CK, Lutz RS, Applegate RD. 2003. Optimal group size and northern bobwhite coveys. *Animal Behaviour* **66**:377–387.
- Williams DR, Pople RG, Showler DA, Child MF. 2013. *Bird Conservation: Global Evidence for the Effects of Interventions*. Pelagic Publishing Limited.
- Williams EV, Swaddle JP. 2003. Moulting, flight performance and wingbeat kinematics during take-off in European starlings *Sturnus vulgaris*. *Journal of Avian Biology* **34**:371–378.
- Wright TF et al. 2001. Nest Poaching in Neotropical Parrots. *Conservation Biology* **15**:710–720.
- Yamashita C, de Paula Valle M. 1993. On the linkage between *Anodorhynchus* macaws and palm nuts, and the extinction of Glaucous Macaw. *Bull.Brit.Orn.Club* **113**:53–60.
- Yamashita C, Machado de Barros Y. 1997. The Blue-throated Macaw *Ara glaucogularis*: characterization of its distinctive habitats in savannahs of the Beni, Bolivia. *Ararajuba* **5**:141–150.
- Yang H, Leng X, Du H, Luo J, Wu J, Wei Q. 2020. Adjusting the Prerelease Gut Microbial Community by Diet Training to Improve the Postrelease Fitness of Captive-Bred *Acipenser dabryanus*. *Frontiers in Microbiology* **11**. Frontiers.
- Yao H et al. 2010. Use of ITS2 Region as the Universal DNA Barcode for Plants and Animals. *PLoS ONE* **5**:e13102.
- Young HS, McCauley DJ, Galetti M, Dirzo R. 2016. Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **47**:333–358.
- Young RJ. 1997. The importance of food presentation for animal welfare and conservation. *Proceedings of the Nutrition Society* **56**:1095–1104.
- Yu X, Li X, Huo Z. 2015. Breeding ecology and success of a reintroduced population of the endangered Crested Ibis *Nipponia nippon*. *Bird Conservation International* **25**:207–219. Cambridge University Press.
- Zaccaroni M, Ciuffreda M, Paganin M, Beani L. 2007. Does an early aversive experience to humans modify antipredator behaviour in adult Rock partridges? *Ethology Ecology & Evolution* **19**:193–200.
- Zamboni T, Di Martino S, Jiménez-Pérez I. 2017. A review of a multispecies reintroduction to restore a large ecosystem: The Iberá Rewilding Program (Argentina). *Perspectives in Ecology and Conservation* **15**:248–256.
- Zuberbühler K, Jenny D, Bshary R. 1999. The Predator Deterrence Function of Primate Alarm Calls: Predator Deterrence Function of Primate Alarm Calls. *Ethology* **105**:477–490.
- Zuur AF, Ieno EN, Walker N, Saveliev AA, Smith GM. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer New York, New York, NY. Available from <http://link.springer.com/10.1007/978-0-387-87458-6> (accessed October 18, 2018).

APÉNDICES

Apéndice 1

Tabla A1. Especies, géneros y familias de plantas consumidas por poblaciones silvestres actuales de *Ara chloropterus* en todo su rango de distribución.

Familia	Género	Nombre científico	Fuente
Anacardiaceae	<i>Anacardium</i>	<i>Anacardium occidentale</i>	13
	<i>Astronium</i>	<i>Astronium graveolens</i>	9
	<i>Mangifera</i>	<i>Mangifera indica</i>	9
	<i>Spondias</i>	<i>Spondias dulcis</i>	17
		<i>Spondias mombin</i>	1, 12, 7
Annonaceae	<i>Annona</i>	<i>Annona sp</i>	1
Areaceae	<i>Acrocomia</i>	<i>Acrocomia aculeata</i>	10, 6, 13, 9
	<i>Attalea</i>	<i>Attalea funifera</i>	6
		<i>Attalea maripa</i>	6
		<i>Attalea phalerata</i>	1, 13, 14
		<i>Attalea speciosa</i>	6
	<i>Euterpe</i>	<i>Euterpe precatoria</i>	2, 3, 5
	<i>Iriartea</i>	<i>Iriartea deltoidea</i>	2, 1, 5
	<i>Mauritia</i>	<i>Mauritia flexuosa</i>	2, 1, 5, 6, 15
		<i>Mauritia vinifera</i>	7
	<i>Oenocarpus</i>	<i>Oenocarpus bataua</i>	2, 5
		<i>Oenocarpus mapora</i>	5
	<i>Scheelea</i>	<i>Scheelea phalerata</i>	10
	<i>Syagrus</i>	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	9
<i>Astrocaryum</i>	<i>Astrocaryum sp</i>	6	
Bignoniaceae	<i>Jacaranda</i>	<i>Jacaranda copaia</i>	2, 3, 5
		<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	4
	<i>Sparattosperma</i>	<i>Sparattosperma leucanthum</i>	5
Bixaceae	<i>Bixa</i>	<i>Bixa sp</i>	2
Boraginaceae	<i>Cordia</i>	<i>Cordia sp</i>	2
Burseraceae	<i>Protium</i>	<i>Protium amazonicum</i>	5
		<i>Protium tenuifolium</i>	12
	<i>Tetragastris</i>	<i>Tetragastris altissima</i>	3
Caryocaraceae	<i>Anthodiscus</i>	<i>Anthodiscus klugii</i>	5
	<i>Caryocar</i>	<i>Caryocar amygdaliforme</i>	2, 5
		<i>Caryocar brasiliensis</i>	13
		<i>Caryocar coriaceum</i>	6
		<i>Caryocar glabrum</i>	5
Chrysobalanaceae	<i>Couepia</i>	<i>Couepia grandiflora</i>	13
Clusiaceae	<i>Rheedia</i>	<i>Rheedia acuminata</i>	1, 7
Combretaceae	<i>Buchenavia</i>	<i>Buchenavia capitata</i>	15
		<i>Buchenavia tomentosa</i>	10, 4

	<i>Terminalia</i>	<i>Terminalia catappa</i>	6, 13, 9, 17
		<i>Terminalia oblonga</i>	2, 1, 7
Cucurbitaceae	<i>Gurania</i>	<i>Gurania sp</i>	2
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea</i>	<i>Sloanea fragrans</i>	5
		<i>Sloanea rufa</i>	2
Euphorbiaceae	<i>Alchornea</i>	<i>Alchornea castaneifolia</i>	4
	<i>Croton</i>	<i>Croton floribundus</i>	9
		<i>Croton tessmannii</i>	1, 7
	<i>Dalechampia</i>	<i>Dalechampia stipulacea</i>	5
	<i>Hevea</i>	<i>Hevea pauciflora</i>	3
		<i>Hevea brasiliensis</i>	5
		<i>Hevea guianensis</i>	2
	<i>Hura</i>	<i>Hura crepitans</i>	2, 1
	<i>Sapium</i>	<i>Sapium glandulosum</i>	12
<i>Sapium marmieri</i>		1, 7	
Fabaceae	<i>Acacia</i>	<i>Acacia loretensis</i>	5
	<i>Anadenanthera</i>	<i>Anadenanthera colubrina</i>	4
	<i>Apuleia</i>	<i>Apuleia leiocarpa</i>	2
	<i>Cassia</i>	<i>Cassia grandis</i>	13, 14
	<i>Cedrelinga</i>	<i>Cedrelinga cateniformis</i>	2
	<i>Centrolobium</i>	<i>Centrolobium paraense</i>	1, 12
		<i>Dipteryx</i>	<i>Dipteryx alata</i>
	<i>Dipteryx micrantha</i>		2, 5
	<i>Enterolobium</i>	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	10
		<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	5
		<i>Enterolobium schomburgkii</i>	2
	<i>Erythrina</i>	<i>Erythrina amazonica</i>	3
	<i>Hymenaea</i>	<i>Hymenaea courbaril</i>	3, 8, 15
		<i>Hymenaea oblongifolia</i>	5
		<i>Hymenaea stignocarpa</i>	10, 13
	<i>Inga</i>	<i>Inga acreana</i>	5
		<i>Inga alba</i>	5
		<i>Inga chartacea</i>	5
		<i>Inga coruscans</i>	2
		<i>Inga edulis</i>	5
		<i>Inga laterifolia</i>	3
		<i>Inga semialata</i>	5
	<i>Machaerium</i>	<i>Machaerium stipitatum</i>	9
<i>Peltophorum</i>	<i>Peltophorum dubium</i>	9	
<i>Pterocarpus</i>	<i>Pterocarpus acapulcensis</i>	12	
<i>Pterogyne</i>	<i>Pterogyne nitens</i>	9	
<i>Schizolobium</i>	<i>Schizolobium parahybum</i>	1, 5	
<i>Sclerolobium</i>	<i>Sclerolobium albiflorum</i>	3	
<i>Andira</i>	<i>Andira sp</i>	4	
<i>Parkia</i>	<i>Parkia sp</i>	2, 5	

	<i>Swartzia</i>	<i>Swartzia sp</i>	2, 5
Humiriaceae	<i>Endopleura</i>	<i>Endopleura uchi</i>	8
Lamiaceae	<i>Vitex</i>	<i>Vitex cymosa</i>	10, 4
Lauraceae	<i>Ocotea</i>	<i>Ocotea cernua</i>	5
Lecythidaceae	<i>Bertholletia</i>	<i>Bertholletia excelsa</i>	2, 5, 6, 8, 16
	<i>Cariniana</i>	<i>Cariniana decandra</i>	2, 5
		<i>Cariniana estrelensis</i>	9
	<i>Couratari</i>	<i>Couratari guianensis</i>	2, 11, 5
	<i>Eschweilera</i>	<i>Eschweilera coriacea</i>	5
<i>Eschweilera tessmannii</i>		5	
	<i>Lecythis</i>	<i>Lecythis pisonis</i>	15
Malpighiaceae	<i>Byrsonima</i>	<i>Byrsonima poeppigii</i>	5
Malvaceae	<i>Apeiba</i>	<i>Apeiba glabra</i>	5
		<i>Apeiba membranacea</i>	2
		<i>Apeiba tibourbou</i>	10
	<i>Byttneria</i>	<i>Byttneria asterotricha</i>	1
		<i>Byttneria catalpifolia</i>	2, 1
		<i>Byttneria pescapraeifolia</i>	2, 1, 5
	<i>Guazuma</i>	<i>Guazuma crinita</i>	2
		<i>Guazuma ulmifolia</i>	4, 6
	<i>Huberodendron</i>	<i>Huberodendron swietenoides</i>	2, 5
	<i>Matisia</i>	<i>Matisia cordata</i>	2, 1, 7
		<i>Matisia ochrocalyx</i>	5
	<i>Ochroma</i>	<i>Ochroma pyramidale</i>	5
	<i>Quararibea</i>	<i>Quararibea rhombifolia</i>	1, 7
<i>Sterculia</i>	<i>Sterculia excelsa</i>	3	
<i>Mollia</i>	<i>Mollia sp</i>	8	
Marcgraviaceae	<i>Schwartzia</i>	<i>Schwartzia sp</i>	1, 7
Marchantiaceae	<i>Marchantia</i>	<i>Marchantia sp</i>	5
Melastomataceae	<i>Mouriri</i>	<i>Mouriri pusa</i>	15
Meliaceae	<i>Cabrlea</i>	<i>Cabrlea canjerana</i>	9
	<i>Guarea</i>	<i>Guarea grandifolia</i>	3
		<i>Guarea pubescens</i>	5
<i>Melia</i>	<i>Melia azedarach</i>	9	
Menispermaceae	<i>Abuta</i>	<i>Abuta grandifolia</i>	3
	<i>Anomospermum</i>	<i>Anomospermum grandifolium</i>	5
	<i>Borismene</i>	<i>Borismene japurensis</i>	1, 7
Moraceae	<i>Pseudolmedia</i>	<i>Pseudolmedia laevigata</i>	5
		<i>Pseudolmedia laevis</i>	2, 5
		<i>Pseudolmedia macrophylla</i>	2, 5
	<i>Sorocea</i>	<i>Sorocea briquetii</i>	1, 7
<i>Ficus</i>	<i>Ficus sp</i>	4, 9	
Myristicaceae	<i>Otoba</i>	<i>Otoba parvifolia</i>	5
	<i>Virola</i>	<i>Virola calophylla</i>	7

Putranjivaceae	<i>Drypetes</i>	<i>Drypetes gentryi</i>	5
Rubiaceae	<i>Cinchona</i>	<i>Cinchona sp</i>	2
Rutaceae	<i>Zanthoxylum</i>	<i>Zanthoxylum sp</i>	8
Sabiaceae	<i>Meliosma</i>	<i>Meliosma herbertii</i>	2
Sapindaceae	<i>Sapindus</i>	<i>Sapindus saponaria</i>	4
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum</i>	<i>Chrysophyllum lucentifolium</i>	12
	<i>Micropholis</i>	<i>Micropholis melinoniana</i>	3
	<i>Pradosia</i>	<i>Pradosia caracasana</i>	12
	<i>Pouteria</i>	<i>Pouteria sp</i>	2
Urticaceae	<i>Cecropia</i>	<i>Cecropia sciadophylla</i>	2
		<i>Pourouma cecropiifolia</i>	5
		<i>Pourouma guianensis</i>	5
		<i>Pourouma minor</i>	2, 5
Violaceae	<i>Rinorea</i>	<i>Rinorea sp</i>	1
Vochysiaceae	<i>Qualea</i>	<i>Qualea grandiflora</i>	5
		<i>Qualea multiflora</i>	10
		<i>Qualea paraensis</i>	5
	<i>Vochysia</i>	<i>Vochysia divergens</i>	10

¹Gilardi 2012; ²Adamek 2012; ³Desenne 1994; ⁴Ferreira 2013; ⁵Lee 2014; ⁶Marques 2011; ⁷Nycander 1995; ⁸Roth 1984; ⁹Scherer-Neto and Terto, 2011; ¹⁰Anta 2002; ¹²Norconck 1997; ¹³Nunes 2011; ¹⁴Ragussa-Neto 2006; ¹⁵Santos 2001; ¹⁶Trivedi 2004; ¹⁷Barros 2020

Apéndice 2

Volpe, N. L., A. S. Di Giacomo, and I. Berkunsky (2017). First experimental release of the red-and-green macaw *Ara chloropterus* in Corrientes, Argentina. *Conservation Evidence* 14:20.

First experimental release of the red-and-green macaw *Ara chloropterus* in Corrientes, Argentina

Noelia L. Volpe^{1*}, Adrián S. Di Giacomo¹ & Igor Berkunsky²

¹Laboratorio de Biología de la Conservación, Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL), CONICET, Argentina

²Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, CONICET, Argentina

SUMMARY: In 2015 seven captive-bred red-and-green macaws *Ara chloropterus* were experimentally released into the Iberá National Park, Corrientes, Argentina. After a month in a pre-release cage, they were hard released. Two birds were preyed upon, three flew beyond our detection range, one transmitter was recovered underwater, and one bird was recaptured. We identify ways in which future releases of captive-bred macaws could be improved.

BACKGROUND: The red-and-green macaw became extinct from Argentina in the nineteenth century. To restore its role as a consumer and disperser of large fruits and seeds in a subtropical savannah we developed a project to reintroduce this species to a protected area in Corrientes province, northeast Argentina.

ACTION: On 30 September 2015, after a quarantine period of five months, four male and three female macaws were transported to a pre-release aviary (4 m height, 8 m length, 4 m width) near a small forest patch in the campsite of Monte Rey, Iberá National Park (27°44'S, 56°40'W). Macaws came from three zoos; at least four were captive bred, while the others were of unknown origin. During a one-month training period we promoted fruit search behaviour, consumption of native fruits and flight abilities. Macaws were fitted with radio-collars (Telenax TXE-311CP; 30 g) and monitored with VHF receivers (RX-TLNX). On 31 October 2015, we flushed the group from the cage; a week later, following problems that led to the recapture of most individuals, we conducted a second release in which we let the macaws exit at their own pace. Every day we provided supplemental food on a feeding platform installed on a tree near the cage.

CONSEQUENCES & DISCUSSION: During the first release, six of the seven birds left the aviary. Most macaws landed on flooded terrain and could not take off from deep marsh vegetation. We recaptured four macaws within 24 h of release. A fifth flew at least 5 km, but was captured when it returned to the aviary after its partner was recaptured. The sixth individual was not recaptured, but stayed near the aviary.

During the second release, all the birds left the aviary. One male and one female stayed in a single tree in the forest patch where the aviary was, without visiting the feeding platform. Both were found dead 4-5 days after the second release, following two consecutive nights of strong thunderstorms. Both showed signs of predation, probably by a wildcat based on hair and faeces found nearby. The male of a second pair was

recaptured after the female disappeared on day two. This female's transmitter was found underwater 18 days later. The collar was still closed, indicating that the bird died, of unknown cause. The three remaining birds flew in different directions, on days one, five and six, beyond the detection range of our equipment (2-5 km). In both releases, group cohesion was poor.

Despite the low survival of released individuals, this 'hard' release generated information that could improve future releases of this and other species. We modified the release protocol for our next release as follows: (1) Closely track social integration to ensure that the release group is cohesive (Estrada 2014), which is expected to improve learning by imitation, vigilance, and reduce the risk of individuals dispersing in different directions. (2) Allow macaws to leave the aviary at their own pace, following closely any birds seen leaving in a state of distress to ensure they do not land on the ground. Such departures may cause disorientation and an overly-fast dispersal, preventing managers from supplementing food and protecting individuals (White *et al.* 2012). (3) Intensively train individuals for at least eight weeks to improve flight endurance and manoeuvrability, which should reduce their risk of landing on flooded land or reed beds from which they cannot take off (Collazo *et al.* 2003). (4) Keep some individuals inside the aviary (Armstrong 2015) to increase the incentive for released birds to stay nearby and improve post-release monitoring. (5) Train the group to respond to a whistle, allowing them to be called to the feeding platform for supplemental food and their overall state to be assessed (Estrada 2014). (6) Train birds to develop anti-predatory behaviours such as recognizing potential predators as threats and responding accordingly, with vigilance behavior and alarm calls (White *et al.* 2005).

ACKNOWLEDGMENTS: We thank BioParque Municipal La Maxima, La Plata, Buenos Aires and América zoos for providing macaws. N.V. was supported by a fellowship from Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas de Argentina (CONICET). A.S.DG and I.B. are Research Fellows of CONICET. This work was supported by authorities of Corrientes Province, The Conservation Land Trust Argentina S.A., LC Kvaal Foundation, The World Parrot Trust, CONICET (PIP 112-20150100598CO), ANPCyT (PICT 2014 3397, PICT 2015-2281), and Universidad Nacional de La Plata (1/n702).

REFERENCES

- Armstrong D. (2015) *Advances in Reintroduction Biology of Australian and New Zealand Fauna*. Csiro Publishing, Victoria, Australia.
- Collazo J.A., White T.H., Vilella F.J. & Guerrero S.A. (2003) Survival of captive-reared Hispaniolan parrots released in Parque Nacional del Este, Dominican Republic. *Condor*, **105**, 198–207.
- Estrada A. (2014) Reintroduction of the scarlet macaw (*Ara macao cyanoptera*) in the tropical rainforests of Palenque, Mexico: project design and first year progress. *Tropical Conservation Science*, **7**, 342–364.
- White T.H. Jr., Collar N.J., Moorhouse R.J., Sanz V., Stolen E.D. & Brightsmith D.J. (2012) Psittacine reintroductions: Common denominators of success. *Biological Conservation*, **148**, 106–115.
- White T.H. Jr., Collazo J.A. & Vilella F.J. (2005) Survival of captive-reared Puerto Rican parrots released in the Caribbean National Forest. *Condor*, **107**, 424–432.

* To whom correspondence should be addressed: noelia.l.volpe@gmail.com

Apéndice 3

Volpe, N. L., B. Thalinger, E. Vilacoba, T. W. A. Braukmann, A. S. D. Giacomo, I. Berkunsky, D. A. Lijtmaer, D. Steinke, and C. Kopuchian (2021). Diet composition of reintroduced Red-and-Green Macaws (*Ara chloropterus*) reflects gradual adaptation to life in the wild. *Ornithological Applications*

SPECIAL FEATURE: *Advances in Avian Diet Methods and Applications*

Diet composition of reintroduced Red-and-Green Macaws reflects gradual adaptation to life in the wild

Noelia L. Volpe,^{1,*} Bettina Thalinger,^{2,3} Elisabet Vilacoba,⁴ Thomas W. A. Braukmann,^{2,5}
Adrián S. Di Giacomo,¹ Igor Berkunsky,⁶ Darío A. Lijtmaer,⁴ Dirk Steinke,^{2,3} and Cecilia Kopuchian¹

¹ Laboratorio de Biología de la Conservación, Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL), CONICET, Corrientes, Argentina

² Centre for Biodiversity Genomics, University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada

³ Department of Integrative Biology, College of Biological Science, University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada

⁴ División Ornitología, Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia” MACN CONICET, Buenos Aires, Argentina

⁵ Department of Pathology, Stanford University, Stanford, California, USA

⁶ Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable, Universidad Nacional del Centro, Tandil, Buenos Aires, Argentina

*Corresponding author: noelia.l.volpe@gmail.com

Submission Date: March 27, 2021; Editorial Acceptance Date: October 21, 2021; Published: December 22, 2021

ABSTRACT

Over the last two centuries, the Red-and-Green Macaw (*Ara chloropterus*) has become locally extinct in Argentina. In an attempt to restore its key ecosystem functions as both disperser and regulator of large-seeded plants, a reintroduction project was initiated at the Iberá National Park in northeastern Argentina. The ability of released individuals to find food is crucial, especially when working with captive-bred animals, as long-term establishment of a self-sustaining population depends on their short-term ability to exploit wild food sources. Monitoring of feeding habits is usually conducted through behavioral observation, but in recent years DNA metabarcoding has emerged as an alternative for obtaining highly resolved data on diet composition. In this study, we use a combination of both techniques to characterize the breadth and composition of the reintroduced macaws' diet. In addition, we compare the efficiency of both observational and molecular techniques to assess diet composition in a frugivorous bird. Individuals fed on a variety of plant species ($n = 49$) belonging to a broad phylogenetic spectrum (28 families). Dietary richness estimated by direct observation and DNA metabarcoding was similar, though smaller than the combination of the two datasets as both techniques detected at least 15 species not recorded by the other method. While the total number of detected species was higher for observational data, the rate of species-detection per sampling day was higher for DNA metabarcoding. These results suggest that a combination of both methods is required in order to obtain the most accurate account of the total diversity of the diet of a bird species. The ability of reintroduced macaws to successfully exploit local food resources throughout the year indicates a good level of adjustment to the release site, an important step towards the creation of a stable, self-sustaining population of Red-and-Green Macaws in Northern Argentina.

Keywords: *Ara chloropterus*, conservation, diet, frugivory, DNA metabarcoding, Red-and-Green Macaw, reintroduction, trophic ecology

LAY SUMMARY

- The Red-and-Green Macaw reintroduction project aims to restore this species to Argentina, where it is locally extinct. To assess if reintroduced macaws are successfully adapting to life in the wild, we studied their foraging habits at the Iberá National Park. We observed what birds ate and analyzed their feces with a molecular tool to detect traces of the plants they had consumed.
- Macaws fed from a large diversity of food items, exhibiting a flexible diet that varied with fruit availability in different months. A combination of both methods was required to obtain the most accurate account of the total diversity of the diet of a species.
- The reintroduced macaws were able to successfully locate and exploit food resources throughout the year in the wild, indicating a good level of adjustment to the release site.

La composición dietaria de los Guacamayos Rojos reintroducidos refleja una adaptación gradual a la vida silvestre

RESUMEN

En el transcurso de los últimos dos siglos, el Guacamayo Rojo (*Ara chloropterus*) se ha extinguido en la Argentina. Buscando recuperar su rol ecológico tanto de dispersor como de depredador de semillas de gran tamaño, se comenzó un proyecto de reintroducción de la especie en el Parque Nacional Iberá, en la región noreste del país. La capacidad para encontrar alimento por parte de los individuos liberados es crucial, particularmente cuando se trabaja con animales provenientes de condiciones de cautiverio, ya que el establecimiento de una población autosuficiente a largo plazo dependerá de la habilidad de éstos para explotar fuentes de alimento silvestre a corto plazo. El monitoreo de hábitos alimenticios se realiza usualmente a través de observaciones comportamentales. Sin embargo, en los últimos años la técnica del meta-código de barras de ADN ha surgido como una alternativa para la obtención de datos de composición dietaria con alto nivel de resolución. En este estudio, utilizamos una combinación de ambas técnicas para caracterizar la amplitud y composición de la dieta de los guacamayos reintroducidos. A su vez, evaluamos de forma comparativa la eficiencia de la observación directa y el código de barras genético de heces como técnicas para determinar la composición de la dieta en un ave frugívora. Los individuos se alimentaron de una amplia variedad de especies ($n = 49$), abarcando un amplio espectro filogenético (28 familias). La riqueza dietaria estimada por observación directa y por meta-código de barras genético fue similar, aunque menor a la resultante de la combinación de todos los datos ya que ambas técnicas detectaron al menos 15 especies no registradas por el otro método. Mientras que el número total de especies detectadas fue mayor para los métodos observacionales, la tasa de detección de especies por día de muestreo fue mayor para el análisis genético. Estos resultados sugieren que una combinación de ambos métodos es necesaria para obtener la descripción más precisa posible de la diversidad dietaria total de una especie. La capacidad de los guacamayos reintroducidos para explotar recursos alimenticios locales a lo largo del año estaría indicando un buen nivel de adaptación al sitio de liberación, un paso muy importante hacia el establecimiento de una población de Guacamayo Rojo estable y autosuficiente en el norte de Argentina.

Palabras clave: *Ara chloropterus*, conservación, dieta, frugivoría, meta-código de barras, guacamayo rojo, reintroducción, ecología trófica

INTRODUCTION

Over the last two centuries, Northern Argentina has experienced substantial defaunation mainly affecting large birds and mammals (Zamboni et al. 2017). One of the species that disappeared was the Red-and-Green Macaw (*Ara chloropterus*), one of the largest species of the order Psittaciformes. This species was last seen in the region ~100 years ago and is currently considered locally extinct in Argentina (Collar et al. 2020). Psittacids have traditionally been considered plant antagonists, acting as pre-dispersal predators by destroying seeds, or removing them from the parent plants before they become viable (Trivedi et al. 2004, de Faria 2007, Ragusa-Netto 2011). An increasing body of literature highlights their importance as seed dispersers, transporting fruits across longer distances than smaller frugivores (Tella et al. 2015, Blanco et al. 2018). Thus, with the loss of the Red-and-Green Macaw from the north of Argentina, its key roles as disperser and regulator of large-seeded plants in forests and savannas were removed from the region. In an attempt to restore these ecosystem functions, the NGO Rewilding Argentina started the Red-and-Green Macaw reintroduction project in 2014 in the forests of the Iberá Wetlands, located in the north of the province of Corrientes (Zamboni et al. 2017).

One key consideration for the establishment of a new population in a reintroduction project is the ability of the animals to find food. Malnourished individuals will

not only have a reduced chance of survival but also low reproductive success (Williams et al. 2013, Yu et al. 2015, Renton et al. 2015). Long-term establishment of a self-sustaining population depends on the short-term ability of released individuals to exploit wild food sources. For species that rely on seasonal resources, such as frugivores, this will involve not only locating food sources in space but also adapting to temporal changes in availability. Such dietary flexibility is a common characteristic of psittacid feeding ecology and is demonstrated by their broad diets (Renton et al. 2015). For the Red-and-Green Macaw, this can mean relying on as many as 54 different plant species (Lee et al. 2014).

The Red-and-Green Macaw reintroduction project relies entirely on captive-bred individuals that are naïve to foraging in the wild and will thus face particular challenges having to both find novel food sources and track their changes in availability throughout the year (Peignot et al. 2008). In social or gregarious species such as parrots, uptake of new food items by released individuals may be more successful if there are conspecifics already present in the area (Jones and Duffy 1993, Ewen et al. 2012). Unfortunately, the Iberá National Park currently lacks any native macaws or other large parrots from which reintroduced birds could learn to recognize food items. To compensate for this, we developed a pre-release training program to encourage captive-bred macaws to use wild fruits and seeds. Over the course of this program, we were

able to identify over 30 local plant species the macaws were willing to consume (N. L. V. personal observation). Although 30 species indicate a potentially high diversity in the diet, it is likely that not all food items consumed within the captive environment will be eaten in the wild (Plair *et al.* 2013, Amaya-Villarreal *et al.* 2015). The realized dietary breadth for the free-roaming population is determined by the ability of individuals to actually locate fruit-bearing plants when they are available. Hence, only monitoring of released birds can help to evaluate if released macaws are succeeding at gathering food resources and to understand what key plant species are needed for the persistence of the macaw population in the area.

Monitoring of feeding habits is usually conducted through behavioral observation. Despite its common use, observational techniques come with challenges and limitations because it is not always feasible to adequately track individuals, in particular when working with animals as mobile as macaws (Valentini *et al.* 2009a). The collected information is potentially incomplete, as the observer might not have witnessed enough feeding events or not have been able to tell if the foraged plants were actually ingested. DNA-based analysis of fecal matter can provide much more detailed information on consumed food items while also removing the need to track individuals for long periods of time (Valentini *et al.* 2009b, Oehm *et al.* 2011). In this context, DNA metabarcoding has emerged as a powerful tool for obtaining highly resolved data on diet composition, providing a reliable indicator of how well macaws are adapting to life in the wild. Several studies have reported the use of DNA metabarcoding to analyze the diet of different animals, such as mammals (Lopes *et al.* 2020) and birds (McClenaghan *et al.* 2019, Snider *et al.* 2021). However, despite the use of DNA metabarcoding to analyze seed dispersion (Lavabre *et al.* 2016, Galimberti *et al.* 2016), DNA metabarcoding has been rarely applied to study the diet of bird species that consume plants (but see Dunn *et al.* 2018, who studied the diet of a granivorous bird). We consider this approach a valuable method to shed light on feeding habits of plant-eating species.

The main objective of this study was to describe the diet of reintroduced macaws at Iberá National Park. In particular, we (1) characterize dietary breadth and composition, and (2) evaluate the efficiency of both direct field observations and DNA metabarcoding as useful techniques to assess diet composition.

METHODS

Study Site

The study was conducted at Iberá National Park and Iberá Provincial Reserve and Provincial Park (27.8704°S, 56.8801°W, Figure 1) in the province of Corrientes, Argentina, a wetland area consisting of flooded grasslands

and savannas surrounding subtropical forest patches of variable sizes (0.02–11 ha). The climate is subtropical humid, with mild winters, and no pronounced dry season. The average monthly temperature ranges from 15°C in June/July to 28°C in January/February with an average annual precipitation of 1,800 mm (Neiff and Poi de Neiff 2006).

Project Description

Red-and-Green Macaws were donated to Rewilding Argentina by zoos, rescue centers, and pet owners. Birds spent a quarantine period at the Aguará Conservation Centre (Corrientes, Argentina), where they were tested for the presence of disease or infectious disease agents including: *Mycoplasma* sp, avian adenovirus group 1, psittacine circovirus, psittacid alphaherpesvirus 1, psittacine polyomavirus, paramyxovirus, influenza A, and *Chlamydia psittaci*. Individuals that showed signs of significant physical or behavioral problems (e.g., inability to fly, human imprinting) were removed from the candidate pool for release. Macaws deemed adequate were subsequently moved to a pre-release aviary at the release site in Portal Camby Retá (Iberá National Park) from where they were released after 11–16 months. For this study, we focused on birds from two releases that took place in June 2017 (7 macaws: 4 females, 3 males) and in February 2018 (2 female macaws). However, visual feeding observations during pilot releases and DNA-based data retrieved from one sample collected in 2019 were included in the respective datasets. Thus, the time frames for observations and fecal sample collection were not identical. Food supplements consisting of a mixture of commercial fruits, vegetables, and seeds provided on tree-platforms were available to the released macaws throughout the entire study period. We decreased the amount of supplemented food over time: 4 daily food supplements were offered from June 2017 until September 2017, 3 until December 2017, 2 until March 2018, and 1 from then onwards. This reduction in food supplementation was needed to motivate the macaws to expand their territory and forage from wild plants.

Data Collection

Foraging observations. Between June 5, 2017 and May 31, 2018, we monitored the feeding activity of nine macaws, fitted with VHF radio-collars (Holohil AI-2C). Each macaw was followed using Yagi antennas for at least 4 consecutive hours each week with observations taking place on 146 days in total. Every time we encountered macaws feeding on wild plants, we recorded the date, time, GPS location, part eaten, and species being consumed. We also included four additional foraging observations which took place on three different days during pilot releases in October 2015 and March 2017.

Fecal sampling and DNA barcode reference library. Feces were collected between July 2017 and May

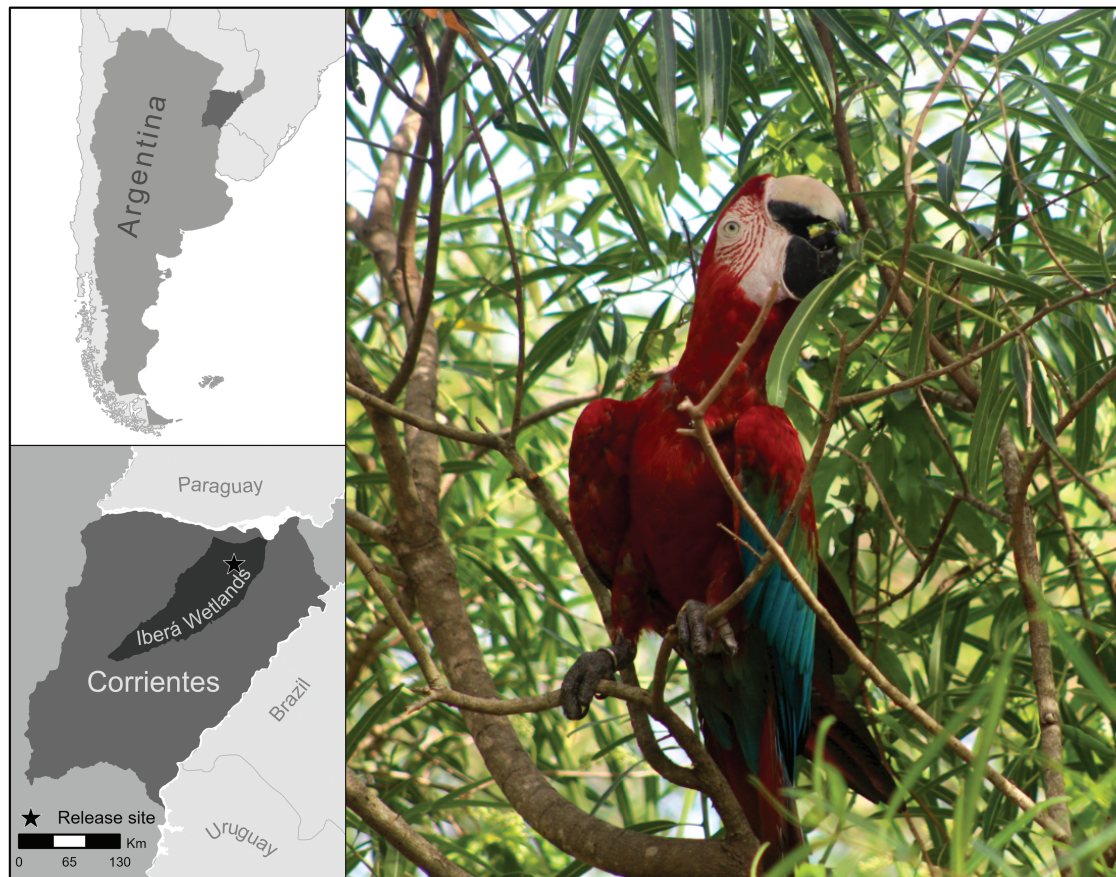


FIGURE 1. (left) The study was located at the Portal Camby Retá (Iberá National Park), in the Iberá Wetlands region located in the province of Corrientes, northeastern Argentina. (right) Reintroduced Red-and-Green Macaw (*Ara chloropterus*) feeding on a wild fruit (*Sapium haematospermum*). Photo by Noelia Volpe.

2018, with two additional samples collected in June 2019. Collections were made opportunistically while tracking the macaws with the aim to obtain at least one sample every two weeks for a total of 96 samples collected on 61 different days (2–19 samples/month) from 10 different macaws. Feces were collected between 1 and 40 min after defecation, except for two samples that were collected at a roost site early in the morning. Samples were stored at room temperature in 15 mL falcon tubes filled with ethanol (96%) and after 13 months placed in a freezer at -20°C until further processing. Each tube contained from 1 ($n = 86$) to multiple (2–4; $n = 10$) fecal samples from the same bird.

Based on observations of feeding preferences during the pre-release stage, we built a DNA barcode reference library. We sampled 33 plant species that were expected to be used by macaws as food sources. Leaf plant tissue was taken from 3 individual plants for all but 3 species for which we could only collect 1 or 2 samples (total $n = 95$). Samples were stored in silica gel until further processing.

Sample Processing

DNA barcoding and reference library compilation.

The DNA extraction from plant tissues and amplification of barcode markers were performed at the Museo Argentino de Ciencias Naturales (MACN) following standard procedures; sequencing was done at the Centre for Biodiversity Genomics (CBG) at the University of Guelph in Canada. For a detailed description of these protocols, see [Supplementary Material](#) (DNA Barcoding and Reference Library Compilation). In total, 65 of the 95 plant tissues produced ITS2 sequences corresponding to 24 different species; after filtering for contaminants and correcting for base-call errors, these were uploaded to BOLD (dx.doi.org/10.5883/DS-IBERAFLO) and Genbank (accession numbers: MW845313–MW845377). Nine of the 33 sampled species expected to be eaten by the macaws failed to amplify potentially due to low DNA content, the presence of inhibitory substances, or mismatches at the priming site. Sequences for these species, together with those of 179 other plant species occurring in the area ([Arbo and Tressens 2002](#)) were extracted from the ITS2 database

hosted by the University of Würzburg (Ankenbrand *et al.* 2015) to compile a custom reference database for maximum plausibility of the taxonomic assignment. In case sequences of specific species were not available, entries of the respective genus, family, tribe, or order were used.

DNA metabarcoding of fecal samples. DNA metabarcoding of the fecal samples was carried out at the CBG and a detailed description of the entire process is contained in [Supplementary Material](#) (see DNA Metabarcoding of Fecal Samples). Feces were processed in a laboratory dedicated to the handling of low-quality DNA samples with separate rooms for DNA extraction, polymerase chain reaction (PCR) preparation, and post-PCR processing. All DNA extracts were subjected to a DNA metabarcoding approach using two consecutive PCRs and fusion primers (Elbrecht and Steinke 2019). PCR conditions were optimized for maximum yield of target length fragments, while minimizing the occurrence of non-target bands. The first round of PCR employed the primers ITS-u3 5'-CAWCGATGAAGAACGYAGC-3' and ITS-u4 5'-RGTTTCTTTTCCTCCGCTTA-3' (Cheng *et al.* 2016), and in the second, PCR Illumina sequencing adapters were added using individually tagged fusion (Elbrecht and Steinke 2019; [Supplementary Material Table S1](#)). Sequencing was carried out by the Advanced Analysis Centre at the University of Guelph using a 600 cycle Illumina MiSeq Reagent Kit v3 and 5% PhiX spike in. Sequencing results were uploaded to the Sequence Read Archive (SRA, Genbank, accession: PRJNA695029).

Bioinformatic analyses. Resulting sequence data were processed using the JAMP pipeline v0.67 (github.com/VascoElbrecht/JAMP). Sequences were demultiplexed, paired-end reads merged using Usearch v11.0.667 with `fastq_pctid = 75` (Edgar 2010), reads outside a 100 base-pair (bp) to 430 bp range were discarded, and primer sequences trimmed using Cutadapt v1.18 with default settings (Martin 2011). Sequences with poor quality were removed using an expected error value of 1.5 (Edgar and Flyvbjerg 2015) as implemented in Usearch. All sequences with <5 reads and comprising <0.01% of the reads in at least 1 sample were removed during the denoising and mapping process (Elbrecht and Steinke 2019, Steinke *et al.* 2021). Obtained haplotypes were mapped against the custom sequence database; those without matches were subsequently subjected to a BLAST search. Detailed information on the mapping process and determination of the levels of taxonomic resolution can be in [Supplementary Material](#) (see Bioinformatic Analyses).

The detected taxa were classified into 5 categories: (1) Resource = wild local plants known to be a food item or considered likely to be so based on its characteristics (fruit-producing tree or vine); (2) Provided = commercial fruits or vegetables included in the daily food

supplements; (3) Provided/Resource = level of resolution did not allow exclusion of either option; (4) Contamination = unlikely to have been eaten by the macaws (included algae and herbaceous or aquatic plants); and (5) Ambiguous = could be any of the previous categories. Only taxa classified as Resource were included in the dietary analysis.

Data Analysis

Diet breadth was estimated as the number of wild species consumed by the macaws, including (1) species observed being eaten by the macaws, (2) resource taxa detected in the feces resolved to the species level, and (3) resource taxa resolved to the genus level but not detected at the species level (e.g., *Tabebuia* sp. but not *Psidium* sp., as the latter is already represented by *Psidium guajava*). Given that pine trees in forestry plantations are the only conifers present in the study area, all conifer reads were treated as the same unit (*Pinus* sp.) regardless of their level of resolution (Order, Family, Genus, or species). We ranked the relative importance of each consumed species by estimating their proportion of occurrence in the diet, that is, the number of days during which a given food item was detected over the total number of sampling days (feces-collection days and observation days; $n = 149$). To test whether macaws consumed each species according to their availability in the area, we used the Spearman rank correlation to evaluate the relationship between the number of feeding events and the proportion of fruiting trees of 14 of the consumed species for which phenological information was available (see [Supplementary Material Figure S1](#)). To compare results from both sampling methodologies, we estimated the detection rate (number of detected species per number of sampling days) for each technique and used Pearson's correlations to assess if foraging observations and fecal sampling data collected on the same dates led to similar conclusions regarding changes in resource use patterns over time. All data were analyzed in R 3.6.2 (R Core Team 2020) using *tidyverse* and associated packages (Wickham *et al.* 2019). Results are expressed as mean \pm standard error (SE).

RESULTS

Foraging Observations

During the study period, we recorded feeding bouts on 137 different observation days, adding up to 336 hr of records on feeding behavior ($n = 552$ feeding events). Macaws fed on 528 different individual trees, as well as 5 vines and 1 epiphyte. Macaws consumed mainly fruits and seeds (98.5% of the events, 29 species), although they were occasionally observed chewing on flowers (0.9% of the events,

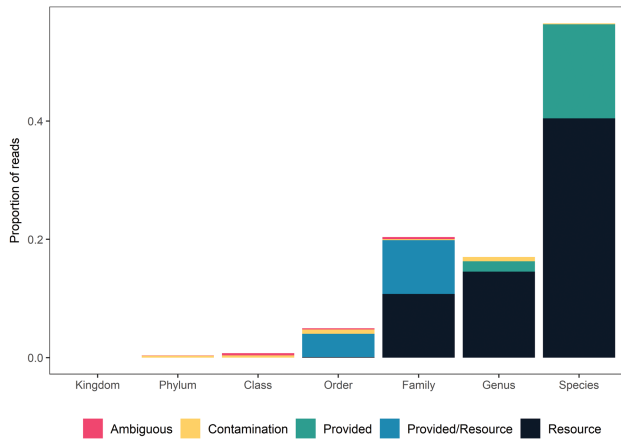


FIGURE 2. The majority of the reads were assigned to the species and genus level, corresponding to plants found in the wild or provided as food supplements (based on 1,840,811 reads from 83 samples). Resource = wild local plants; Provided = commercial fruits or vegetables; Provided/Resource = level of resolution does not allow to exclude either option; Contamination = Accidental presence, byproduct of fecal sample collection; Ambiguous = either of the previous categories.

4 species used) and leaves (0.6% of the events, 1 species used).

Fecal Analysis

Illumina sequencing produced 23.2 million paired-end reads. Of the 96 samples, 13 did not contain reads that passed the quality filtering process. Of the 8.1 million reads that passed all quality filtering and denoising steps, 1.8 million (22%) could be assigned to sequences in the custom reference database. The percentage of assignable reads varied between 0 and 99% (average 24%) for the individual samples. After subjecting previously unmapped sequences to a BLAST search, 3.1 million (38%) did not

result in a clear taxonomic assignment, 2.4 million (30%) were assigned to fungi, and 0.07 million (0.88%) matched to Viridiplantae. The majority of plant reads (custom database plus Genbank) were assigned to species (57%); 17%, 21%, and 5%, to Genus, Family, and Order respectively (Figure 2; see Supplementary Material Table S2 for information on individual samples). Of all negative controls only 4 (2 PCR controls, the fume hood (evaporation) control, and the extraction control) contained reads that passed quality filtering. However, only 10 reads (of one PCR control) could be mapped (to *Lens culinaris*). As the read numbers in fecal samples assigned to *Lens culinaris* were always more than twice as high (>20 reads), we refrained from correcting the read numbers and occurrence data.

On average, 4.63 ± 0.29 species were detected per sample ($n = 81$, range: 1–10 species, Figure 3A). When taking into account just the resource taxa, the average dropped to 2.66 ± 0.16 species per sample ($n = 76$, range: 1–6 species; Figure 3B). The majority of reads corresponded to wild food sources, but provided food was detected in 72% of the samples (Figure 4A). Similarly, provided food was present in the feces in all sampling months although its relative presence decreased towards the end of the study period, coinciding with the reduction in food supplementation (Figure 4B).

Diet Composition

Macaws exhibited a diverse diet feeding on 49 plant species from 28 different families (Figure 5). Most of the feeding activity was concentrated on a small number of species, which were detected on more than 15 sampling dates. Particularly important was *Psidium guajava*, which was detected on 60% of the days. *Syagrus romanzoffiana* and *Inga edulis* were detected over 27% and 21% of the days, respectively, while *Ficus luschnathiana*, *Enterolobium contortisiliquum*,

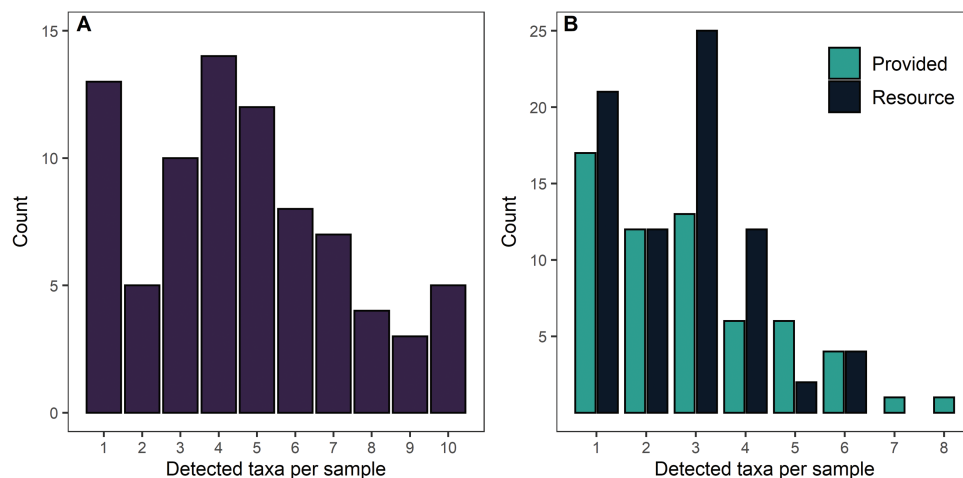


FIGURE 3. Each processed fecal sample ($n = 83$) contained between 1 and 10 plant taxa detected at the species or genus level (A), with 1 to 6 of them corresponding to resource taxa that macaws encountered foraging in the wild (B).

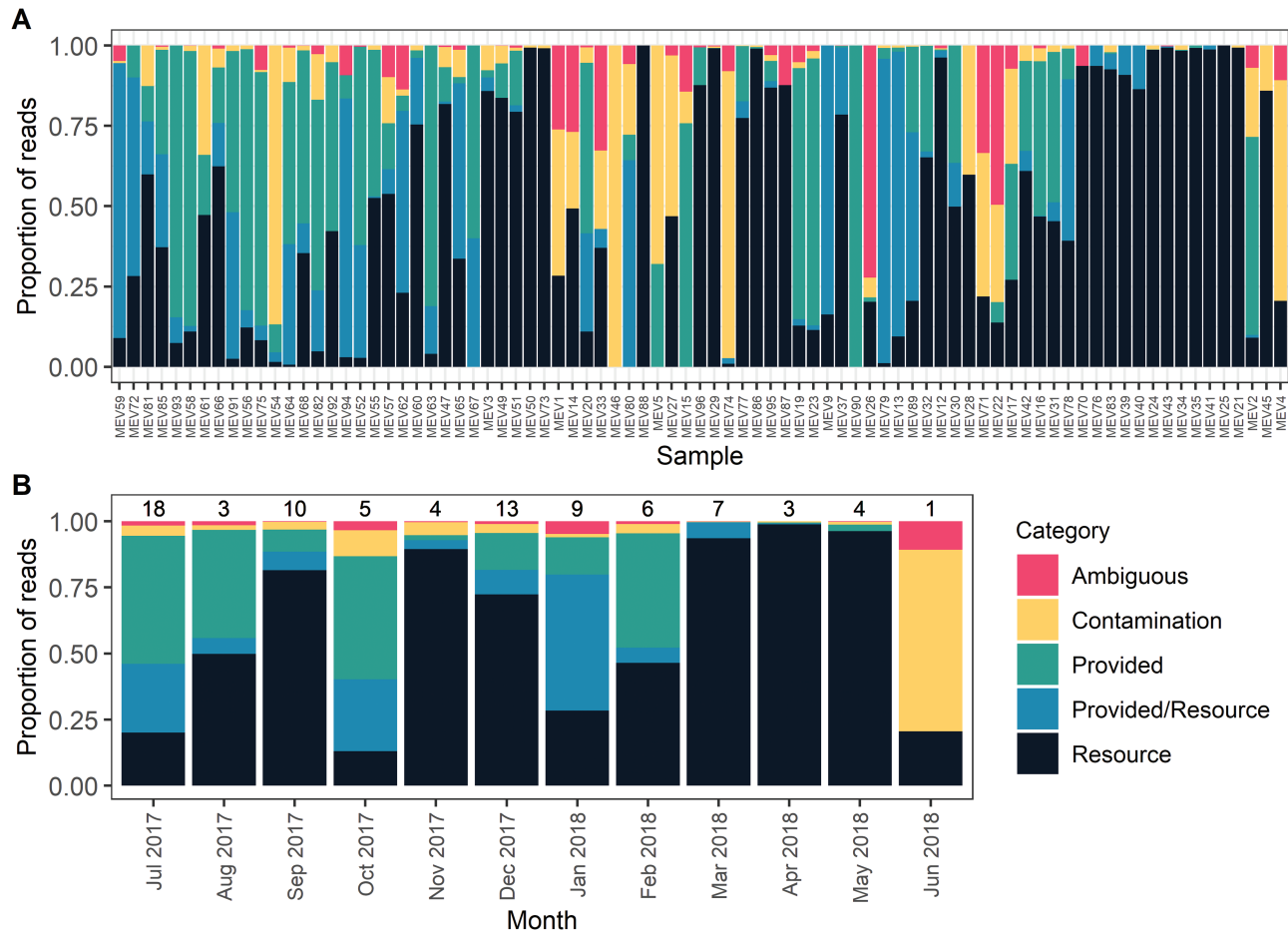


FIGURE 4. Most of the DNA metabarcoding reads from Red-and-Green Macaw fecal samples corresponded to resource taxa, being detected in 92% of the samples (**A**). Provided food (green bars) was also present in most of the samples, though its relative presence decreased over time (**B**). Values above the columns in (**B**) represent the number of samples collected that month ($n = 83$ samples total). Resource = wild local plants; Provided = commercial fruits or vegetables; Provided/Resource = level of resolution does not allow to exclude either option; Contamination = Accidental presence, byproduct of fecal sample collection; Ambiguous = either of the previous categories.

Croton urucurana, *Sapium haematospermum*, *Pinus* sp., and *Melia azedarach* appeared in the diet on 10–14% of the days. The 40 remaining species were present in the diet on less than 10% of the sampling days. The monthly recurrence of use of the different food items varied between species. While most of them were detected as being consumed only during one month, others were part of the diet for most of the year (e.g., *P. guajava*, *S. romanzoffiana*, and *I. edulis*; Figure 5).

The relationship between resource use and availability varied between species. Plants with relatively short fruiting periods such as *Eugenia myrcianthes* and members of the family Euphorbiaceae, or those that were eaten mainly at their ripe stage, such as *Ocotea diospyrifolia*, *F. luschnathiana*, and *I. edulis* were consumed as they became available, with the number of feeding events correlated with the monthly availability of each species (Spearman $\rho = 0.63$ – 0.83 , $P < 0.05$). On the other hand, the

intensity of use of species with longer fruiting periods was less predictable and not associated with their availability (Spearman $\rho = -0.02$ to 0.56 , $P > 0.05$). Some species, like *P. guajava*, were used in high proportions even in months during which they had a low relative abundance, while others were only used for a few months (*Enterolobium contortisiliquum*) despite being available for most part of the year (Supplementary Material Table S3).

Comparison Between Techniques

Of the 49 plant species identified as being part of the macaw diet, 13 were detected by both techniques, while 17 were detected only by DNA metabarcoding (7 of them resolved to Genus) and 19 only by direct observation (Figures 5 and 6). Of these 19 species not detected by DNA metabarcoding, 7 could not be detected because they were not present in the database used for species identification. Both techniques identified *P. guajava* as the most important species for the

Family	Scientific name	Part*	Method	PO	2017					2018										
					J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M				
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	rp,us,rs	O,M	60																
	<i>Eugenia myrcianthes</i>	rp,us,rs	O,M	6																
	<i>Eugenia uniflora</i>	rp	O,M	5																
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	-	M	1																
	<i>Eugenia pitanga</i>	-	M	1																
Fabaceae	<i>Inga edulis</i>	us,rs,a	O	21																
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	rp,rs	O	13																
	<i>Delonix regia</i>	rs,f	O	3																
	<i>Chloroleucon tenuiflorum</i>	us	O	1																
	<i>Senna</i> sp.	-	M	1																
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i>	us	O,M	14																
	<i>Sapium haematospermum</i>	us,rs	O,M	12																
	<i>Alchornea triplinervia</i>	us	O,M	7																
	<i>Sebastiania commersoniana</i>	us	O,M	2																
Arecaeae	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	up,rp,us,rs	O	27																
	<i>Acrocomia aculeata</i>	us,rs,rp	O	1																
Moraceae	<i>Ficus luschnathiana</i>	rp,rs	O,M	14																
Pinaceae	<i>Pinus</i> sp.	us	O,M	11																
Meliaceae	<i>Melia azedarach</i>	us,rs	O,M	10																
Lauraceae	<i>Ocotea diospyrifolia</i>	rs	O	9																
Bignoniaceae	<i>Jacaranda mimosifolia</i>	us	O	3																
	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	f	O	1																
	<i>Tabebuia</i> sp.	-	M	1																
	<i>Dolichandra unguis-cati</i>	f	O	1																
Solanaceae	<i>Cestrum nocturnum</i>	-	M	3																
	<i>Cestrum parqui</i>	u	O	2																
Tiliaceae	<i>Luehea divaricata</i>	us	O	3																
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	u,r	O	3																
	<i>Pouteria gardneriana</i>	-	M	1																
Rhamnaceae	<i>Sageretia elegans</i>	r	O,M	3																
	<i>Gouania polygama</i>	us,rs	O	1																
Asteraceae	<i>Mikania cordifolia</i>	-	M	3																
Viscaceae	<i>Phoradendron bathyoryctum</i>	r	O	2																
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> †	l	O,M	3																
	<i>Urera</i> sp.	-	M	1																
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i>	-	M	1																
	<i>Paullinia elegans</i> †	rs	O	1																
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i>	-	M	1																
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	-	M	1																
Annonaceae	<i>Annona emarginata</i>	rp	O	1																
Verbenaceae	<i>Vitex</i> sp.	-	M	1																
Salicaceae	<i>Xylosma venosa</i>	r	O	1																
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i>	-	M	1																
Primulaceae	<i>Myrsine</i> sp.	-	M	1																
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca dioica</i>	-	M	1																
Passifloraceae	<i>Passiflora caerulea</i>	rp,rs,f	O	1																
Melastomataceae	<i>Miconia pusilliflora</i>	r	O,M	1																
Malvaceae	<i>Theobroma</i> sp.	-	M	1																
Cucurbitaceae	<i>Lagenaria</i> sp.	-	M	1																
Total					9	20	9	15	15	13	19	12	10	11	7	9				

FIGURE 5. Combination of observational and DNA metabarcoding data showed that the Red-and-Green Macaws released at the Iberá National Park consumed a large diversity of plant species, switching between them along the year. Part is part of the plant consumed (only for direct observations): rs = ripe seed, us = unripe seed, rp = ripe pulp, up = unripe pulp r = ripe fruit (unclear if seed or pulp), u = unripe fruit (unclear if seed or pulp), f = flower, l = leaf, a = aril. Method is the technique used to determine presence in the diet (O = observation, M = metabarcoding). PO is the proportion of occurrence (percentage of sampling days on which the species was detected in the diet). Month is the month during which feeding was detected by direct observation (black), metabarcoding (light gray), or both methods (dark gray). Total is the number of species consumed in a month. †Observational data collected during pilot releases before June 2017.

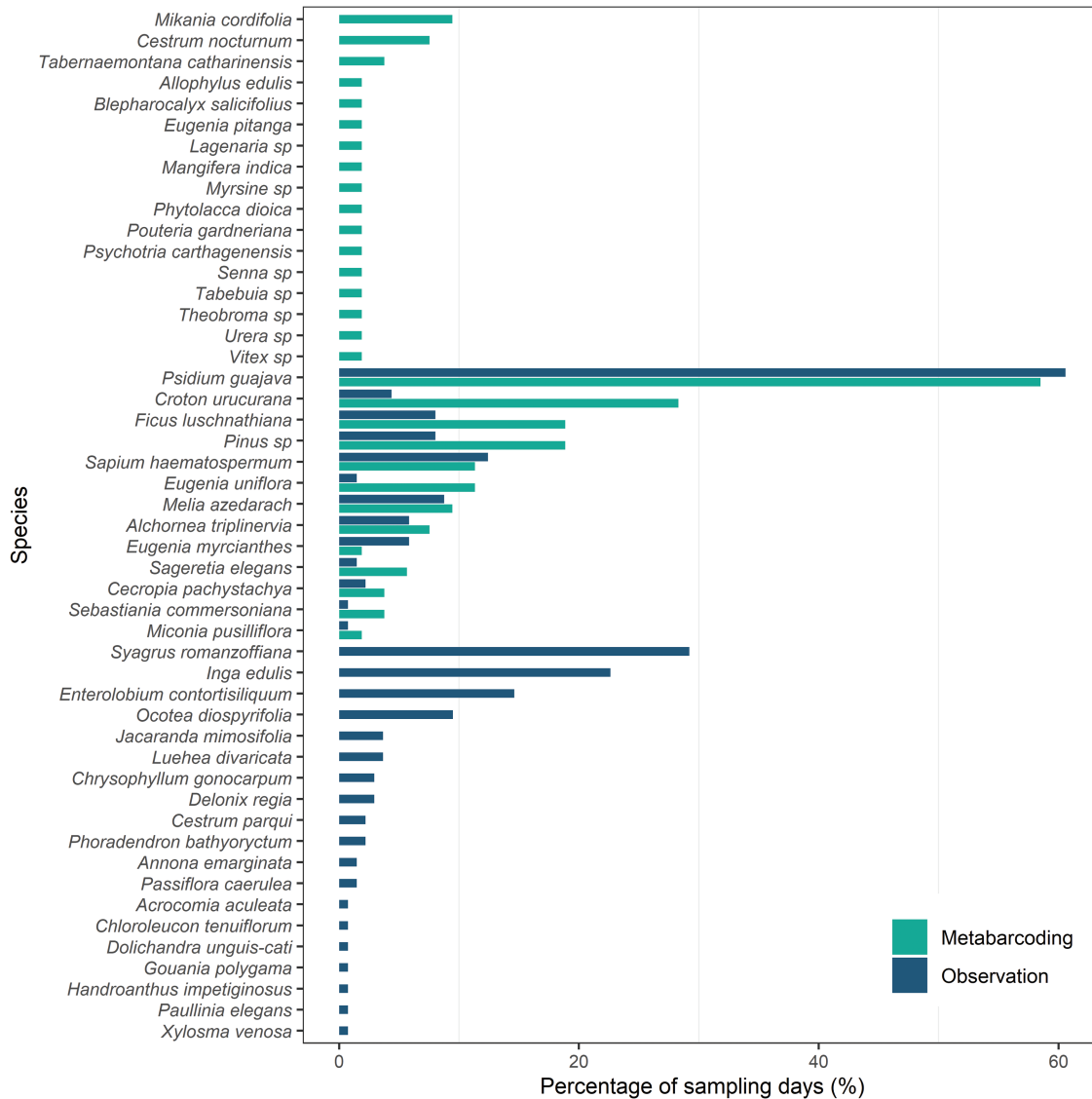


FIGURE 6. Despite observational (blue) and DNA metabarcoding (teal) data yielding approximately the same total number of species, both techniques detected at least 15 species not recorded by the other method. The relative contribution to the diet of each species (percentage of sampling days in which the species was detected) varied between the techniques, though both recognized *Psidium guajava* as the main component of the diet (observational sampling days: $n = 137$ days; feces-collection days: $n = 53$ days).

macaws, but the relative use of the remaining shared species was more variable. For example, *Croton urucurana* was consumed in only 4% of the sampling days based on the observational data, but on 28% of the days based on the DNA metabarcoding results (Figure 6).

While the total number of detected species was higher for observational data, the rate of species-detection per sampling day was higher for DNA metabarcoding. When comparing data collected on the same dates ($n = 39$ days) DNA metabarcoding detected 28 species (0.72 species day⁻¹) while observational data detected 22 species (0.56 species day⁻¹). The difference between techniques was more pronounced when looking at detection rates each month,

with an average of 1.81 ± 0.27 species detected per feces collection day ($n = 11$; range: 1–4 species), compared to only 1.35 ± 0.11 species per observation day ($n = 11$; range: 0.8–2 species).

Results from both techniques exhibited a similar pattern regarding the rate of increase in dietary richness since the date of release (Pearson correlation, $n = 39$, $r = 0.95$, $P < 0.05$), showing a sharp initial growth during the first months and a flattening of the curve at around the 7-month mark, both leading to a similar final diet breadth estimate of 30–32 species (see Supplementary Material Figure S2). The overall pattern of changes in dietary breadth along the year was also similar between techniques (Pearson correlation,

$n = 11$, $r = 0.6$, $P < 0.05$), with peaks in July, September, and December, followed by a decrease towards Autumn (see [Supplementary Material Figure S3](#)). The pattern of use of specific food items through the year differed between techniques, with observational data underestimating the use of many of them. At least ten species occurred in the diet of the macaws for much longer than observed (see [Supplementary Material Figure S4](#)). DNA metabarcoding revealed that the group of macaws began to eat some of the species several months before we first observed them doing so (e.g., *C. urucurana*, *Pinus* sp.) or did it for 1–7 months longer than recorded (e.g., *Eugenia uniflora*, *Ficus luschnathiana*). In the case of *Cecropia pachystachya*, its use was only observed during the pilot release of 2015, but DNA metabarcoding highlighted that the macaws were also eating it during the 2017–2018 releases, though it was never visually detected.

DISCUSSION

The Diet of Reintroduced Red-and-Green Macaws

Reintroduced Red-and-Green Macaws showed a good adjustment to life in the wild in the Iberá National Park and surrounding areas, being able to exploit a large variety of the food resources available at the site. During our one-year study period, released macaws fed from a variety of plant species ($n = 49$) belonging to a broad phylogenetic spectrum (28 Families). The observed dietary richness lies within the expected range for the species. The most exhaustive diet studies for wild Red-and-Green Macaw populations to date (>100 feeding bouts observed, >24 months of data), report a dietary breadth ranging from 10 species (Pantanal, [Ferreira 2013](#)) to 51–54 species (Amazonian rainforest, [Adamek 2011](#), [Lee et al. 2014](#)). The overall diet composition detected in this study was similar to previous findings, with a high prevalence of detections concentrated on species from the Families Fabaceae, Arecaceae, and Euphorbiaceae. Additionally, 32 of the plant species eaten in the Iberá National Park belonged to the same Genera as those eaten by Red-and-Green Macaws in other regions of South America ([Desenne 1994](#), [Nycander et al. 1995](#), [Santos 2001](#), [Antas et al. 2002](#), [Ragusa-Netto and Fecchio 2006](#), [Haugaasen 2008](#), [Adamek 2011](#), [Scherer-Neto and Terto 2011](#), [Ferreira 2013](#), [Lee et al. 2014](#)).

Macaws in this study were able to locate food sources after their release and throughout the whole year, with a monthly dietary richness that ranged from 7 to 20 species. *P. guajava* and *S. romanzoffiana* were the most frequently used plants, occurring in the diet for 12 and 11 months, respectively. The fruits and seeds of these species can be eaten by the macaws at both ripe and unripe stages and are produced year-round, making them a reliable food source. Selection for plant species with a relatively constant

production of food has also been recorded for other psittacids ([Bonadie and Bacon 2000](#), [Robinet et al. 2003](#)), with palm trees, in particular, being an important food source for macaws living in wetland and savanna areas ([Yamashita and Machado de Barros 1997](#), [Brightsmith and Bravo 2006](#), [Nunes and dos Santos 2011](#)). The strong beak of these large psittacids allows them to feed not only on the pulp but also the nuts of palm fruits ([Galetti 1997](#)), granting them access to an interior rich in lipids and proteins ([Litchfield 1970](#), [Tella et al. 2020](#)). The use of *Psidium guajava* by macaws has seldom been reported in the literature (*Ara severa*, 2 events, [Lee et al. 2014](#)), although it is commonly used by other smaller psittacids ([Paranhos et al. 2009](#), [Silva and Melo 2013](#)). Studies on the nutritional content of seeds of this species indicate it is a good source of proteins, as well as vitamins and antioxidants ([Uchôathomaz et al. 2014](#)), while the pulp of ripe fruits has a high moisture content which can become important during the hot summer ([Medina and Pagano 2003](#)).

The composition of the diet varied during the year, responding at least in part to changes in fruit availability. For example, macaws relied on multiple species from the Myrtaceae Family throughout spring (September to mid-December), switching to Euphorbiaceae during summer (December–February). This shifting between species as they become available, also known as diet switching, is the most common response to food resource fluctuation among psittacids ([Renton et al. 2015](#)), allowing them to adapt to the spatial and temporal variability of fruits, seeds, and flowers. DNA metabarcoding results showed that some of the species were consumed outside their fruiting stage, which would confirm the ingestion of non-reproductive plant structures such as bark. The manipulation and chewing of bark was observed throughout the study, but was not considered a feeding event as it was unclear whether ingestion had occurred. The extent and function of the consumption of bark in Psittacids are yet to be determined, but it has been hypothesized to be associated with detoxification, chemical or mechanical aid in digestion, or absorption of nutrients ([Warburton 2003](#), [de Araujo and Marcondes-Machado 2011](#)).

Two of the most frequently detected species, *Pinus* sp. and *Melia azedarach*, were not native to the area. *Melia azedarach* has frequently been detected in the diet of psittacids living in modified landscapes (including the Red-and-Green Macaw; [Scherer-Neto and Terto 2011](#)). Pine cones are a much less common food resource, having only been reported for one other macaw species ([Silva 2018](#)). The use of exotic plants is not uncommon in psittacids and has allowed some species to survive and even thrive in human-dominated landscapes ([Matuzak et al. 2008](#)). Exotic plants might be a useful resource when faced with a scarcity of native plants ([Hamm et al. 2020](#)), but relying on exotic species can be problematic as it can lead to conflicts

with farmers (Bucher 1992) or lead to sudden population drops when plantations are harvested (Dear *et al.* 2010). Additionally, the presence of exotic plants is usually associated with human settlements and hence, feeding on them can increase the risk of capture by poachers, the greatest threat for psittacids (Berkunsky *et al.* 2017).

Comparison Between Techniques

Dietary richness as estimated by direct observation and DNA metabarcoding were similar (32 and 30 species respectively) though smaller than the one obtained by combining our two datasets (49 species). Based on the selected observation metrics and the availability of DNA reference sequences in the study area, both techniques seem to be equally effective at describing changes in dietary richness over time, generating a similar curve of increase since time of release and similar patterns across the year.

The main difference between the datasets was the specific composition of the diet, with both techniques detecting at least 15 species not recorded by the other method. In the case of DNA metabarcoding, several species, such as *S. romanzoffiana* and *I. edulis*, were expected to be present in the feces, but could not be detected despite visual observations showing they were being consumed frequently and in large quantities by the macaws. Additionally, neither these 2, nor 5 more species observed to be part of the diet, produced an ITS2 barcode sequence during the construction of the DS-IBERAFLO database. Only ITS2 sequences for 3 of these species could be found at the University of Würzburg's database. For the remaining 4 species, we included sequences of the respective Genus and/or Family in the reference database, but, despite these efforts, none of the expected plants could be detected. Incomplete reference libraries always pose a challenge for taxonomic assignments of DNA metabarcoding data, especially in tropical and subtropical habitats containing a lot of only superficially investigated biodiversity. In this study, primer specificity and plant tissue traits additionally complicate the situation. For example, ITS sequences of palm trees (Arecaceae) were not included in the original DNA metabarcoding primer evaluation (Cheng *et al.* 2016), and a superficial analysis showed at least one mismatch at the forward and reverse priming site for *A. aculeata* and *S. romanzoffiana*. This gap could be addressed by the use of multiple sets of ITS primers which has been successfully done for other marker systems (Gibson *et al.* 2014, Corse *et al.* 2019). Furthermore, the failure to produce ITS sequences from palm trees for the custom reference database indicates a tissue-specific problem such as the presence of inhibitory substances, low DNA content, or strong cell membranes warranting additional homogenization steps during lysis. The digestive process or the potentially lower DNA quantities in the consumed palm tree nuts

could further decrease the detection probability in fecal samples (King *et al.* 2015, Thalinger *et al.* 2017). All in all, the failure to detect some of the consumed species is likely a combination of these different factors. In the future, the availability of better reference databases and the development of optimized sample processing protocols will undoubtedly improve detection probabilities and the level of resolution of the results, facilitating large-scale DNA metabarcoding studies.

On the other hand, the failure to detect species by direct observation of feeding events was likely a product of observation bias. The results of an observational study can be influenced by the experience levels of observers and constrained by their ability to follow the individuals across the terrain (Ford *et al.* 1990, White and Garrott 2012). As a consequence, isolated food sources located in inaccessible locations will never be recorded by traditional methods, and those that are consumed only sporadically are likely to be missed.

When taking into account sampling effort, DNA metabarcoding showed advantages to direct observation: it had a higher detection rate than observational data as each fecal sample was a summary of multiple feeding events. The detection rate of food items in fecal samples is influenced by the gut transition time (i.e. the time between its ingestion and defecation). For frugivorous birds, gut transit time has been estimated to range from a few minutes up to several hours, with longer duration in larger birds (Oehm *et al.* 2011, Wotton and Kelly 2012). There is currently no clear information on how long plant DNA can be detected in the feces of frugivorous birds, but studies on piscivorous birds show that prey items can be detected for up to 4 days after ingestion (Deagle *et al.* 2010) and that detectability is affected by meal size. When portions are small, detection rate can plummet within 24–32 hr after ingestion (Thalinger *et al.* 2017). Out of 48 Red-and-Green Macaw fecal samples containing fruit and vegetable DNA and for which the timeframe of food availability was known, 98% contained DNA of species that had been eaten within the last 24 hr. Based on this pattern we expect each fecal sample of Red-and-Green Macaws to predominantly contain remains of food ingested on either the same or the previous day, encompassing multiple feeding events. As a consequence of this high detection rate, fewer field days will be required to obtain information on dietary breadth than when working with observational data. For example, two fecal samples collected on separate days in November yielded the same number of resource species ($n = 8$) as 10 days of foraging observations during that same month.

DNA metabarcoding also provided more detailed information on the role of particular species in the diet of the macaws, by highlighting the importance of species that were not considered significant due to an apparent low

frequency of use (e.g., *Eugenia uniflora*). It also showed that the macaws were exploiting a number of wild species significantly earlier than estimated by observation (e.g., *Croton urucurana*). This information not only showed that the macaws were expanding their diet quicker than expected but, in some cases, it also indicated that they were moving farther distances than detected by tracking. For example, pine trees are only located outside the boundaries of the Iberá National Park. The presence of *Pinus* sp. in fecal samples collected in July indicates that some of the macaws were feeding at forestry plantations outside of the protected area months before we were able to observe them.

One downside of the DNA metabarcoding technique is its inability to quantitatively compare between plant species in a fecal sample without additional tests. In fact, estimating the relative importance of each species at any given time from DNA-based metabarcoding data is not advisable (Deagle et al. 2019, McClenaghan et al. 2019). Even if we can determine the prevalence of a species in the diet by looking at the proportion of samples in which it appears, we miss the fine-level detail that can be achieved through an observational study in which one can measure, for example, the number of items consumed or the time spent feeding on a given species.

Finally, the results of DNA metabarcoding analysis of diet should take into account the possibility of DNA amplification due to secondary consumption (i.e. the detection of DNA from food that has not been eaten by the focal species but instead by the organisms that this species is eating). An example of secondary consumption in this case could be a macaw ingesting phytophagous insects, either purposefully or while chewing on bark, leading to the detection of plant species that were actually consumed by these arthropods. Yet, we do not think this is likely in the case of the Red-and-Green Macaw. Although the consumption of insects has been reported for a number of smaller parrot species (Collar 1997), their use by macaws is rare and never forms a major component of their diet (Renton 2006). We did not observe any event of direct insect consumption nor did we detect insect remains in the processed fecal samples and thus consider the influence of secondary consumption on this dataset negligible. Nevertheless, secondary consumption/predation is a serious concern for dietary studies in general and should ideally be taken into consideration (Traugott et al. 2021).

Final Remarks

No consensus yet exists on what is the optimal method to study the diet of a bird species, as shortcomings have been reported for all of them (Hoenig et al. 2021). Observational data can be subject to observer bias or inability to record feeding signs correctly (Shrestha and Wegge 2006, Matthews et al. 2020). Macroscopic fecal inspection is

limited by the fact that mastication and digestion by the consumer can render dietary elements unidentifiable (Tutin and Fernandez 1993, Hayward 2013) while DNA-based studies are susceptible to inadequate reference databases and amplification biases (Piñol et al. 2015, Mallott et al. 2018, McClenaghan et al. 2019, Scasta et al. 2019). In the present study, we corroborate that use of a single technique is more limited than a combined approach in which feeding observations and DNA metabarcoding of feces complement each other. By considering the results of both methods we were able to increase the number of detected food species by over 50% and better estimate the timeline of addition of novel plants in the diet after the release of the macaws. We recommend the use of a combination of observational and genetic tools in diet studies, implementing a question-oriented approach to determine the primary method of data collection. When the main focus of a study is to describe dietary composition, effort should focus on fecal sampling as DNA metabarcoding can yield more detailed results with reduced logistical effort (assuming an adequate reference library is available). When the diet study has a behavioral component that requires information other than the identity of the consumed species (e.g., part of the plant ingested, intensity of use, etc.), then an observational approach will be needed, with fecal sampling filling the gap regarding species which are rarely eaten.

The combination of methodological approaches allowed us to establish that Red-and-Green Macaws are eating at least 49 different plant species, indicating that they have adapted well to their environment after their release and the gradual decrease in their food supplementation. This is a necessary step towards the establishment of a new population in the site. In turn, this suggests that the macaws are slowly re-gaining their dual ecological role as both regulators and disperser of seeds (Blanco et al. 2018), exhibiting a potential to affect a large diversity of local plants. On one hand, Red-and-Green Macaws fed on seeds and flowers from 26 species of plants; by destructing reproductive structures macaws would be actively reducing these species reproductive output. On the other hand, macaws were seen transporting fruits for distances of up to 900 m (N. L. V. personal observation), evidencing their potential role as long-distance seed dispersers. Although germination experiments would need to be conducted in order to confirm that the transported seeds are actually viable, we can expect that at least a portion of them will contribute to plant recruitment (Tella et al. 2020). In a fragmented landscape like the wetlands, where ground connectivity between forest patches is restricted by flooded terrain, seed dispersal by terrestrial vertebrates is likely limited (Nield et al. 2020). In this scenario, the presence of large bodied frugivorous birds such as macaws can become

vital to maintain gene flow between forest fragments, in particular for plant species with large seeds that cannot be transported by smaller birds (Baños-Villalba *et al.* 2017).

The ability of reintroduced macaws to successfully locate and exploit food resources throughout the year, despite their captive-bred origin, can be considered as a good indicator of their acclimatization to the release site. This is an important step towards the creation of a stable, self-sustaining population of Red-and-Green Macaws in Northern Argentina which can, in turn, serve as a source of individuals for the colonization of other areas from which the species has disappeared.

SUPPLEMENTARY MATERIAL

Supplementary material is available at *Ornithological Applications* online.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the staff of Rewilding Argentina working both in the field and quarantine locations, as well as all the volunteers who have collaborated with the reintroduction project. We are also grateful to FuCaNa as well as the personnel of Administración de Parques Nacionales for their logistical support in the field. Special thanks to all institutions that donated macaws to be reintroduced: the zoos of La Plata, Olavarría, Córdoba and Bubalcó, Centro de Rescate Guaycolec, Centro de Conservación Aguará, Fundación Temaikén and Ecoparque Buenos Aires. Finally, we thank C. Hempel, for his support regarding the analysis of the BLAST results. We thank Dr Huyvaert and two anonymous reviewers for helping to improve the manuscript.

Funding statement: Equipment and logistics for macaw reintroduction and radio-tracking were provided by Rewilding Argentina. The Red-and-green Macaw Reintroduction Project is funded by LC Kvaal–Habrok, Arcadia, Fondation Segré, DOB Ecology, Global Wildlife Conservation and Parrot Wildlife Foundation. Salaries and scholarships of the Argentine authors are paid by the Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas of Argentina (CONICET). Material for collecting samples was funded by Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica (FONCyT). Laboratory work was supported by the Canada First Research Excellence Fund and represents a contribution to the University of Guelph's "Food from Thought" program. The Sistema Nacional de Datos Genómicos from Argentina funded EV's visit to the Centre for Biodiversity Genomics to process the samples and obtain the genomic data.

Ethics statement: This research was conducted with the authorization of the Dirección de Recursos Naturales, Dirección de Parques y Reservas (Corrientes), and Administración de Parques Nacionales (Argentina) permit number: IF-2019-45092285-APN-DRNEA#APNAC. We thank the Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable of Argentina for the export permits granted to take the fecal samples to Canada

(permit numbers: IF-2019-56462149-APN-DNBI#SGP and IF-2019-56469996-APN-DNBI#SGP).

Author contributions: N.L.V., C.K., A.S.D.G. and I.B. conceived the study; N.L.V. carried out visual observations and collected the plant materials and the fecal samples; N.L.V., E.V., C.K. and D.A.L. collaborated in the creation of the reference barcode library; B.T. and E.V. carried out the molecular analyses of the fecal samples, using fusion primers designed by T.W.A.B. under the supervision of D.S.; N.L.V., B.T. and E.V. analyzed the data under the supervision of C.K., D.S., D.A.L., A.S.D.G. and I.B.; N.L.V. led the writing of the manuscript to which B.T. contributed first drafts of some sections. All authors contributed critically to the drafts and gave final approval for publication.

Data depositor: Analyses reported in this article can be reproduced using the data provided by Volpe *et al.* (2021).

LITERATURE CITED

- Adamek, K. A. (2011). Temporal variation in space and resource use of macaws in the southeastern Peruvian Amazon. Master's Thesis, Texas A&M University, Austin, TX, USA.
- Amaya-Villarreal, Á. M., A. Estrada, and N. Vargas-Ramírez (2015). Use of wild foods during the rainy season by a reintroduced population of Scarlet Macaws (*Ara macao cyanoptera*) in Palenque, Mexico. *Tropical Conservation Science* 8:455–478.
- Ankenbrand, M. J., A. Keller, M. Wolf, J. Schultz, and F. Förster (2015). ITS2 Database V: Twice as much. *Molecular Biology and Evolution* 32:3030–3032.
- Antas, P. T. Z., R. De Souza Yabe, L. A. Carrara, and E. R. Vasques (2002). *Ecologia e Biologia Básica das Espécies de Araras da RPPN SESC Pantanal, Brasil*. SESC, Departamento Nacional 1.
- de Araujo, C. B., and L. O. Marcondes-Machado (2011). Diet and feeding behavior of the Yellow-faced Parrot (*Alipiopsitta xanthops*) in Brasília, Brazil. *Ornitología Neotropical* 22:79–88.
- Arbo, M. M., and S. G. Tressens (2002). *Flora del Iberá*. EUDENE, Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, Argentina.
- Baños-Villalba, A., G. Blanco, J. A. Díaz-Luque, F. V. Dénes, F. Hiraldo, and J. L. Tella (2017). Seed dispersal by macaws shapes the landscape of an Amazonian ecosystem. *Scientific Reports* 7:7373.
- Berkunsky, I., P. Quillfeldt, D. J. Brightsmith, M. C. Abbud, J. M. R. E. Aguilar, U. Alemán-Zelaya, R. M. Aramburú, A. Arce Arias, R. Balas McNab, T. J. S. Balsby, J. M. Barredo Barberena, et al. (2017). Current threats faced by Neotropical parrot populations. *Biological Conservation* 214:278–287.
- Blanco, G., F. Hiraldo, and J. L. Tella (2018). Ecological functions of parrots: An integrative perspective from plant life cycle to ecosystem functioning. *Emu—Austral Ornithology* 118:36–49.
- Bonadie, W. A., and P. R. Bacon (2000). Year-round utilisation of fragmented palm swamp forest by Red-bellied macaws (*Ara manilata*) and Orange-winged parrots (*Amazona amazonica*) in the Nariva Swamp (Trinidad). *Biological Conservation* 95:1–5.
- Brightsmith, D., and A. Bravo (2006). Ecology and management of nesting Blue-and-Yellow Macaws (*Ara ararauna*) in Mauritania palm swamps. *Biodiversity and Conservation* 15:4271–4287.
- Bucher, E. H. (1992). Neotropical parrots as agricultural pests. In *New World Parrots in Crisis: Solutions from Conservation*

- Biology (S. R. Beissinger and N. F. R. Snyder, Editors). Smithsonian Institution Press, New York, NY, USA. pp. 201–219.
- Cheng, T., C. Xu, L. Lei, C. Li, Y. Zhang, and S. Zhou (2016). Barcoding the kingdom Plantae: New PCR primers for ITS regions of plants with improved universality and specificity. *Molecular Ecology Resources* 16:138–149.
- Collar, N. J. (1997). Order Psittaciformes, Family Psittacidae (Parrots). In *Handbook of the Birds of the World, Volume 4: Sandgrouse to Cuckoos* (J. del Hoyo, A. Elliot and J. Sargatal, Editors). Lynx Edicions, Barcelona, Spain. pp. 280–479.
- Collar, N., P. F. D. Boesman, and C. J. Sharpe (2020). Red-and-Green Macaw (*Ara chloropterus*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliot, J. Sargatal, D. A. Christie and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.ragmac1.01>
- Corse, E., C. Tougaard, G. Archambaud-Suard, J. -F. Agnèse, F. D. M. Mandeng, C. F. B. Bilong, D. Duneau, L. Zinger, R. Chappaz, C. C. Y. Xu, E. Megléc, and V. Dubut (2019). One-locus-several-primers: A strategy to improve the taxonomic and haplotypic coverage in diet metabarcoding studies. *Ecology and Evolution* 9:4603–4620.
- Deagle, B. E., A. Chiaradia, J. McInnes, and S. N. Jarman (2010). Pyrosequencing faecal DNA to determine diet of little penguins: Is what goes in what comes out? *Conservation Genetics* 11:2039–2048.
- Deagle, B. E., A. C. Thomas, J. C. McInnes, L. J. Clarke, E. J. Vesterinen, E. L. Clare, T. R. Kartzinel, and J. P. Eveson (2019). Counting with DNA in metabarcoding studies: How should we convert sequence reads to dietary data? *Molecular Ecology* 28:391–406.
- Dear, F., C. Vaughan, and A. M. Polanco (2010). Current status and conservation of the Scarlet Macaw (*Ara macao*) in the Osa Conservation Area (ACOSA), Costa Rica. *UNED Research Journal* 2:7–21.
- Desenne, P. (1994). Estudio preliminar de la dieta de 15 especies de psitácidos en un bosque siempreverde, Cuenca del Río Tawadu, Reserva Forestal El Caura, Edo. Bolívar, Venezuela. In *Biología y Conservación de los Psitácidos de Venezuela* (G. Morales, I. Novo, D. Bigio, A. Luy and F. Rojas-Suarez, Editors). Gráficas Giavimar, Caracas, Venezuela. pp. 25–42.
- Dunn, J. C., J. E. Stockdale, R. J. Moorhouse-Gann, A. McCubbin, H. Hipperson, A. J. Morris, P. V. Grice, and W. O. C. Symondson (2018). The decline of the Turtle Dove: Dietary associations with body condition and competition with other columbids analysed using high-throughput sequencing. *Molecular Ecology* 27:3386–3407.
- Edgar, R. C. (2010). Search and clustering orders of magnitude faster than BLAST. *Bioinformatics* 26:2460–2461.
- Edgar, R. C., and H. Flyvbjerg (2015). Error filtering, pair assembly and error correction for next-generation sequencing reads. *Bioinformatics* 31:3476–3482.
- Elbrecht, V., and D. Steinke (2019). Scaling up DNA metabarcoding for freshwater macrozoobenthos monitoring. *Freshwater Biology* 64:380–387.
- Ewen, J., D. Armstrong, K. Parker, and P. Seddon (Editors) (2012). *Reintroduction Biology: Integrating Science and Management*. John Wiley & Sons, Chichester, West Sussex, UK.
- de Faria, I. P. (2007). Peach-fronted parakeet (*Aratinga aurea*) feeding on arboreal termites in the Brazilian Cerrado. *Revista Brasileira de Ornithologia* 15:457–458.
- Ferreira, L. P. (2013). Dieta e uso do hábitat da arara-vermelha *Ara chloropterus* no pantanal de mato grosso campo grande. Master's Thesis, Universidad Anhanguera-Uniderp, Campo Grande, Brasil.
- Ford, H. A., L. Bridges, and S. Noske (1990). Interobserver differences in recording foraging behavior of Fuscous Honeyeaters. In *Avian Foraging: Theory, Methodology, and Applications* (M. L. Morrison, C. J. Ralph, J. Verner, and J. R. Jehl, Jr., Editors). *Studies in Avian Biology* 13:199–201.
- Galetti, M. (1997). Seasonal abundance and feeding ecology of parrots and parakeets in a lowland Atlantic forest of Brazil. *Ararajuba* 5:115–126.
- Galimberti, A., S. Spinelli, A. Bruno, V. Mezzasalma, F. De Mattia, P. Cortis, and M. Labra (2016). Evaluating the efficacy of restoration plantings through DNA barcoding of frugivorous bird diets. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology* 30:763–773.
- Gibson, J., S. Shokralla, T. M. Porter, I. King, S. van Konynenburg, D. H. Janzen, W. Hallwachs, and M. Hajibabaei (2014). Simultaneous assessment of the macrobiome and microbiome in a bulk sample of tropical arthropods through DNA metasytematics. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 111:8007–8012.
- Hamm, J. O. E., G. M. Bond, L. C. Exley, and E. A. Korein (2020). Reduced diet breadth in the Scarlet Macaw *Ara macao* of the Área de Conservación Osa (ACOSA), Costa Rica: Implications for conservation and ecotourism. *Bird Conservation International* 30:575–585.
- Haugaasen, T. (2008). Seed predation of *Couratari guianensis* (Lecythidaceae) by macaws in central Amazonia, Brazil. *Ornitología Neotropical* 19:321–328.
- Hayward, C. E. (2013). DNA barcoding expands dietary identification and reveals dietary similarity in Jamaican frugivorous bats. Thesis, University of Western Ontario, Ontario, Canada.
- Hoenig B. D., A. M. Snider, A. M. Forsman, K. A. Hobson, S. C. Latta, E. T. Miller, M. J. Polito, L. L. Powell, S. L. Rogers, T. W. Sherry, D. P. L. Toews, A. J. Welch, S. S. Taylor, and B. A. Porter (2021). Current methods in avian diet analysis. *Ornithology* 139:ukab000.
- Jones, G. C., and K. Duffy (1993). Conservation management of the Echo Parakeet *Psittacula eques echo*. *The Dodo: Journal of Wildlife Preservation Trusts* 29:126–148.
- King, R. A., W. O. C. Symondson, and R. J. Thomas (2015). Molecular analysis of faecal samples from birds to identify potential crop pests and useful biocontrol agents in natural areas. *Bulletin of Entomological Research* 105:261–272.
- Lavabre, J. E., L. J. Gilarranz, M. A. Fortuna, and J. Bascompte (2016). How does the functional diversity of frugivorous birds shape the spatial pattern of seed dispersal? A case study in a relict plant species. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371:20150280.
- Lee, A. T. K., D. J. Brightsmith, M. P. Vargas, K. Q. Leon, A. J. Mejia, and S. J. Marsden (2014). Diet and geophagy across a western Amazonian parrot assemblage. *Biotropica* 46:322–330.
- Litchfield, C. (1970). Taxonomic patterns in the fat content, fatty acid composition, and triglyceride composition of Palmae seeds. *Chemistry and Physics of Lipids* 4:96–103.
- Lopes, C. M., M. De Barba, F. Boyer, C. Mercier, D. Galiano, B. B. Kubiak, R. Maestri, P. J. S. da Silva Filho, L. Gielly, E. Coissac, T. R. O. de Freitas, and P. Taberlet (2020). Ecological specialization and niche overlap of subterranean rodents inferred from DNA metabarcoding diet analysis. *Molecular Ecology* 29:3143–3153.

- Mallott, E. K., P. A. Garber, and R. S. Malhi (2018). trnL outperforms rbcL as a DNA metabarcoding marker when compared with the observed plant component of the diet of wild white-faced capuchins (*Cebus capucinus*, Primates). *PLoS One* 13:e0199556.
- Martin, M. (2011). Cutadapt removes adapter sequences from high-throughput sequencing reads. *EMBnet. Journal* 17:10–12.
- Matthews, J. K., A. Ridley, B. A. Kaplin, and C. C. Grueter (2020). A comparison of fecal sampling and direct feeding observations for quantifying the diet of a frugivorous primate. *Current Zoology* 66:333–343.
- Matuzak, G. D., M. B. Bezy, and D. J. Brightsmith (2008). Foraging ecology of parrots in a modified landscape: Seasonal trends and introduced species. *The Wilson Journal of Ornithology* 120:353–365.
- McClenaghan, B., E. Nol, and K. C. R. Kerr (2019). DNA metabarcoding reveals the broad and flexible diet of a declining aerial insectivore. *The Auk: Ornithological Advances* 136:uky003. <https://doi.org/10.1093/auk/uky003>
- Medina, B. M. L., and G. F. Pagano (2003). Caracterización de la pulpa de guayaba (*Psidium guajava* L.) tipo “Criolla Roja”. *Revista de la Facultad de Agronomía* 20:72–86.
- Neiff, J., and A. Poi de Neiff (2006). Situación ambiental en la ecorregión Iberá. In *La Situación Ambiental Argentina 2005* (A. Brown, U. Martinez Ortiz, M. Acerbi and J. Corcuera, Editors). Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina. pp. 177–184.
- Nield, A. P., R. Nathan, N. J. Enright, P. G. Ladd, and G. L. W. Perry (2020). The spatial complexity of seed movement: Animal-generated seed dispersal patterns in fragmented landscapes revealed by animal movement models. *Journal of Ecology* 108:687–701.
- Nunes, A. P., and A. dos Santos Jr. (2011). Itens alimentares consumidos por psitacídeos no Pantanal e planaltos do entorno, Mato Grosso do Sul. *Atualidades Ornitológicas On-line* 162:42–50.
- Nycander, E., D. H. Blanco, K. M. Holle, A. del Campo, C. A. Munn, J. I. Moscoso, and D. G. Ricalde (1995). Manu and Tambopata: nesting success and techniques for increasing reproduction in wild macaws in southeastern Peru. In *The Large Macaws: Their Care, Breeding and Conservation* (B. L. S. J. Abramson and J. B. Thomsen, Editors). Raintree Publications, Fort Bragg, CA, USA. pp. 423–443.
- Oehm, J., A. Juen, K. Nagiller, S. Neuhauser, and M. Traugott (2011). Molecular scatology: How to improve prey DNA detection success in avian faeces? *Molecular Ecology Resources* 11:620–628.
- Paranhos, S. J., C. B. de Araujo, and L. O. Marcondes-Machado (2009). Feeding behavior of *Aratinga aurea* (Psittacidae) in southwestern Minas Gerais State, Brazil. *Revista Brasileira de Ornithologia* 17:187–193.
- Peignot, P., M. J. E. Charpentier, N. Bout, O. Bourry, U. Massima, O. Dosimont, R. Terramorsi, and E. J. Wickings (2008). Learning from the first release project of captive-bred mandrills *Mandrillus sphinx* in Gabon. *Oryx* 42:122–131.
- Piñol, J., G. Mir, P. Gomez-Polo, and N. Agustí (2015). Universal and blocking primer mismatches limit the use of high-throughput DNA sequencing for the quantitative metabarcoding of arthropods. *Molecular Ecology Resources* 15:819–830.
- Plair, B. L., M. Lal, A. Ramadhar, and S. Ramsabage (2013). Status of Blue-and-yellow Macaws *Ara ararauna* reintroduced to the Nariva Swamp, Trinidad and Tobago. *Living World, Journal of Trinidad and Tobago Field Naturalists' Club*:19–28.
- R Core Team (2020). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Ragusa-Netto, J. (2011). Pre-dispersal seed predation by Blue-and-Yellow macaw (*Ara ararauna*, Psittacidae), on fruit crops of the Pequi (*Caryocar brasiliense*, Caryocaraceae), in the Brazilian Cerrado. *Ornitología Neotropical* 22:329–338.
- Ragusa-Netto, J., and A. Fecchio (2006). Plant food resources and the diet of a parrot community in a gallery forest of the southern Pantanal (Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 66:1021–1032.
- Renton, K. (2006). Diet of adult and nestling Scarlet Macaws in southwest Belize, Central America. *Biotropica* 38:280–283.
- Renton, K., A. Salinas-Melgoza, M. Á. D. Labra-Hernández, and S. M. de la Parra-Martínez (2015). Resource requirements of parrots: Nest site selectivity and dietary plasticity of Psittaciformes. *Journal of Ornithology* 156:73–90.
- Robinet, O., V. Bretagnolle, and M. N. Clout (2003). Activity patterns, habitat use, foraging behaviour and food selection of the Ouvea Parakeet (*Eunymphicus cornutus uvaensis*). *Emu* 103:71–80.
- Santos, M. P. D. (2001). Dieta da arara-vermelha-grande (*Ara chloroptera*) na Chapada das Mangabeiras, Sul do Piauí, Brasil. *Tangara* 1:131–134.
- Scasta, J. D., T. Jorns, J. D. Derner, S. Lake, D. J. Augustine, J. L. Windh, and T. L. Smith (2019). Validation of DNA metabarcoding of fecal samples using cattle fed known rations. *Animal Feed Science and Technology* 255:114219.
- Scherer-Neto, P., and A. C. Terto (2011). Registros e documentação fotográfica da alimentação da arara-vermelha-grande (*Ara chloroptera*) na região noroeste do Paraná (Psittaciformes: Psittacidae). *Atualidades Ornitológicas* 159:37–42.
- Shrestha, R., and P. Wegge (2006). Determining the composition of herbivore diets in the Trans-Himalayan rangelands: A comparison of field methods. *Rangeland Ecology & Management* 59:512–518.
- Silva, P. A. (2018). Massive consumption of unripe slash pine (*Pinus elliottii*) seeds by Blue-and- Yellow Macaws (*Ara ararauna*). *Ornitología Neotropical*:9.
- Silva, P. A., and C. Melo (2013). Foraging of the Golden-capped Parakeet (*Aratinga auricapillus*) in an anthropogenic landscape in Brazil. *Ornitología Neotropical* 24:55–66.
- Snider, A. M., A. Bonisoli-Alquati, A. A. Perez-Umphrey, P. C. Stouffer, and S. S. Taylor (2021). Metabarcoding of stomach contents and fecal samples provide similar insights about Seaside Sparrow diet. *Ornithological Applications* 124:duab000.
- Steinke, D., T. W. Braukmann, L. Manerus, A. Woodhouse, and V. Elbrecht (2021). Effects of Malaise trap spacing on species richness and composition of terrestrial arthropod bulk samples. *Metabarcoding and Metagenomics* 5:e59201.
- Tella, J. L., A. Baños-Villalba, D. Hernández-Brito, A. Rojas, E. Pacífico, J. A. Díaz-Luque, M. Carrete, G. Blanco, and F. Hiraldo (2015). Parrots as overlooked seed dispersers. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13:338–339.
- Tella, J. L., F. Hiraldo, E. Pacífico, J. A. Díaz-Luque, F. V. Dénes, F. M. Fontoura, N. Guedes, and G. Blanco (2020). Conserving the diversity of ecological interactions: The role of two threatened macaw species as legitimate dispersers of “megafaunal” Fruits. *Diversity* 12:45.
- Thalinger, B., J. Oehm, A. Obwexer, and M. Traugott (2017). The influence of meal size on prey DNA detectability in piscivorous birds. *Molecular Ecology Resources* 17:e174–e186.

- Traugott, M., B. Thalinger, C. Wallinger, and D. Sint (2021). Fish as predators and prey: DNA-based assessment of their role in food webs. *Journal of Fish Biology* 98:367–382.
- Trivedi, M. R., F. H. Cornejo, and A. R. Watkinson (2004). Seed predation on Brazil nuts (*Bertholletia excelsa*) by macaws (Psittacidae) in Madre de Dios, Peru. *Biotropica* 36:118–122.
- Tutin, C. E., and M. Fernandez (1993). Faecal analysis as a method of describing diets of apes: Examples from sympatric gorillas and chimpanzees at Lope, Gabon. *Tropics* 2:189–197.
- Uchôa-thomaz, A. M. A., E. C. Sousa, J. O. B. Carioca, S. M. D. Morais, A. D. Lima, C. G. Martins, C. D. Alexandrino, P. A. T. Ferreira, A. L. M. Rodrigues, S. P. Rodrigues, J. C. D. A. Thomaz, et al. (2014). Chemical composition, fatty acid profile and bioactive compounds of guava seeds (*Psidium guajava* L.). *Food Science and Technology* 34:485–492.
- Valentini, A., C. Miquel, M. A. Nawaz, E. Bellemain, E. Coissac, F. Pompanon, L. Gielly, C. Cruaud, G. Nascetti, P. Wincker, J. E. Swenson, and P. Taberlet (2009a). New perspectives in diet analysis based on DNA barcoding and parallel pyrosequencing: The trnL approach. *Molecular Ecology Resources* 9:51–60.
- Valentini, A., F. Pompanon, and P. Taberlet (2009b). DNA barcoding for ecologists. *Trends in Ecology & Evolution* 24:110–117.
- Volpe, N. L., B. Thalinger, E. Vilacoba, T. W. A. Braukmann, A. S. Di Giacomo, I. Berkunsky, D. A. Lijtmaer, D. Steinke, and Cecilia Kopuchian (2021). Data from: Diet composition of reintroduced Red-and-Green Macaws reflects gradual adaptation to life in the wild. *Ornithological Applications* 124:duab059. doi:10.5061/dryad.2v6wwpzph
- Warburton, L. S. (2003). The ecology and conservation biology of the Black-cheeked Lovebird *Agapornis nigrigenis* in Zambia. Ph.D. dissertation, School of Botany and Zoology, University of KwaZulu-Natal, Durban, South Africa.
- White, G. C., and R. A. Garrott (2012). *Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data*. Academic Press Inc, San Diego, CA, USA.
- Wickham, H., M. Averick, J. Bryan, W. Chang, L. D. McGowan, R. François, G. Grolemond, A. Hayes, L. Henry, J. Hester, M. Kuhn, et al. (2019). Welcome to the Tidyverse. *Journal of Open Source Software* 4:1686.
- Williams, D. R., R. G. Pople, D. A. Showler, and M. F. Child (2013). *Bird Conservation: Global Evidence for the Effects of Interventions*. Pelagic Publishing Limited, UK.
- Wotton, D. M., and D. Kelly (2012). Do larger frugivores move seeds further? Body size, seed dispersal distance, and a case study of a large, sedentary pigeon. *Journal of Biogeography* 39:1973–1983.
- Yamashita, C., and Y. Machado de Barros (1997). The Blue-throated Macaw *Ara glaucogularis*: Characterization of its distinctive habitats in savannahs of the Beni, Bolivia. *Ararajuba* 5:141–150.
- Yu, X., X. Li, and Z. Huo (2015). Breeding ecology and success of a reintroduced population of the endangered Crested Ibis *Nipponia nippon*. *Bird Conservation International* 25:207–219.
- Zamboni, T., S. Di Martino, and I. Jiménez-Pérez (2017). A review of a multispecies reintroduction to restore a large ecosystem: The Iberá Rewilding Program (Argentina). *Perspectives in Ecology and Conservation* 15:248–256.