



Universidad Nacional del Comahue
Centro Regional Universitario Bariloche

Efectos de la intensificación agrícola sobre la demografía
y la salud de una rapaz típica de agroecosistemas, el
Halconcito colorado (*Falco sparverius*) en el centro de
Argentina

Trabajo de Tesis para optar al Título de Doctor en Biología por

Licenciada Paula Maiten OROZCO VALOR

Director: Doctor Juan Manuel Grande

Co-director: Doctor José Hernán Sarasola

Bariloche, Argentina

2019

Efectos de la intensificación agrícola sobre la demografía y la salud de una rapaz típica de agroecosistemas, el Halconcito colorado (*Falco sparverius*) en el centro de Argentina

RESUMEN

En las últimas décadas, las diversas transformaciones antrópicas experimentadas por los ambientes naturales, como el proceso de expansión e intensificación agrícola han provocado una importante pérdida de heterogeneidad ambiental y cambios en la biodiversidad. Dados sus grandes requerimientos espaciales y su posición como depredadores tope, las aves de presa resultan particularmente sensibles a los cambios en los ecosistemas. Sin embargo, las respuestas de las aves rapaces a los cambios en el uso de la tierra pueden ser tanto positivas como negativas. Argentina es un ejemplo extremo del proceso de homogenización del paisaje generado por esta producción agrícola industrial donde la soja monopoliza la cobertura vegetal en enormes extensiones. No obstante, los estudios sobre el efecto de la intensificación agrícola sobre las aves de presa son muy escasos y se restringen a análisis de censos y conteos, incluso en el caso de especies comunes y tradicionalmente vinculada a los agroecosistemas, como el Halconcito colorado (*Falco sparverius*). El objetivo general de esta tesis es analizar los efectos de la intensificación agrícola sobre la dieta, los parámetros demográficos y la salud de las aves de presa utilizando como modelo de estudio al Halconcito colorado a lo largo de un gradiente de usos de suelo en la provincia de La Pampa, que incluye desde tierras de cultivo intensivo hasta bosques semiáridos naturales, con un área intermedia de agricultura tradicional. Para ello, se utilizó la información obtenida entre los años 2011 y 2016 en el monitoreo de una población de Halconcito colorado que cría en cajas nido en dicha área del centro de Argentina. Se evaluó si existe un efecto de los diversos usos de la tierra sobre la dieta, la reproducción, varios indicadores de salud y la exposición a pesticidas inhibidores de la colinesterasa en el Halconcito colorado, utilizando la superficie dedicada a cada uso de la tierra en un área de influencia en torno a las cajas nidos y el porcentaje de soja como indicador de la intensificación agrícola.

El análisis de egagrópilas y restos presa colectados durante la temporada reproductiva del 2012 permitió describir y analizar la dieta de los pichones de Halconcito a lo largo del gradiente de intensificación agrícola. La dieta fue poco diversa en las tres áreas, monopolizada por los artrópodos. Sin embargo la composición de la dieta varió

entre áreas. Los ortópteros dominaron numéricamente la dieta en las tres áreas, aunque con un porcentaje mayor en el área de bosque, seguido por el área tradicional e intensiva. La misma tendencia siguió el consumo de vertebrados. En las dos áreas agrícolas, la dieta se completó con distintos grupos de artrópodos sugiriendo que el Halconcito es capaz de aprovechar recursos dominantes disponibles en cada área de muestreo.

Se monitorearon un total de 457 eventos reproductivos del Halconcito colorado durante 6 temporadas reproductivas. Todos los años el porcentaje de cajas nido ocupadas en ambas áreas agrícolas fue más alto que en la Reserva Provincial Parque Luro. La temporada de cría del Halconcito colorado se extendió desde mediados de septiembre hasta mediados de febrero. La mayoría de las parejas reproductivas iniciaron la puesta de huevos en la segunda semana de octubre. Los parámetros reproductivos generales y entre áreas fueron similares a los reportados en trabajos previos en el país y en el hemisferio norte. En cuanto al efecto particular de los usos de suelo, el porcentaje de soja en torno a las cajas nido no tuvo un efecto negativo directo sobre el rendimiento reproductivo del Halconcito colorado, aunque ciertos tipos de uso de la tierra modularon los parámetros reproductivos. La presencia de pasturas fue importante para determinar la productividad y el éxito reproductivo del Halconcito colorado. Además, las precipitaciones en el mes previo a la puesta tuvieron efectos positivos en la reproducción mientras que las precipitaciones en el mes de crianza de los pichones tuvieron efectos negativos.

Se marcaron 1275 individuos, aunque el número de reavistamientos fue bajo. Los Halconcitos alcanzaron la madurez reproductiva al primer año de edad. Algunos individuos reutilizaron las cajas nido en años consecutivos, aunque en baja frecuencia. Los casos de fracaso registrados en nuestra área de estudio resultaron escasos. La depredación y la competencia por las cajas nidos fueron las principales causas de fracaso identificadas. Fue posible identificar a la Abeja doméstica (*Apis mellífera*) como un competidor por las cajas nido pudiendo provocar la pérdida tanto de huevos como pichones.

Se analizó el índice de condición física de 968 pichones de Halconcito colorado en los años 2012 y 2014 a 2016. El índice de condición física fue levemente mayor en el área agrícola intensiva, seguido de la Reserva Provincial Parque Luro y menor en el área agrícola tradicional. Los diferentes usos del suelo, las precipitaciones y parámetros reproductivos que operan dentro de los nidos explican las diferencias en el índice de

condición. En el año 2016, se midió la capacidad pro inflamatoria (uno de los aspectos de la respuesta inmune) a 145 pichones, siendo mayor en el área agrícola intensiva, seguido del área agrícola tradicional y la Reserva Provincial Parque Luro. Nuevamente los diferentes usos de suelo y los parámetros reproductivos intra-nido explicaron las diferencias en la respuesta inmune. No se observó un efecto del porcentaje de soja sobre el índice de condición física ni la respuesta inmune.

Los niveles de actividad plasmática de la colinesterasa, una enzima crítica en el sistema nervioso y que puede verse afectada por organofosforados y carbamatos (pesticidas muy comunes) solo variaron en función de los años y si bien la actividad de la colinesterasa fue menor en el área con agricultura intensiva, estas diferencias no fueron lo suficientemente marcadas como para dar un resultado significativo.

Este estudio representa una aproximación al conocimiento de aspectos básicos sobre la biología, ecología y ecotoxicología del Halconcito colorado en el centro de Argentina y refleja la complejidad de las respuestas de las aves de presa a cambios en los usos de suelo. Si bien el proceso de intensificación agrícola tiene consecuencias negativas sobre la reproducción del Halconcito colorado al ir reduciendo la calidad de los ambientes naturales, sus efectos no son muy evidentes a día de hoy en los indicadores de salud y de exposición a pesticidas evaluados en esta tesis.

Effects of agricultural intensification on the demography and health of a typical raptor of agroecosystems, the American kestrel (*Falco sparverius*) in central Argentina

SUMMARY

In recent decades, anthropic transformations experienced by natural environments, such as the process of agricultural expansion and intensification, have caused a significant loss of environmental heterogeneity and changes in biodiversity. Given their great spatial requirements and their position as top predators, birds of prey are particularly sensitive to changes in ecosystems. However, the responses of birds of prey to changes in land use can be both positive and negative. Argentina is an extreme example of the landscape homogenization processes generated by industrial agricultural production where soybean monopolizes the vegetal cover in huge areas. However, studies on the effect of agricultural intensification on birds of prey in Argentina, are scarce and restricted to censuses and counts of individuals, even in the case of common species traditionally linked to agroecosystems, such as the American kestrel (*Falco sparverius*). The objective of this thesis was to analyze the effects of agricultural intensification on the diet, demographic parameters and health of birds of prey using the American kestrel as a study model, in a gradient of land uses in La Pampa province, which ranges from intensive agricultural land to natural semi-arid forests, with an intermediate area of traditional farming in the middle. For this, the information collected between 2011 and 2016 in the monitoring of a population of American kestrels that breeds in nest boxes in this area, was used. It was evaluated if there was an effect of the different land uses on diet, reproduction, several health indicators and exposure to cholinesterase inhibitor pesticides in American kestrels, using the area dedicated to each land use in a buffer around nest boxes and the percentage of soybean as an indicator of agricultural intensification.

The analysis of pellets and prey remains collected during the reproductive season of 2012 allowed to describe and analyze the diet of nestlings American kestrels along a gradient of agricultural intensification. The diet had low diversity in the three areas, monopolized by arthropods. However, the composition of the diet varied between areas. Orthopters dominated the diet numerically in the three areas, although with a higher percentage in the forest area, followed by the traditional farming area and finally by the intensive farming area. The same trend followed the consumption of vertebrates. In both

agricultural areas, the diet was completed with different groups of arthropods suggesting that American kestrel is able to take advantage of available dominant resources in each sampling area.

A total of 457 American kestrel breeding attempts were monitored during 6 breeding seasons. Every year the occupancy of nest boxes in both agricultural areas was higher than in Parque Luro Provincial Reserve. The breeding season of the American kestrel lasted from mid-September to mid-February. Most reproductive pairs laid their eggs in the second week of October. The general reproductive parameters were similar in the three areas and similar also to those reported in previous works in the country and in the northern hemisphere. Regarding the particular effect of land uses, the percentage of soybean did not have a direct negative effect on the reproductive performance of American kestrel, although certain types of land uses modulated reproductive parameters. The presence of pastures, one of the land uses most affected by soybean expansion, was important to determine the productivity and reproductive success of American kestrels. In addition, rainfall in the month prior to laying date had positive effects on reproduction while rainfall in the month when kestrels are rearing the chicks had negative effects on the breeding output.

1275 individuals were banded, although the number of re-sights was low. American kestrels bred for the first time when they are one year old. Some individuals reused nest boxes in consecutive years, although with low frequency. The cases of reproductive failure registered in our study area were scarce. Depredation and competition for nest boxes were the main causes of nesting failure identified. It was possible to identify the domestic bee (*Apis mellifera*) as a competitor for the nest boxes, which also could cause the loss of both eggs and nestlings.

The body condition index of 968 American kestrel chicks was analyzed in 2012 and from 2014 to 2016. The body condition was slightly higher in the intensive agricultural zone, followed by the Parque Luro Provincial Reserve and lower in the traditional agricultural area. The different land uses, rainfall and reproductive parameters that operate within nests explained differences in the body condition. In 2016, the pro-inflammatory capacity was measured as a surrogate for the immune response to 145 American kestrel chicks, being higher in the intensive agricultural area, followed by the traditional agricultural area and Parque Luro Provincial Reserve. Again the different land uses and the intra-nest reproductive parameters explained the differences in immune

response. No effect of the percentage of soybean was observed on the body condition index or the immune response.

Cholinesterase is a critical enzyme in the nervous system that can be affected by organophosphates and carbamates (very common pesticides), its activity levels are good indicators of exposure to those pesticides. Cholinesterase activity levels in fledgling American kestrels' blood, only varied between years and, although the activity of cholinesterase was lower in the intensive farming area, these differences were not significant.

This thesis is a comprehensive approach to the knowledge of basic aspects about the biology, ecology and ecotoxicology of the American kestrel in central Argentina and reflects how complex can be the responses of birds of prey to changes in land uses. Although the process of agricultural intensification with reductions in the quality of natural habitats had negative consequences in the breeding output of the American kestrel, at present its effects are not evident in the health indicators evaluated in this thesis.

AGRADECIMIENTOS

Me gustaría agradecer a todas las personas e instituciones que brindaron su apoyo para la realización de esta tesis.

En primer lugar quiero agradecer a mi director Dr. Juan Manuel Grande y a mi co-director Dr. José Hernán Sarasola, por la posibilidad y la confianza brindada para realizar esta tesis. A Manu porque juntos aprendimos a ser tesista-director, por su entusiasmo en cada ave que ve y por esa sencillez y personalidad relajada que te hace sentir a gusto y permitió que no llegará desbordada al final. A José porque siempre estuvo predispuesto a mis consultas, asesorándome siempre que lo necesité y por llevarme al campo y permitirme colaborar con otros proyectos.

Quiero agradecer a la educación pública, que me permitió formarme. A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de La Pampa y al Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales (INCITAP-CONICET) por brindarme el lugar de trabajo y facilitarme el uso de instalaciones y el vehículo para la realización de toda la tesis. También agradecer a la universidad Nacional del Comahue.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por otorgarme la beca para la realización del doctorado.

A la Dirección de Recursos Naturales de la provincia de La Pampa y a la Subsecretaria de Ecología por otorgarme los permisos necesarios para poder trabajar en la provincia y en la Reserva Provincial Parque Luro.

Esta tesis fue posible también gracias a fondos y material brindado por Idea Wild, Raptor Research Foundation, Association of Field Ornithologists, Cooperativa Provincial de electricidad.

Quiero agradecer a todos los estudiantes de las carreras de Licenciatura en Biología y de RRNN de la UNLPam que colaboraron con los muestreos en el campo y cuya ayuda fue fundamental, Federico Moreno, Alex Videla, Daiana Villarga, Rodrigo Fiorucci, Morena, Laura Ambrossio, Agus Marzialetti, Emi Giusti, Renata Casais, Mariano Pérez, Agustín Hidalgo, Franco Sorarrain, Sofia Bilick.

También agradecer a todos los vascos que en su paso por la Argentina siempre acompañaron en las tareas de campo, “al primer vasco” Enrique, Iñigo, Arkaitz, Antton, Santi, Ibai, Maddi, Maialen, David, Mikel y Diego. En especial a Mikel, que nos

abandonó demasiado pronto pero me marcó con su calidez, alegría y esa pasión por las rapaces y, a Diego, quien ahora se ha convertido en un amigo más.

Quiero agradecer a “Primucci Team” y a Miguel Santillán. A Migue por su entusiasmo y pasión por lo que hace, que terminó contagiando esa motivación y hoy estoy dedicándole estas humildes líneas pero llenas de sentimientos. A “Primucci Team” porque es donde comencé a descubrir el gustito por las aves y la investigación gracias a todos esos días cargados de trabajo pero también risas y momentos compartidos.

También agradecerle a toda la gente del CECARA, “los cecareños” que han brindando su apoyo, colaboración y amistad a lo largo de los años, Maxi Galmes, Marquitos Reyes, Vani Rodriguez, Lau 25, Sole Liébana, a mamá Laura, Fer y los chiquis, Isa, Aiti, Luna, Estaban Cassullo, Carmencita Lopez, Andre Costán, Julieta Mallet, Mónica Pía, Ana e Iara Mansilla, Santiago Zuluaga, Maru Cabrera, Bea Miranzo, Espe Iranzo, Iris Callejas, Sergio, Debo Kloster, Juan Zanón, Joaquín Cereghetti, Fer Lopez y Emi Rebollo. También a Javier Seoane, Airam Rodriguez, Juan Trava, Lorenzo Pérez y Juanjo Negro.

Agradecer a mis amigos de siempre, las pibas y los pibes, por el aguante, los momentos compartidos y porque algunos en el afán de “ver qué hago” se animaron a venir al campo. Agradecer también por traer al grupo a bellos sobrinos y ni más ni menos que a mí ahijado, el Ale.

También quiero agradecer, aunque sus nombres no estén escritos, a todo el personal de Parque Luro, la gente de los campos y que circulaba por los caminos que muy amablemente se detenían para ver si necesitábamos ayuda y conversar un poco.

En último lugar pero igual de sentido a toda mi familia y al Gordo, por bancarme, colaborar y alentarme siempre a hacer lo que me gusta.

A todos MUCHISIMAS GRACIAS!!!

INDICE

| | |
|--|-----|
| Estructura de la tesis | 1 |
| CAPITULO 1. Introducción general | |
| Introducción | 5 |
| Agroecosistemas y biodiversidad: Argentina en el mundo | 5 |
| Las aves en el paisaje agrícola | 7 |
| Avifauna y cambios en el uso de suelo en La Pampa | 9 |
| Objetivo general | 12 |
| Hipótesis general | 12 |
| Especie objeto de estudio | 12 |
| Metodología general | 16 |
| Área de estudio | 16 |
| Trabajo de campo | 18 |
| Captura, marcaje e identificación de los individuos | 21 |
| Variables de hábitat: usos de suelo | 21 |
| Bibliografía | 24 |
| CAPITULO 2. Variación de la dieta del Halconcito colorado en un gradiente de intensificación agrícola del centro de Argentina | |
| Resumen | 40 |
| Introducción | 42 |
| Metodología | 44 |
| Resultados | 49 |
| Discusión | 57 |
| Bibliografía | 66 |
| CAPITULO 3. Patrón de ocupación de territorios de cría y ecología reproductiva del Halconcito colorado en ambientes naturales y agroecosistemas pampeanos | |
| Resumen | 75 |
| Introducción | 77 |
| Metodología | 81 |
| Resultados | 86 |
| Discusión | 101 |
| Bibliografía | 112 |
| Material suplementario | 121 |

CAPITULO 4. Estado de salud del Halconcito colorado en ambientes naturales y agroecosistemas pampeanos: ¿los usos del suelo afectan la condición física y la respuesta inmune de los individuos?

| | |
|--------------|-----|
| Resumen | 123 |
| Introducción | 125 |
| Metodología | 129 |
| Resultados | 133 |
| Discusión | 140 |
| Bibliografía | 148 |

CAPITULO 5. Variación en la actividad de la colinesterasa plasmática en pichones de Halconcito colorado a lo largo de un gradiente de intensificación agrícola

| | |
|--------------|-----|
| Resumen | 158 |
| Introducción | 160 |
| Metodología | 164 |
| Resultados | 167 |
| Discusión | 170 |
| Bibliografía | 174 |

CAPITULO 6. Conclusiones generales

| | |
|------------------------|-----|
| Conclusiones generales | 183 |
| Bibliografía | 190 |

| | |
|-------------------------------------|------------|
| ANEXO 1. Trabajo de respaldo | 191 |
|-------------------------------------|------------|

Estructura general de la tesis

La presente tesis se encuentra dividida en seis capítulos, los contenidos de cada uno de ellos se detallan a continuación.

Capítulo 1. Introducción general

El primer capítulo es una introducción general que aborda el marco teórico de la tesis. Se hace una descripción de los cambios de usos de suelo producidos en los agroecosistemas debido a la adopción de sistemas más intensivos y cómo afectan a la comunidad de rapaces. Se describe la situación en Argentina, las características de la especie estudiada, el Halconcito colorado (*Falco sparverius*), el área de estudio y la metodología general.

Capítulo 2. Variación de la dieta del Halconcito colorado en un gradiente de intensificación agrícola del centro de Argentina

En este capítulo se describe mediante el análisis de egagrópilas y restos presas la composición de la dieta de los pichones de Halconcito colorado durante la etapa reproductiva a lo largo de un gradiente de intensificación agrícola desde tierras de cultivo intensivo donde la soja cubre la mayor parte de la superficie, hasta bosques semiáridos naturales, con un área intermedia de agricultura más tradicional. Por otro lado, se evaluó el posible efecto de los diferentes usos de suelo presentes en un área de influencia en torno a cada caja nido sobre la composición de la dieta de la especie.

Capítulo 3. Patrón de ocupación de territorios de cría y ecología reproductiva del Halconcito colorado en ambientes naturales y agroecosistemas pampeanos

En este capítulo, se evaluó el efecto potencial del uso de la tierra (en el contexto de la intensificación agrícola) sobre el patrón de ocupación espacial de los territorios por parte del Halconcito colorado a lo largo del gradiente de intensificación agrícola planteado para el desarrollo de la tesis. Asimismo, se evaluó como varía el rendimiento reproductivo de esta especie a lo largo de dicho gradiente, teniendo en cuenta, los diferentes usos de suelo presentes en un área de influencia en torno a cada caja nido y la variabilidad en las precipitaciones en períodos críticos de su ciclo de reproducción. Además, se aporta información sobre aspectos generales de la ecología reproductiva del Halconcito colorado incluyendo sus parámetros reproductivos globales, fidelidad al nido, al área de estudio, dispersión natal y causas de fracasos reproductivos.

Capítulo 4. Estado de salud del Halconcito colorado en ambientes naturales y agroecosistemas pampeanos: ¿los usos del suelo afectan la condición física y la respuesta inmune de los individuos?

La disminución en la calidad del hábitat ligada a la intensificación agrícola puede afectar la salud de las aves que habitan los agroecosistemas. En el marco de la fuerte expansión de la agricultura intensiva en los agroecosistemas argentinos, en el presente capítulo se analizan posibles efectos de dicha intensificación sobre dos indicadores del estado de salud del Halconcito colorado. Particularmente, se evaluó si existen variaciones en el índice de condición física y la respuesta inmune en los pichones de Halconcito colorado a lo largo del gradiente de intensificación agrícola ya mencionado, teniendo en cuenta, los diferentes usos de suelo presentes en un área de influencia en torno a cada caja nido. A su vez, se evaluó si hay efecto particular de las precipitaciones sobre el índice de condición física de los pichones.

Capítulo 5. Variación en la actividad de la colinesterasa plasmática en pichones de Halconcito colorado a lo largo de un gradiente de intensificación agrícola

Debido a sus posibles efectos nocivos sobre la vida silvestre, uno de los aspectos más negativos de la intensificación en la producción agrícola es el uso masivo de agroquímicos. En este capítulo se analizó si existen indicios de exposición a agroquímicos inhibidores de colinesterasa en los niveles de actividad de la colinesterasa plasmática en pichones de Halconcitos colorados nacidos en agroecosistemas con distinto grado de intensificación agrícola en el centro de Argentina. Se evalúa además, la existencia de algún efecto de los diferentes usos de suelo presentes en el área de influencia en torno a cada caja nido. Al mismo tiempo se evalúan y presentan posibles valores de referencia de la actividad de colinesterasa para pichones aparentemente no expuestos a los efectos de contaminantes en la zona del bosque de Caldén.

Capítulo 6. Conclusiones generales

Finalmente se elaboraron conclusiones generales sobre los aspectos ecológicos y del estado de salud del Halconcito colorado en relación a los cambios de uso de suelo en la provincia de La Pampa.

Capítulo 1

Introducción general



INTRODUCCIÓN

Agroecosistemas y biodiversidad: Argentina en el mundo

La actividad agroganadera se ha convertido en el uso dominante de la tierra en gran parte del planeta, siendo una de las principales causas de cambio global (Foley et al. 2005). El área total cultivada en el mundo ha aumentado un 466 % desde 1700 a 1980 (Matson et al. 1997), ocupando actualmente el 40 % de la superficie terrestre (Foley et al. 2005). Debido al aumento de la población humana y al consecuente incremento en la demanda de alimentos, no hay perspectivas de que esta situación vaya a cambiar en las próximas décadas, por lo que cabe esperar que la superficie agrícola siga aumentando (Tilman et al. 2001, Carvalho 2006). Además de las transformaciones del medio que implica el proceso de reemplazo de la vegetación nativa original por cultivos y pastos para el ganado (expansión de la actividad agrícola), la propia actividad agrícola se ha ido transformando a medida que han ido mejorando las tecnologías asociadas a los sistemas productivos, lo que ha generado un proceso de intensificación en dicha producción (Matson et al. 1997, Foley et al. 2005). Esta intensificación incluye el uso de variedades de cultivos de alto rendimiento, muchas veces modificadas genéticamente, la puesta en riego de amplias extensiones previamente de secano, el uso intensivo de maquinaria y un uso creciente de productos agroquímicos que incluyen fertilizantes, pesticidas químicos y el uso de fármacos de uso veterinario (Matson et al. 1997, USDA 2000, Landers et al. 2012). La pérdida, modificación y fragmentación de los hábitats, debido a la expansión de la agricultura hacia tierras marginales y a la intensificación de las prácticas agrícolas, lleva aparejado un proceso de homogenización del paisaje agrícola por la pérdida de hábitats semi-naturales y marginales, ambientes que por su parte, podrían funcionar como corredores ecológicos, refugios de vida silvestre, hábitats de alimentación y sitios de reproducción (Bennett et al. 2006, Rodríguez y Wiegand 2009, Morelli 2013). Estos procesos se profundizan progresivamente por la reducción de la variabilidad de cultivos a medida que los más redituables económicamente se van imponiendo por la misma acción de los mercados. En consecuencia, se generan grandes extensiones de monocultivos donde anteriormente se podían encontrar ambientes naturales o matrices mixtas de producción con distintos cultivos y parches en barbecho o destinados a la ganadería, usos que rotaban periódicamente (Viglizzo 1994, Aizen et al. 2009).

La conversión de ambientes naturales en ambientes agrícolas afecta a gran parte de los procesos naturales que ocurren normalmente en dichos ambientes, en los que se ven también involucrados las especies de animales silvestres. Así, se puede modificar

desde el comportamiento individual o la dinámica poblacional hasta la composición de comunidades, ya que estas modificaciones del hábitat alteran las interacciones bióticas y los patrones de disponibilidad de recursos, afectando los procesos ecológicos y el funcionamiento de todo el ecosistema así como los bienes y servicios que éstos pueden proveer (Ghersa y Martínez Ghersa 1991, Ojima et al. 1994, McLaughlin y Mineau 1995, Matson et al. 1997, Hald 1999, Sala et al. 2000, Marshall et al. 2003, Carreño et al. 2012, Morelli 2013). Por este motivo, la conversión de ambientes naturales a tierras destinadas a cultivos es considerado como uno de los mayores impulsores de cambios en la biodiversidad en ambientes terrestres (Sala et al. 2000, Tilman et al. 2001, Benton et al. 2003, Foley et al. 2005, Butler et al. 2007).

Uno de los aspectos de la intensificación agrícola que despierta mayor preocupación entre científicos y en la sociedad en general es el uso masivo de agroquímicos. Estos agroquímicos incluyen fertilizantes, insecticidas y herbicidas que se emplean tanto para adicionar nutrientes (al ganado o al suelo) como para el control de plagas (Potter 1997, Tucker y Dixon 1997). A pesar de sus beneficios productivos, estos productos y sus residuos pueden alcanzar a los sistemas naturales y contaminar los acuíferos y el suelo, generar eutrofización de sistemas acuáticos e ingresar a la cadena alimentaria, donde pueden afectar negativamente la abundancia y diversidad de artrópodos, plantas y vertebrados (Watkinson et al. 2000, Dale et al. 2002, Berny 2007, Köhler y Triebkorn 2013, Astoviza et al. 2016) afectando incluso a la salud humana (Carvalho 2006, Gentile et al. 2012)

Aunque las prácticas asociadas a los usos de la tierra varían entre las diferentes regiones del mundo dependiendo de su historia, condiciones sociales, políticas, económicas y contexto ecológico (Defries et al. 2004, Foley et al. 2005, Zak et al. 2008), estos actores de cambio suelen ser más marcados en países subdesarrollados como es el caso de América del Sur (Soares-Filho et al. 2006, Hansen et al. 2008, Graesser et al. 2015). Al sur de la cuenca amazónica, sur de Brasil, la mayor parte de Paraguay y Argentina, el mayor motor de la deforestación y de la intensificación de la producción agrícola en las últimas décadas, ha sido la producción industrial de soja (Paruelo et al. 2005, Zak et al. 2008, Graesser et al. 2015). Argentina es un ejemplo extremo del proceso de homogenización del paisaje generado por esta producción agrícola industrial. A lo largo de los últimos siglos, la expansión de la ganadería, la extracción maderera y la agricultura transformaron con profundidad amplias zonas del país, especialmente los

pastizales pampeanos, las selvas Paranaenses, y los bosques xerófilos del Espinal y el Chaco (Brown et al. 2006). En las últimas décadas, la intensificación de las prácticas agrícolas ha permitido además la expansión agrícola a tierras tradicionalmente ganaderas. Históricamente, la actividad agrícola en la región pampeana se encontraba limitada a zonas óptimas en términos de clima y condiciones edáficas que permitían la implantación de cultivos, quedando de esa forma las zonas menos favorables bajo un régimen de explotación ganadera o agro-ganadera (Viglizzo 1994). En este último caso, la secuencia de implantación de cultivos seguía un sistema de rotación de cultivos y pasturas. Gracias a la incorporación de nuevas tecnologías y a un gradual pero marcado incremento de los precios de granos de oleaginosas en el mercado internacional (Zak et al. 2004, Grau et al. 2005), muchas zonas que empleaban sistemas mixtos se transformaron rápidamente en sistemas exclusivamente agrícolas. Entre 1960 y 1990 la superficie de las tierras agrícolas en Argentina se mantuvo relativamente estable, con alrededor de 22 millones de hectáreas. Sin embargo, entre 1990 y 2007, esta superficie aumentó en casi un tercio llegando a cubrir alrededor de 30 millones de hectáreas, superficie que se ha mantenido relativamente estable hasta 2017 (Aizen et al. 2009, Bolsa de Cereales de Buenos Aires 2017). Sin embargo, la superficie dedicada a la producción de soja creció constantemente desde mediados de los 70 cuando se introdujo al país, alcanzando 15 millones de hectáreas en 2006 (la mitad del total de tierras de cultivo del país, Aizen *et al.* 2009) y hasta 20 millones de hectáreas en 2017 (dos tercios del total de tierras de cultivo, Bolsa de cereales). Argentina es ahora el tercer mayor productor de soja junto con EE. UU. y Brasil (Grau et al. 2005).

Las aves en el paisaje agrícola

La intensificación agrícola ha generado una importante pérdida de la biodiversidad asociada a tierras de cultivo, evaluada en diferentes grupos taxonómicos (Benton et al. 2003, Butler et al. 2007, Rodríguez y Wiegand 2009). Sin embargo, sus efectos sobre la biodiversidad no son uniformes y varían en función tanto de la intensidad del uso del suelo (Reidsma et al. 2006) como de las características particulares de las especies involucradas (La Sorte 2006, Butler et al. 2007, Butet et al. 2010, Cooper Groves 2015). La evidencia más significativa sobre los efectos negativos de la agricultura sobre la biodiversidad ha sido el colapso de las poblaciones de aves en Europa a fines del siglo XX, en paralelo al proceso de intensificación agrícola en los sistemas productivos europeos (Fuller et al. 1995, Donald et al. 2001, Butler et al. 2007). Las consecuencias de

estas transformaciones sobre las aves han hecho que este grupo reciba una especial atención. En general, los efectos negativos de estas transformaciones sobre las aves aparecen cuando la disponibilidad del alimento o de hábitat se reducen, lo que se ve reflejado en la disminución tanto en la diversidad como en la abundancia (Hansen y Urba 1992, Chamberlain y Fuller 2000, Fox 2004, Serrano et al. 2005, Filloy y Bellocq 2007b, Carrete et al. 2009, Butet et al. 2010, Cartwright et al. 2014), así como en posibles reducciones en su distribución (Fuller et al. 1995, Cerezo et al. 2011) o incluso en extinciones locales de algunos taxones (Vargas et al. 2006, Azpiroz et al. 2012).

Las aves rapaces conforman un grupo polifilético dentro de las aves cuya posición como depredadores o carroñeros en los niveles tróficos más altos de las cadenas alimentarias los convierten en piezas clave de los ecosistemas ya que modelan y estructuran en forma de cascada descendente los niveles tróficos inferiores (Duffy 2002). Dadas sus bajas abundancias naturales, sus grandes requerimientos espaciales y su posición como depredadores tope, las aves de presa han demostrado que pueden ser particularmente sensibles a los cambios en los ecosistemas, como los producidos por la expansión e intensificación agrícola (Newton 1979, Sergio et al. 2005, Grande et al. 2018), siendo en ocasiones consideradas como bioindicadores de dichos cambios ambientales (Newton 1979, Sergio et al. 2005, Grande et al. 2018).

Las respuestas de las aves rapaces a los cambios en el uso de la tierra pueden ser tanto positivas como negativas. La sustitución de hábitats naturales por cultivos, por ejemplo, puede alterar completamente los patrones de abundancia de las aves rapaces al eliminar sus sustratos de cría o sus hábitats de alimentación (Canavelli et al. 2003, Sánchez-Zapata et al. 2003, Amar y Redpath 2005, Sarasola et al. 2008, Butet et al. 2010, Cardador et al. 2012), así como a través de incrementos en la mortalidad directa por intoxicación con plaguicidas (Goldstein et al. 1999) o asociada al uso de maquinaria para diversas actividades agrícolas (Arroyo et al. 2002). Alternativamente, los cambios producidos por la intensificación en las prácticas agrícolas pueden ser menos directos y afectar la disponibilidad de alimento (Amar et al. 2003) o a la salud de las aves a través de efectos subletales de los plaguicidas (Vergara et al. 2008). La reducción en la disponibilidad de alimento para las aves rapaces puede ocurrir si las prácticas agrícolas reducen la abundancia de especies presas o si se altera la posibilidad de acceso de las rapaces a dichas presas, por ejemplo por cambios en la estructura de la vegetación (Amar et al. 2003, Rodríguez et al. 2013). Esta disminución en la disponibilidad de presas puede

verse reflejada en una reducción del éxito reproductivo de las aves rapaces (Martin et al. 2010, Cartwright et al. 2014b, Costantini et al. 2014, Almasi et al. 2015) o bien en un empeoramiento del estado de salud de los individuos (Goldstein et al. 1999, Virani et al. 2011).

Sin embargo, y a pesar de esto, algunas especies de aves rapaces se podrían ver beneficiadas por los paisajes cultivados, a menudo asociados con la provisión de alimentos o recursos de reproducción en áreas donde antes eran escasos o donde estos no estaban disponibles, aumentando su abundancia y área de distribución (Balbotín et al. 2008, Carrete et al. 2009, Cardador et al. 2011, Sternalski et al. 2013, Murgatroyd et al. 2016a, b).

Avifauna y cambios en el uso de suelo en La Pampa: Región del Espinal y Llanuras pampeanas

El principal uso productivo de las Llanuras Pampeanas fue durante años la ganadería extensiva. Sin embargo, en los últimos cuarenta años los procesos de intensificación anteriormente mencionados se han ido desarrollando en la región de forma que los pastizales han sido substituidos por cultivos, quedando los primeros limitados a zonas marginales, inundables o donde los suelos o la climatología no hacen viable la agricultura (Ghersa y León 2001, Viglizzo et al. 2005). Estos cambios en el uso del suelo también fueron marcados en zonas de ecotono con la región del bosque del Espinal hacia el oeste.

En la actualidad, los remanentes de bosques en la Región fitogeografía del Espinal se encuentran inmersos en un mosaico formado por cultivos anuales, plantaciones forestales, tierras ganaderas, explotaciones mineras y áreas urbanas (Arturi 2006). Además de las presiones debidas a la extracción de madera, las diferencias en rentabilidad hicieron que en ciertas zonas los bosques sufrieran un fuerte desmonte para sembrar principalmente soja y plantaciones de eucaliptos (*Eucalyptus* spp.) en desmedro de la ganadería extensiva. En líneas generales, el distrito de Caldén en las provincias de La Pampa y San Luis, con suelos con menor aptitud agrícola, sufrieron principalmente del aprovechamiento forestal y ganadero. Hacia finales del siglo pasado, y debido a un cambio en el régimen de precipitaciones, la agricultura avanzó hacia el oeste de la provincia de La Pampa y sureste de Buenos Aires, transformando el caldenal y las zonas de transición con el monte por cultivos (Arturi 2006, González-Roglich et al. 2015)

El avance de los sistemas productivos sobre la región Pampeana y el Espinal ha modificado la composición y abundancia original de especies en las comunidades

vegetales y animales (Viglizzo et al. 2005, Arturi 2006, Roberto y Carreño 2018). Si bien no se sabe con exactitud los efectos que la intensificación en la agricultura podrían tener sobre las comunidades de aves, muchas especies de aves de pastizal se han visto afectadas negativamente por la pérdida de hábitat o por efectos del aumento del pastoreo (Zalba y Cozzani 2004, Filloy y Bellocq 2007b, Cozzani y Zalba 2008, Isacch y Cardoni 2011, Cardoni et al. 2012).

Como se ha mencionado, algunas especies de aves parecen beneficiarse de la introducción de nuevos elementos en los agroecosistemas, como fue el caso de la introducción de especies arbóreas para generar sombra y cortinas de viento para el ganado, las casas y galpones de las estancias (Ghersa y León 2001, Zalba y Villamil 2002, Sarasola y Negro 2006, Codesido et al. 2011, 2013; Weyland et al. 2014). Entre las especies que aprovecharon este recurso novedoso encontramos al Hornero (*Furnarius rufus*) (Daguerre 1936), Aguilucho langostero (*Buteo swainsoni*) (Sarasola y Negro 2006), Calandria común (*Mimus saturninus*), Benteveo (*Pitangus sulphuratus*), Zorzal colorado (*Turdus rufiventris*) (Weyland et al. 2014) y también especies consideradas plagas para la agricultura como la Cotorra (*Myiopsitta monachus*) (Bucher y Aramburú 2014), Paloma picazuro (*Patagioenas picazuro*) y Torcaza (*Zenaida auriculata*) (Bucher y Ranvaud 2006, Bilenca et al. 2012).

En la región del Espinal también se registraron cambios en la avifauna debido a los cambios en el uso del suelo, en donde la riqueza de especies disminuyó al disminuir el tamaño de los parches de bosque (Bucher et al. 2001, Calamari y Zaccagnini 2007). Lo mismo podría suceder con la provisión de los servicios ecosistémicos por parte de las aves al desaparecer los remanentes de hábitat naturales y semi-naturales (Gavier-Pizarro et al. 2012). En este sentido, los autores evaluaron cómo ciertas especies de aves tales como la Tijereta (*Tyrannus savana*), Pecho colorado (*Sturnella superciliaris*), Carancho (*Caraca plancus*) y Chimango (*Milvago chimango*) que actúan como controladoras de plagas en los agroecosistemas a través de regular las densidades de las especies conflictivas responden diferencialmente a la intensificación y expansión de la agricultura y en consecuencia cómo se podrían ver afectados los servicios proporcionados al afectarse las densidades de dichas especies.

En cuanto a las aves rapaces, en diversas partes del mundo se ha documentado el efecto de la intensificación agrícola sobre este grupo; sin embargo, son escasos los estudios que han abordado esta temática en Argentina. La deforestación para el cultivo de soja y la ganadería extensiva han reducido la superficie original del Espinal en un 70

% (SA y DS 2007), lo cual representa una gran amenaza y ha sido identificada como una de las principales causas de la retracción de especies como el Águila coronada (*Buteogallus coronatus*) en Argentina, Brasil y Paraguay (Collar et al. 1992, Fandiño y Patusso 2013). La mayoría de los estudios realizados para evaluar estos efectos consideran los ensambles de aves y sus patrones de distribución y abundancia (Codesido et al. 2011, 2013; Weyland et al. 2014). En líneas generales las comunidades de aves rapaces están empobrecidas en los agroecosistemas (Travaini et al. 1995, Filloy y Bellocq 2007b, Carrete et al. 2009, Schrag et al. 2009, Goijman et al. 2015) y dentro de éstos, son menos diversas y abundantes en zonas de producción agrícola que en zonas de pastizal (Travaini et al. 1995, Leveau y Leveau 2002, Filloy y Bellocq 2007b, Carrete et al. 2009, Schrag et al. 2009, Cerezo et al. 2011, Gavier-Pizarro et al. 2012). Algunos de estos estudios indican que en zonas de las Llanura pampeana las especies de rapaces que se reproducen en el suelo, como el Gavilán planeador (*Circus buffoni*) o el Búho de orejas cortas (*Asio flammeus*), han sufrido importantes retracciones en su distribución, no siendo detectados en una parte importante de los departamentos muestreados en la provincia de Buenos Aires. Estos resultados posiblemente se explican por la transformación de grandes extensiones de pasturas semi-naturales en cultivos intensivos y a la reducción de los márgenes de los campos (Codesido et al. 2011). Un monitoreo a largo plazo de las comunidades de aves durante el proceso mostró que incluso un depredador generalista ampliamente distribuido en las tierras agrícolas pampeanas, como el Carancho, disminuyó en número junto con el proceso de intensificación, aunque otra especie generalista, el Chimango pareció favorecerse por el mismo proceso (Gavier-Pizarro et al. 2012).

A pesar de estos resultados, no existe información relativa a los factores que de forma directa están determinando estos patrones espaciales de distribución de las especies de aves rapaces. Es decir, no solo se desconocen los factores que determinan la ocupación del espacio, sino que también se desconocen los parámetros demográficos (éxito reproductivo y supervivencia) de estas especies en los agroecosistemas o los factores que pueden estar modulándolos. Esto es muy importante ya que, en última instancia, los valores de estos parámetros demográficos, serán lo que determinará la persistencia (o no) de sus poblaciones en el tiempo (Trejo 2007).

Si bien se ha comenzado a explorar el estado de salud de algunas especies de aves rapaces en cuanto a presencia de parásitos y patógenos (Saggese 2007) y a la intoxicación

de pesticidas (Goldstein et al. 1999), la interacción entre la alteración del hábitat y los parámetros demográficos o el estado de salud de estas especies permanece hasta la actualidad totalmente inexplorada. Por lo tanto, la realización de estudios que impliquen el monitoreo de la adecuación ecológica o *fitness* de estas especies de aves rapaces en relación a los tipos de cultivo y la exposición a pesticidas es fundamental para explicar los patrones de ocupación del espacio e identificar los factores limitantes que de manera directa determinan dichos patrones. Esta información, permitiría delimitar los efectos y costos de las transformaciones del hábitat sobre los individuos y sus poblaciones.

Objetivo General

Analizar los efectos de la intensificación agrícola sobre los parámetros demográficos y la salud de las aves de presa utilizando como modelo de estudio al Halconcito colorado (*Falco sparverius*) a lo largo de un gradiente de usos de suelo en la provincia de La Pampa.

Hipótesis general

La intensificación en las prácticas agrícolas afecta a la dieta, la abundancia, el éxito reproductor, la supervivencia y el estado de salud de las aves de presa.

Especie objeto de estudio: Halconcito colorado

El Halconcito colorado, es un pequeño halcón (110g) perteneciente al orden de los Falconiformes y a la familia Falconidae. El Halconcito colorado es quizás el ave de presa más común a lo largo de su rango de distribución (Fig. 1). Con la excepción de la tundra y algunas áreas de la cuenca del Amazonas y el litoral brasileño, se lo puede encontrar a lo largo de toda América en una gran diversidad de ambientes desde el norte de Canadá hasta Tierra del Fuego, incluidas ciudades densamente pobladas (Ferguson–Lees y Christie 2001, Smallwood y Bird 2002). Hasta el momento se reconocen diecisiete subespecies a lo largo de todo su rango de distribución (Smallwood y Bird 2002) habitando en Argentina *F. sparverius cinnamominus*. La especie es migradora en el centro y norte de América del Norte, disminuyendo este comportamiento hacia el sur. En Argentina, es considerada residente (aunque no existen proyectos de marcado de individuos que lo acrediten) y se distribuye en todo el país ocupando prácticamente todos los hábitats, siendo especialmente abundante en agroecosistemas y otras áreas abiertas (Donazar et al. 1993, de la Peña y Rumboll 1998, Narosky y Yzurieta 2003).

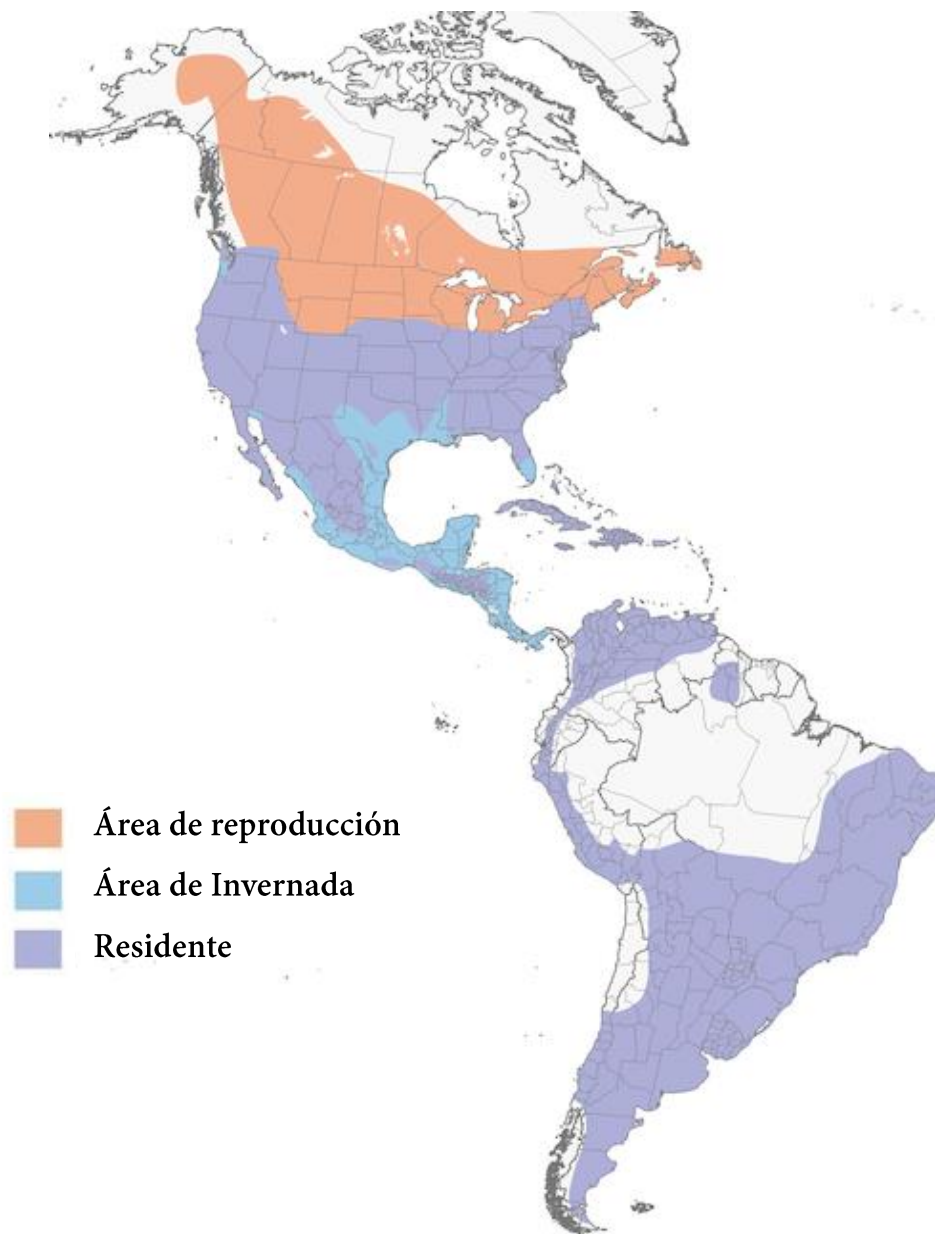


Figura 1. Mapa de distribución mundial del Halconcito Colorado (*Falco sparverius*). Las zonas en color naranja y azul representa el área de reproducción e invernada respectivamente de las poblaciones migradoras de la especie. Las zonas en color violeta representan las áreas donde la especie se considera residente (BirdLife 2018).

Presenta dimorfismo sexual en el patrón de su coloración y tamaño (Fig.2), siendo las hembras las de mayor tamaño (Smallwood y Bird 2002). El macho posee alas color gris azuladas y una cola rojiza con una sola banda negra subterminal amplia y punta blanca o rufa (aunque existe cierta variación en este carácter). Las partes inferiores del cuerpo presentan una coloración pálida a rosa o naranja, con motas en el pecho y barrado variable en la parte inferior de las alas. En la hembra, las alas y la cola son marrón-rojizo

con bandas negras con una banda subterminal más gruesa. Las partes inferiores de las hembras son color crema, fuertemente veteadas verticalmente de marrón. Dentro de cada sexo, el juvenil se parece mucho al adulto (Smallwood y Bird 2002). Ambos sexos presentan una franja negra vertical a través de la región malar, otra a través de la región auricular y una tercera marca negra más corta en el borde de la nuca que sugieren "manchas oculares" u ocelos desde la vista dorsal (Negro et al. 2004). Tienen la corona de la cabeza azul grisácea, con la parte superior de la cabeza rufa y en algunas subespecies, como la que se encuentra en Argentina, estrías negras que son más marcadas en los juveniles.

La especie es considerada como un depredador generalista-oportunista que se alimenta principalmente de insectos y pequeños vertebrados a lo largo de toda su distribución (Del Hoyo et al. 1994, Ferguson–Lees y Christie 2001, Smallwood y Bird 2002). Es un usuario adoptador de cavidades para nidificar (no posee la habilidad de construirlas), que puede utilizar cavidades en árboles (naturales o excavadas) o en roca, nidos de otras especies como Cotorras (De Lucca 1992) o Cacholote castaño (*Pseidoseisura lophotes*) y también cavidades de origen antrópico incluyendo cajas nido (De Lucca 1992, Del Hoyo et al. 1994, Smallwood y Bird 2002).

Ésta última característica junto con su posición como depredador tope y su abundancia en agroecosistemas, hacen al Halconcito colorado un modelo ideal de estudio, ya que permite monitorear un elevado número de individuos con relativamente poco esfuerzo (Katzner et al. 2005) y realizar comparaciones con diversos estudios realizados a lo largo de su rango de distribución.



Figura 2. Vista dorsal de una hembra (izq.) y macho (der.) adultos de Halconcito Colorado (*Falco sparverius*).

La mayor parte del conocimiento sobre la ecología del Halconcito colorado proviene de estudios realizados en América del Norte y Central que incluyen aspectos desde su biología reproductiva, cuidado parental, comportamiento, aspectos migratorios, hábitos tróficos, respuesta inmune, análisis de diversos contaminantes y estresores hasta efectos del cambio climático sobre la fenología de la especie tanto en nidos naturales como en cajas nido (Balgooyen 1976; Smallwood 1987, 1988; Varland y Loughin 1993, Hartmut 1997, Dawson y Bortolotti 2000, Tella et al. 2000, Smallwood y Bird 2002, Farmer et al. 2009, Smallwood et al. 2009a, Heath et al. 2011, Strasser y Heath 2013, Smith et al. 2017). Sin embargo, resultan escasos los estudios para América del Sur y en especial para Argentina, donde la mayoría de los trabajos describen sus hábitos tróficos (Yañez et al. 1980; Figueroa Rojas y Corales Stappung 2002, 2004; Sarasola et al. 2003, Castro Cabral et al. 2006, Zilio 2006, Santillán et al. 2009) o algunos aspectos de su biología reproductiva pero en general con muy bajos tamaños muestrales (Balgooyen 1989, De Lucca y Saggese 1993, Liébana et al. 2009).

Aunque como resultado de su amplia distribución y abundancia, posiblemente sea el ave rapaz más abundante de América (Balgooyen 1976), evidencias recientes indican que su número está disminuyendo en diversas áreas de América del Norte (Smallwood et al. 2009a, McClure et al. 2017). Aunque las razones para este declive poblacional aún no están claramente establecidas, los efectos de la intensificación agrícola se encuentran entre los factores con mayores probabilidades de explicar dichos declives debido al uso de pesticidas y a la pérdida y modificación del hábitat (Smallwood et al. 2009a, McClure et al. 2017). Si bien en Argentina podrían estar operando los mismos factores, los resultados de algunos trabajos donde se evalúa la presencia y abundancia de la especie en ambientes agrícolas del país, dan resultados contradictorios. Aunque tradicionalmente ha sido vinculado a los agroecosistemas, algunos estudios sugieren que la especie prefiere pastizales y evita o es menos común en tierras de cultivo (Travaini et al. 1995, Leveau y Leveau 2002, Filloy y Bellocq 2007a), lo que sugeriría que la especie podría verse afectada negativamente por los procesos de expansión e intensificación agrícola. Otros estudios sugieren que es más abundantes en tierras de cultivo (Carrete et al. 2009, Schrag et al. 2009) e incluso favorecido por la cobertura de soja (Goijman et al. 2015).

METODOLOGÍA GENERAL

Área de estudio

El área de estudio se ubicó en la provincia de La Pampa, específicamente en el sector centro y noreste de dicha provincia e incluyó la zona de transición de la región fitogeográfica del Espinal con las Llanuras Pampeanas. El área de estudio comprendió aproximadamente 14.700 km² de agroecosistemas y bosques nativos (Fig. 3). Al igual que se evidenció en otras zonas del país, en las últimas décadas la superficie de tierra destinada a la siembra de soja en La Pampa aumentó drásticamente. Particularmente en el límite noreste de la provincia, donde es el cultivo principal y cubre la mayoría de las tierras agrícolas, donde inicialmente se sembraban 38.200 ha en los últimos 15 años ha alcanzado las 553.000 ha (Agroindustria 2018). Hacia el sudoeste de la provincia, las precipitaciones y la calidad del suelo disminuyen y así las tierras de cultivo intensivas son progresivamente reemplazadas por sistemas productivos mixtos (rotación de cultivos y ganado), junto con algunos parches de bosque de Caldén (*Prosopis caldenia*). Más al sur y al oeste, las tierras mixtas se convierten en bosques de Caldén y en pastizales dedicados principalmente a la producción de ganado.

Los muestreos del presente trabajo se han realizado en tres áreas diferentes (Fig. 3 y 5). La Reserva Provincial de Parque Luro (RPPL) (7,600 ha, 36°55'S, 64°16'O), es una reserva provincial compuesta en gran parte de su superficie por bosque natural de Caldén. La reserva está ubicada en el centro-este de La Pampa y a 35 km al sur de la capital de la provincia. Constituye parte de la región fitogeográfica del Espinal, distrito del Caldén (Cabrera 1976). En la reserva, además de los bosques de Caldén, que presentan características estructurales diferentes en función de las condiciones edáficas y del historial de perturbaciones (naturales y antrópicas) de cada zona, se pueden observar áreas abiertas de pastizales naturales y áreas perturbadas por la presencia de visitantes, caminos de accesos e infraestructuras edilicias (zona dedicada al turismo, Sarasola *et al.* 2005).

La segunda área de muestreo, denominada de ahora en adelante Agrícola Tradicional (AT) (228,800ha, 36°10'S, 64°9'O) debido al sistema de producción dominante se sitúa aproximadamente en el entorno de las rutas nacionales 5 y 35 y las rutas provinciales 7 y 10, con el centro de su distribución ubicada aproximadamente a 70 km de la capital de la provincia. Representa la zona de ecotono entre la región fitogeográfica del Espinal y las Llanuras Pampeanas. En la actualidad los pastizales naturales y el bosque de Caldén se encuentran casi en su totalidad reemplazados por

cultivos y pasturas implantadas para uso ganadero con sistemas de producción relativamente tradicionales y mixtos, con algunos parches pequeños y aislados de los ambientes originales (SA y DS 2007, Lorda et al. 2008). En esta área, es esperable que el uso de pesticidas sea bajo, excepto en ocasiones puntuales de irrupción de plagas.

La última área de muestreo, llamada Agrícola Intensiva (AI) (60,000ha, 35°16'S, 63°41' O), se encuentra en el noreste de la provincia de La Pampa, situada en las cercanías de la localidad de Intendente Alvear y la localidad de Ceballos, aproximadamente a 180 km de la capital de la provincia. Esta área forma parte de la región de la Llanura Pampeana, más precisamente dentro de la subregión de la Pampa interior Oeste. Esta área se halla transformada prácticamente en su totalidad, predominando actualmente un sistema de explotación agrícola basado en el cultivo intensivo de soja por métodos de siembra directa. En menor medida se implantan trigo (alternado generalmente con soja en un mismo año), girasol y maíz, con algunas parcelas de pasturas seminaturales o implantadas para el ganado, y con la presencia de arboledas alrededor de los asentamientos (Stella et al. 2017). En esta área previsiblemente el uso de pesticidas sea elevado, debido al cultivo intensivo de soja transgénica.

El clima en el área de estudio es templado semiárido a subhúmedo, la humedad aumenta desde el centro suroeste hacia el noreste, la precipitación anual media oscila entre ~ 350 a ~ 850 mm, la cual cae principalmente en primavera y verano (Lorda et al. 2008).

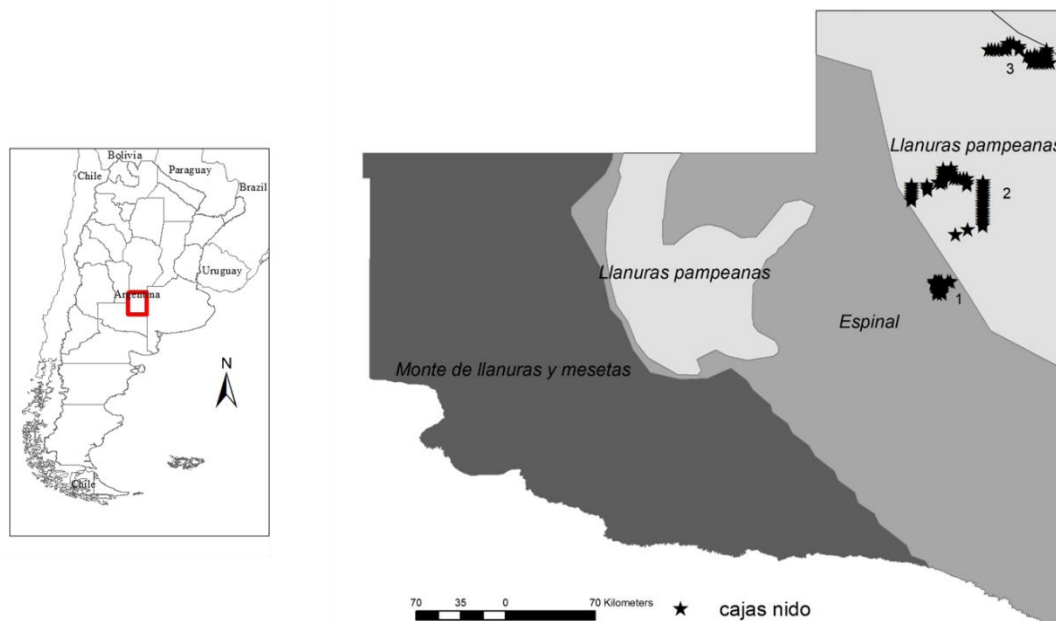


Figura 3. Ubicación de las principales áreas de muestreo en la esquina central y noreste de la provincia de La Pampa, Argentina (1.RPPL, Reserva Provincial Parque Luro, 2.AT, Agrícola tradicional, 3.AI, Agrícola intensiva).

Trabajo de campo

El trabajo de campo implicó el monitoreo reproductivo del Halconcito colorado a través del uso de cajas nido previamente instaladas en las tres áreas de muestreo (Fig. 4). En total se emplearon 104 cajas distribuidas entre las tres zonas: 24 en la Reserva provincial Parque Luro, 50 en el área agrícola tradicional y 30 en el área agrícola intensiva (Fig.5). Las cajas nidos fueron construidas de madera fenólica y siguiendo el modelo propuesto por Bortolotti (1994) e instaladas a intervalos regulares de 2 kilómetros unas de otras, distancia suficiente para maximizar el número de cajas nido ocupadas en el área (Smallwood & Bird 2002). Las cajas nido se colocaron aproximadamente a 4 metros de altura en postes de las líneas eléctricas y en algunos árboles (solo en la Reserva Provincial Parque Luro).

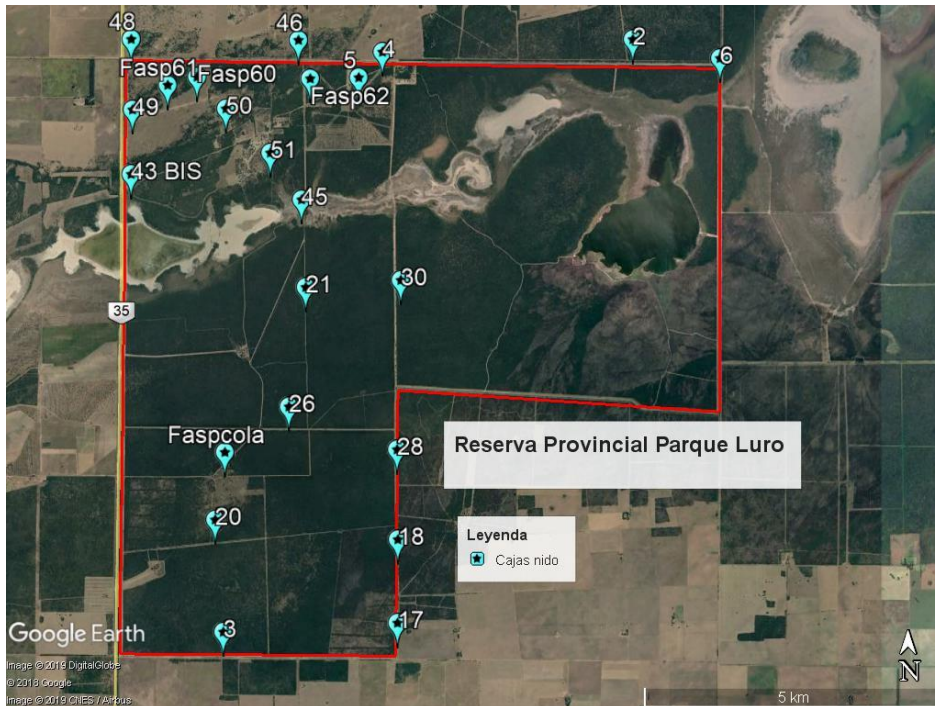
Cada año, durante los meses invernales (abril a agosto) y antes del comienzo de la época reproductiva, las cajas nido se limpiaron y acondicionaron agregando aserrín para formar una “cama” en el fondo de la caja nido. A lo largo de la temporada de cría las cajas nido se revisaron periódicamente para poder cumplir con los diferentes objetivos del trabajo. Todos los años las cajas nido se visitaron a partir de principios de octubre con el fin de determinar su ocupación por parejas reproductoras, así como para intentar la captura y el marcaje de los individuos. Las visitas se realizaron cada tres o cuatro días

alternando los periodos de visita a cada zona de estudio hasta que se pudo determinar la fecha aproximada de puesta. Posteriormente se realizaron visitas una vez concluido el período estimado de incubación (promedio de 30 días; Smallwood y Bird 2002) para evaluar el número de pichones que nacían y otra vez, cuando los pichones tenían alrededor de 20-25 días de edad, para el marcaje de los mismos. El número de pichones presentes en esta última visita fue considerado el número de pichones que volaban (salvo que después se encontraran evidencias de lo contrario).

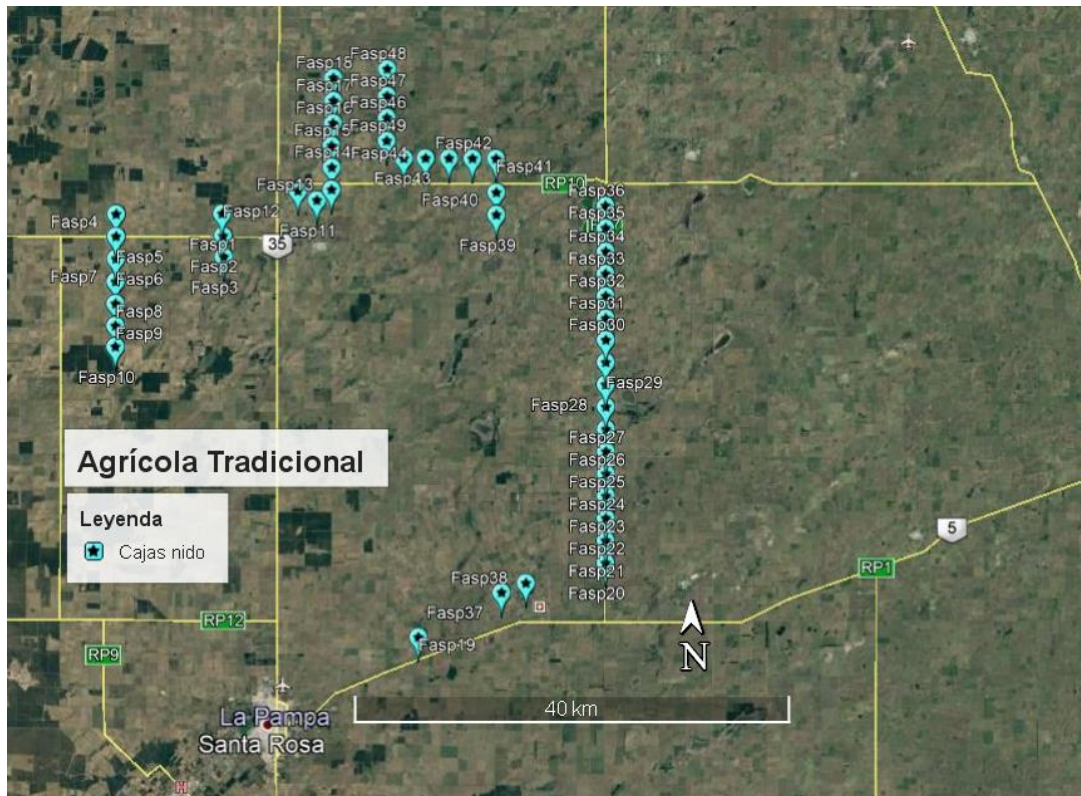


Figura 4. Caja nido de madera instalada en un poste de la línea eléctrica.

a)



b)



c)

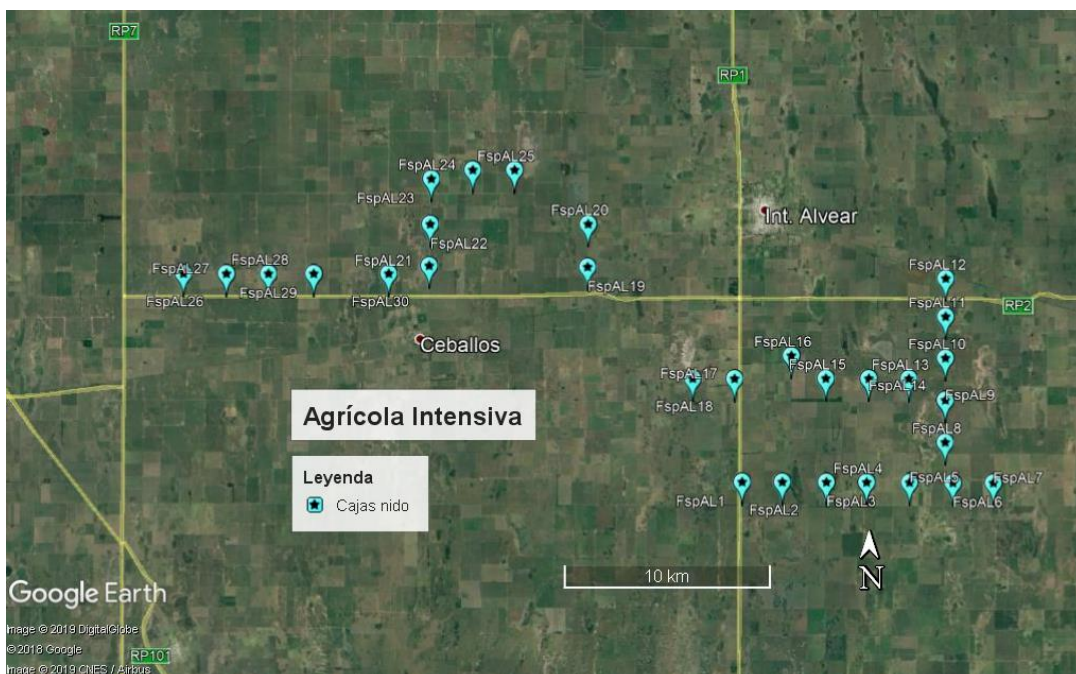


Figura 4. Imágenes satelitales extraídas de Google Earth® para mostrar la disposición de las cajas nido en las diferentes áreas de muestreo en la provincia de La Pampa a) Reserva Provincial Parque Luro, b) Agrícola tradicional, c) Agrícola intensiva.

Captura, marcaje e identificación de los individuos

Durante los meses previos al inicio de la temporada reproductiva se procedió a la identificación de los integrantes de las parejas reproductivas para poder determinar en los casos en que fue posible, parámetros como la fidelidad a la caja nido y a la pareja. Para ello se realizaron capturas de adultos en el entorno de las cajas nido entre el año 2011 y 2016. Se utilizaron trampas-bal chatri y cepos-malla utilizando como cebo ratones vivos (Berger y Mueller 1959). A su vez, a lo largo de la etapa reproductiva se capturó a los adultos que se hallaban incubando o al resguardo de pichones recién nacidos. Los pichones fueron anillados en cada caja nido entre los 20-25 días de edad antes de que abandonaran el nido. Todos los individuos (adultos y pichones) fueron anillados con anillas de metal con codificación numérica y dirección de remito correspondiente al Centro Nacional de Anillado de Aves (CNAA, Instituto Miguel Lillo, Tucumán). Adicionalmente, los individuos fueron marcados también con anillas de PVC formando códigos de color o con códigos alfanuméricos que permitieron posteriormente su identificación a distancia y sin necesidad de recaptura mediante el uso de binoculares o telescopio (Fig. 6).

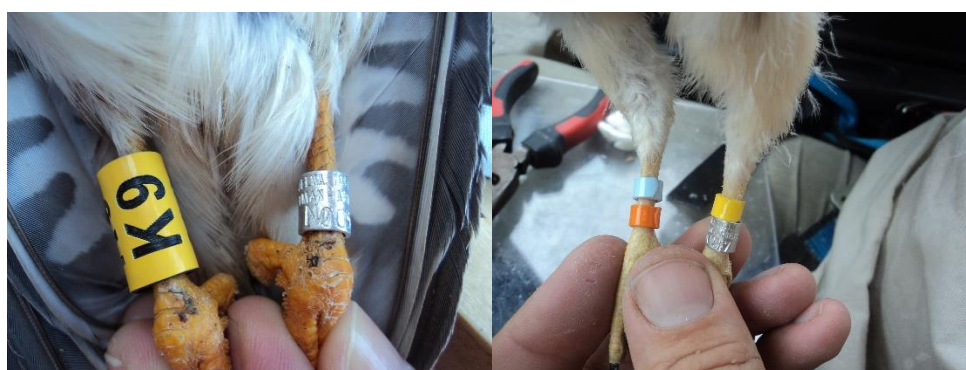


Figura 6. Individuos con anillos de aluminio y con anillos de PVC alfanuméricos a la izquierda y con PVC formando códigos de color a la derecha.

Variables de hábitat: usos de suelo

Debido a que el área de estudio presenta variaciones en cuanto al uso de la tierra y, con el objetivo de determinar los efectos de la intensificación agrícola sobre la ecología del Halconcito colorado, se identificaron para cada una de las cajas nido un área de influencia de 500 m de radio (tamaño aproximado de los territorios de la especie, Katzner et al. 2005, Smallwood et al. 2009b) centrado en cada una de ellas. En cada una de estas áreas circulares se determinó la superficie cubierta por cada tipo de uso de suelo o de diferentes

coberturas. Para ello, se empleó una imagen de Google Earth® georreferenciada de cada caja nido y luego con ayuda del programa ArcGis® Versión 9.3 (ESRI) se creó un sistema de información geográfica (SIG), en donde se digitalizaron todos los polígonos correspondientes a cada lote dentro del área buffer. Una vez en el campo, se registró el uso de suelo correspondiente a cada polígono individual para así poder obtener las superficies en hectáreas ocupadas por los mismos (ejemplo Fig.7)

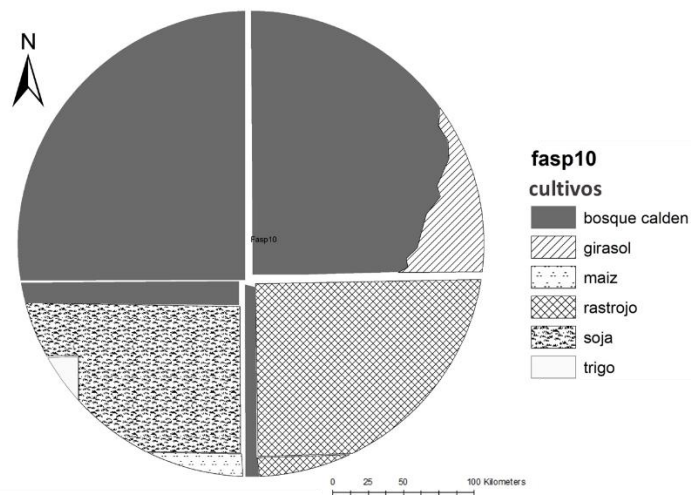


Figura 7. Ejemplo de evaluación de las superficies dedicadas a cada uno de los usos de suelo en un área de influencia circular de 500 m de radio alrededor de una caja nido.

Se tuvieron en cuenta los siguientes tipos de cobertura: bosque de Caldén, arboleda exótica (de Eucalipto y Olmo *Ulmus pumila*), soja, pastizal (natural o implantado, y bordes con vegetación natural), girasol, maíz, cereales (trigo y centeno), rastrojos (incluidos los campos arados y en barbecho) y zona peridoméstica (áreas destinadas a diversas actividades humanas como casas, galpones). Se consideró como variable indicadora de la intensificación agrícola al porcentaje de soja presente en cada parcela circular. Para la Reserva provincial Parque Luro, se obtuvo la cobertura de los diferentes usos y estructuras de la vegetación de la capa provista por SA y DS (2007). Los usos de suelo en áreas agrícolas fuera de la reserva también se registraron visualmente en el campo.

Así mismo, y como algunos usos cambian a medida que avanzaba la temporada de cría, se registraron las diferentes coberturas en dos momentos del período de reproducción: primero en la etapa de puesta de huevos e incubación temprana (finales de

septiembre-octubre), y una segunda evaluación durante el período de crianza de pichones (mediados de noviembre-diciembre).

BIBLIOGRAFIA

- Agroindustria (2018). Estimaciones agrícolas. *Ministerio de Agroindustria*. [En línea.] Disponible en <http://datosestimaciones.magyp.gob.ar/reportes.php?reporte=Estimaciones>.
- Aizen, M. A., L. A. Garibaldi, y M. Dono (2009). Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecología Austral* 19:45-54.
- Almasi, B., P. Béziers, A. Roulin, y L. Jenni (2015). Agricultural land use and human presence around breeding sites increase stress-hormone levels and decrease body mass in barn owl nestlings. *Oecologia* 179:89-101.
- Amar, A., S. Redpath, y S. Thirgood (2003). Evidence for food limitation in the declining hen harrier population on the Orkney Islands, Scotland. *Biological Conservation* 111:377-384.
- Amar, A., y S. M. Redpath (2005). Habitat use by Hen Harriers *Circus cyaneus* on Orkney: implications of land-use change for this declining population. *Ibis* 147:37-47.
- Arroyo, B. E., J. T. García, y V. Bretagnolle (2002). Conservation of the Montagu's harrier (*Circus pygargus*) in agricultural areas. *Animal Conservation* 5:283-290.
- Arturi, M. (2006). Ecorregión Espinal. En *La situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida silvestre, Buenos Aires, pp. 240-260.
- Astoviza, M. J., N. Cappelletti, C. Bilos, M. C. Migoya, y J. C. Colombo (2016). Massive airborne Endosulfan inputs related to intensive agriculture in Argentina's Pampa. *Chemosphere* 144:1459-1466.
- Azpiroz, A. B., J. P. Isacch, R. a. Dias, A. S. Di Giacomo, C. S. Fontana, y C. M. Palarea (2012). Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: A review. *Journal of Field Ornithology* 83:217-246.
- Balbotín, J., J. J. Negro, J. H. Sarasola, J. J. Ferrero, y D. Rivera (2008). Land-use changes may explain the recent range expansion of the Black-shouldered Kite *Elanus caeruleus* in southern Europe. *Ibis* 150:707-716.
- Balgooyen, T. G. (1976). Behavior and ecology of the American Kestrel (*Falco sparverius* L.) in the Sierra Nevada of California.

- Balgooyen, T. G. (1989). Natural history of the American Kestrel in Venezuela. *Journal of Raptor Research* 23:85-93.
- Bennett, A. F., J. Q. Radford, y A. Haslem (2006). Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation* 133:250-264.
- Benton, T. G., J. A. Vickery, y J. D. Wilson (2003). Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18:182-188.
- Berger, D. D., y H. C. Mueller (1959). The bal-chatri: a trap for the birds of prey. *Bird-banding* 30:18-26.
- Berny, P. (2007). Pesticides and the intoxication of wild animals. *Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics* 30:93-100.
- Bilenca, D., M. Codesido, C. González Fischer, L. Pérez Carusi, E. Zufiaurre, y A. Abba (2012). Impactos de la transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 2:189-198.
- BirdLife, I. (2018). *Falco sparverius*. IUCN Red List for birds. www.birdlife.org.
- Bolsa de Cereales de Buenos Aires, D. de E. A. (2017). Bolsa de Cereales de Buenos Aires.
- Bortolotti, G. R. (1994). Effect of nest-box size on nest-site preference and reproduction in American Kestrels. *Journal of Raptor Research* 28:127-133.
- Brown, A., U. Martínez Ortiz, M. Corcuera, y J. Acerbi (2006). La situación ambiental Argentina 2005. Fundación Vida silvestre, Buenos Aires.
- Bucher, E. H., B. Costa Gorriz, y G. C. Leynaud (2001). Bird diversity and forest fragmentation in the semiarid espinal woodland of Córdoba, Argentina. *Boletín de la Academia Nacional de Ciencias*:117-124.
- Bucher, E. H., y R. D. Ranvaud (2006). S31-4 Eared dove outbreaks in South America: patterns and characteristics. *Acta Zoologica Sinica* 52:564-567.
- Bucher, E. H., y R. M. Aramburú (2014). Land-use changes and monk parakeet expansion in the Pampas grasslands of Argentina. Article in *Journal of*

Biogeography. <https://doi.org/10.1111/jbi.12282>

- Butet, A., N. Michel, Y. Rantier, V. Comor, L. Hubert-Moy, J. Nabucet, y Y. Delettre (2010). Responses of common buzzard (*Buteo buteo*) and Eurasian kestrel (*Falco tinnunculus*) to land use changes in agricultural landscapes of Western France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 138:152-159.
- Butler, S. J., J. A. Vickery, y K. Norris (2007). Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Science* 315:381-384.
- Cabrera, Á. L. (1976). Regiones fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Segunda Edición. Tomo II fascículo I. Ed. Acme.
- Calamari, N. C., y M. E. Zaccagnini (2007). Respuesta de las aves a la fragmentación del monte nativo entrerriano. Implicancias para la conservación y agricultura sustentable. En *Agricultura Sustentable en Entre Ríos*. (O. P. Caviglia, O. F. Paparotti y M. C. Sasal, Editores). Ediciones INTA, Buenos Aires, pp. 119-126.
- Canavelli, S. B., M. J. Bechard, B. Woodbridge, M. N. Kochert, J. J. Maceda, y M. E. Zaccagnini (2003). Habitat use by Swainson's hawks on their austral wintering grounds in Argentina. *Journal of Raptor Research* 37:125-134.
- Cardador, L., E. Planas, A. Varea, y S. Mañosa (2012). Feeding behaviour and diet composition of Marsh Harriers *Circus aeruginosus* in agricultural landscapes. *Bird Study* 59:228-235.
- Cardador, L., M. Carrete, y S. Mañosa (2011). Can intensive agricultural landscapes favour some raptor species? The Marsh harrier in north-eastern Spain. *Animal Conservation* 14:382-390.
- Cardoni, D. A., J. P. Isacch, y O. Iribarne (2012). Effects of cattle grazing and fire on the abundance, habitat selection, and nesting success of the Bay-capped Wren-Spinetail (*Spartonoica maluroides*) in Coastal Saltmarshes of the Pampas Region. *The Condor* 114:803-811.
- Carreño, L., F. C. Frank, y E. F. Viglizzo (2012). Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:68-77.
- Carrete, M., J. L. Tella, G. Blanco, y M. Bertellotti (2009). Effects of habitat

- degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biological Conservation* 142:2002-2011.
- Cartwright, S. J., M. A. C. Nicoll, C. G. Jones, V. Tatayah, y K. Norris (2014). Agriculture modifies the seasonal decline of breeding success in a tropical wild bird population. *Journal of Applied Ecology* 51:1387-1395.
- Carvalho, F. P. (2006). Agriculture, pesticides, food security and food safety. *Environmental Science and Policy* 9:685-692.
- Castro Cabral, J., M. A. M. Granzinoli, y J. C. Motta (2006). Dieta do quiriquirei, *Falco sparverius* (Aves: Falconiformes), na Estação Ecológica de Itirapina, SP. *Revista Brasileira de Ornitologia* 14:393-399.
- Cerezo, A., M. C. Conde, y S. L. Poggio (2011). Pasture area and landscape heterogeneity are key determinants of bird diversity in intensively managed farmland. *Biodiversity and Conservation* 20:2649-2667.
- Chamberlain, D. E., y R. J. Fuller (2000). Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78:1-17.
- Codesido, M., C. González-Fischer, y D. N. Bilenca (2011). Distributional changes of landbird species in agroecosystems of Central Argentina. *The Condor* 113:266-273.
- Codesido, M., C. M. González-Fischer, y D. N. Bilenca (2013). Landbird assemblages in different agricultural landscapes: A case study in the Pampas of Central Argentina. *The Condor* 115:8-16.
- Collar, N. ., L. P. Gonzaga, N. Krabbe, A. Madroño, L. G. Naraujo, T. A. Parker, y D. . Wege (1992). *Threatened birds of the Americas*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA.
- Cooper Groves, J. (2015). The effects of land use changes on the distribution of forest dependent bird species in South Africa.
- Costantini, D., G. Dell’Omo, I. La Fata, y S. Casagrande (2014). Reproductive performance of Eurasian Kestrel *Falco tinnunculus* in an agricultural landscape

- with a mosaic of land uses. *Ibis*:768-776.
- Cozzani, N., y S. M. Zalba (2008). Estructura de la vegetación y selección de hábitats reproductivos en aves del pastizal pampeano. *Ecología Austral* Abril 19:35-44.
- Daguerre, J. B. (1936). Sobre nidificación de aves de la prov. de Buenos Aires. *Hornero* 06:280-288.
- Dale, P. J., B. Clarke, y E. M. G. Fontes (2002). Potential for the environmental impact of transgenic crops. *Nature Biotechnology* 20:567-574.
- Dawson, R. D., y G. R. Bortolotti (2000). Reproductive Success of American Kestrels : the role of prey abundance and weather. *The Condor* 102:814-822.
- De la Peña, M. R., y M. Rumboll (1998). *Birds of southern South America and Antarctica*. Harper Collins Publishers, London.
- De Lucca, E. R. (1992). Nidificación del halconcito colorado (*Falco sparverius*) en nidos de cotorra (*Myiopsitta monachus*). *Hornero* 13:238-240.
- De Lucca, E. R., y M. . Saggese (1993). Nidificación del Halconcito Colorado (*Falco sparverius*) en la Patagonia. *Hornero* 13:302-305.
- Defries, R. S., J. A. Foley, y G. P. Asner (2004). Land-use choice : balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:249-257.
- Del Hoyo, J., A. Elliott, y J. Sargatal (1994). *Handbook of the birds of the world. Volume 2. new world vultures to guineafow*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Donald, P. F., R. E. Green, y M. F. Heath (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 268:25-29.
- Donázar, J. A., O. Ceballos, A. Travaini, y F. Hiraldo (1993). Roadside raptor surveys in the Argentinean Patagonia. *Journal of Raptor Research* 27:106-110.
- Duffy, J. E. (2002). Biodiversity and ecosystem function: The consumer connection. *Oikos* 99:201-219.
- Fandiño, B., y A. A. Patusso (2013). Distribucion, historia natural y conservación de *Harpyhaliaetus coronatus* (AVES : ACCIPITRIDAE) en el centro- este de

- Argentina. *Natura Neotropicalis*:41-55.
- Farmer, C. J., J. P. Smith, y C. H. J. F. Armer (2009). Migration monitoring indicates widespread declines of American Kestrels (*Falco sparverius*) in North America. *Journal of Raptor Research* 43:263-273.
- Ferguson–Lees, J., y D. A. Christie (2001). *Raptors of the world*. Houghton Mifflin, Boston, MA.
- Figuroa Rojas, R. A., y E. S. Corales Stappung (2002). Winter diet of the American Kestrel (*Falco sparverius*) in the Forested Chilean Patagonia, and its relation to the availability of prey. *International Hawkwatcher* 5.
- Figuroa Rojas, R. A., y E. S. Corales Stappung (2004). Summer diet comparison between the American Kestrel (*Falco Sparverius*) and Aplomado Falcon (*Falco Femoralis*) in an Agricultural Area of Araucanía , Southern Chile. *Hornero* 19:53-60.
- Filloy, J., y M. Bellocq (2007a). Respuesta de las aves rapaces al uso de la tierra: un enfoque regional. *Hornero* 22:131-140.
- Filloy, J., y M. I. Bellocq (2007b). Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120:291-298.
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, et al. (2005). Global consequences of land use. *Science* 309:570-574.
- Fox, A. D. (2004). Has danish agricultura maintained farmland bird populations? *Journal of Applied Ecology* 41:427-439.
- Fuller, R. J., R. D. Gregory, D. W. Gibbons, J. H. Marchant, J. D. Wilson, S. R. Baillie, y N. Carter (1995). Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology*. *Conservation Biology* 9:1425-1441.
- Gavier-Pizarro, G. I., N. C. Calamari, J. J. Thompson, S. B. Canavelli, L. M. Solari, J. Decarre, A. P. Goijman, R. P. Suarez, J. N. Bernardos, y M. E. Zaccagnini (2012). Expansion and intensification of row crop agriculture in the Pampas and Espinal of

- Argentina can reduce ecosystem service provision by changing avian density. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:44-55.
- Gentile, N., F. Mañas, B. Bosch, L. Peralta, N. Gorla, y D. Aiassa (2012). Micronucleus assay as a biomarker of genotoxicity in the occupational exposure to agrochemicals in rural workers. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 88:816-822.
- Ghersa, C. M., y M. . Martinez Ghersa (1991). Cambios ecológicos en los agroecosistemas de la pampa ondulada. Efectos de la introducción de la soja. *Investigación y Ciencia. Investigación y Ciencia* 5:182-188.
- Ghersa, C. M., y R. J. C. León (2001). Ecología del paisaje pampeano: consideraciones para su manejo y conservación. En: Z. Naveh & A.S. Lieberman (Eds.), *Ecología de Paisajes, Teoría y Aplicación*. Editorial.Facultad de Agronomía, Buenos Aires.
- Goijman, A. P., M. J. Conroy, J. N. Bernardos, y M. E. Zaccagnini (2015). Multi-season regional analysis of multi-species occupancy: Implications for bird conservation in agricultural lands in east-central Argentina. *PLoS ONE* 10:e0130874.
- Goldstein, M. I., T. E. Lacher, B. Woodbridge, M. J. Bechard, S. B. Canavelli, M. E. Zaccagnini, G. P. Cobb, E. J. Scollon, R. Tribolet, y M. J. Hooper (1999). Monocrotophos-induced mass mortality of Swainson's hawks in Argentina, 1995-96. *Ecotoxicology* 8:201-214.
- González-Roglich, M., J. J. Swenson, D. Villarreal, E. G. Jobbágy, y R. B. Jackson (2015). woody plant-cover dynamics in Argentine Savannas from the 1880s to 2000s: The interplay of encroachment and agriculture conversion at varying scales. *Ecosystems* 18:481-492.
- Graesser, J., T. M. Aide, H. R. Grau, y N. Ramankutty (2015). Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters* 10:0-10.
- Grande, J. M., P. M. Orozco-Valor, M. S. Liébana, y J. H. Sarasola (2018). Birds of prey in agricultural landscapes: The role of agriculture expansion and intensification. en *birds of prey. Ecology and conservation in the XXI century*. Springer, p. 197 a 228.

- Grau, H. R., N. I. Gasparri, y T. M. Aide (2005). Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation* 32:140.
- Hald, A. B. (1999). The impact of changing the season in which cereals are sown on the diversity of the weed flora in rotational fields in Denmark. *Journal of Applied Ecology* 36:24-32.
- Hansen, A. J., y D. L. Urba (1992). Avian response to landscape patterns: The role of species' life history. *Landscape Ecology* 7:163-180.
- Hansen, M. C., S. V. Stehman, P. V. Potapov, T. R. Loveland, J. R. G. Townshend, R. S. DeFries, K. W. Pittman, B. Arunarwati, F. Stolle, M. K. Steininger, M. Carroll, y C. DiMiceli (2008). Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*:9439-9444.
- Hartmut, S. W. (1997). Ecology of American Kestrels wintering on Socorro Island, Mexico. *Journal of Raptor Research* 31:384-385.
- Heath, J. a., E. H. Strasser, M. a. Foster, L. Bardo, y D. M. Bird (2011). Challenges in creating an American Kestrel body condition index based on size-adjusted mass. *Journal of Raptor Research* 45:324-334.
- Isacch, J. P., y D. A. Cardoni (2011). Different grazing strategies are necessary to conserve endangered grassland birds in short and tall salty grasslands of the Flooding Pampas. *The Condor* 113:724-734.
- Katzner, T., S. Robertson, B. Robertson, J. Klucsarits, K. McCarty, y K. L. Bildstein (2005). Results from a long-term nest-box program for American Kestrels: implications for improved population monitoring and conservation. *Journal of Field Ornithology* 76:217-226.
- Köhler, H.-R., y R. Triebskorn (2013). Wildlife ecotoxicology of pesticides: Can we track effects to the population level and beyond? *Science* 341:759-765.
- La Sorte, F. A. (2006). Geographical expansion and increased prevalence of common species in avian assemblages: Implications for large-scale patterns of species richness. *Journal of Biogeography* 33:1183-1191.

- Landers, T. F., B. Cohen, W. T.E., y L. E.L. (2012). A Review of Antibiotic Use in Food Animals: Perspective, Policy and Potential. *Public Health Reports* 127:4-22.
- Leveau, L. M., y C. M. Leveau (2002). Uso de hábitat por aves rapaces en un agroecosistema pampeano. *El Hornero* 017:9-15.
- Liébana, M. S., J. H. Sarasola, y M. S. Bó (2009). Parental care and behavior of breeding American Kestrels (*Falco sparverius*) in Central Argentina. *Journal of Raptor Research* 43:338-344.
- Lorda, H., Z. Roberto, Y. Bellini Saibene, A. Sipowicz, y M. L. Belmonte (2008). Descripción de zonas y subzonas agroecológicas RIAP. Area de influencia de la EEA Anguil.
- Marshall, E. J. P., V. K. Brown, N. D. Boatman, P. J. W. Lutman, G. R. Squire, y L. K. Ward (2003). The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Research* 43:77-89.
- Martin, J. M., L. C. Branch, R. N. Raid, y S. C. Beyeler (2010). Temporal instability of agricultural habitat reduces reproductive success of Barn Owls (*Tyto alba*). *The Auk* 127:909-916.
- Matson, P. A., W. J. Parton, A. G. Power, y M. J. Swift (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277:504-509.
- McClure, C. J. W., S. E. Schulwitz, R. Van, B. P. Pauli, y J. A. Heath (2017). Commentary: Research recommendations for understanding the decline of American Kestrels (*Falco sparverius*) across much of North America. *Journal of Raptor Research* 51:455-464.
- McLaughlin, A., y P. Mineau (1995). The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55:201-212.
- Morelli, F. (2013). Relative importance of marginal vegetation (shrubs, hedgerows, isolated trees) surrogate of HNV farmland for bird species distribution in Central Italy. *Ecological Engineering* 57:261-266.
- Murgatroyd, M., G. Avery, L. G. Underhill, y A. Amar (2016a). Adaptability of a specialist predator: the effects of land use on diet diversification and breeding performance of Verreaux's eagles. *Journal of Avian Biology* 47:834-845.

- Murgatroyd, M., L. G. Underhill, L. Rodrigues, y A. Amar (2016b). The influence of agricultural transformation on the breeding performance of a top predator: Verreaux's Eagles in contrasting land use areas. *The Condor* 118:238-252.
- Narosky, T., y D. Yzurieta (2003). Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay. Vázquez Mazzini Editores y Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires.
- Negro, J. J., J. M. Grande, y J. H. Sarasola (2004). Do Eurassian hobbies (*Falco subbuteo*) have «false eyes» on the nape? *Journal of Raptor Research* 38:287-288.
- Newton, I. (1979). Population ecology of raptors. T & A D Poyser, Berkhamsted, UK.
- Ojima, D. S., K. A. Galvin, y B. L. Turner (1994). The global impact of land-use change. *BioScience* 44:300-304.
- Paruelo, J. M., J. Guerschman, y S. Verón (2005). Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia hoy* 15:14-23.
- Potter, C. (1997). Europe's changing farmed landscape. En *Farming and birds in Europe: The common agricultural policy and its implications for bird conservation* (D. Pain y M. W. Pienkowski, Editores). Academic Press, Inc., San Diego, CA, pp. 25-42.
- Reidsma, P., T. Tekelenburg, M. Van Den Berg, R. Alkemade, M. Berg, van den, y R. Alkemade (2006). Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114:86-102.
- Roberto, Z. E., y L. V Carreño (2018). Estado actual del Bosque Nativo Pampeano: Tipos fisonómicos de vegetación. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Rodríguez, C., L. Tapia, E. Ribeiro, y J. Bustamante (2013). Crop vegetation structure is more important than crop type in determining where Lesser Kestrels forage. *Bird Conservation International*:1-15.
- Rodríguez, C., y K. Wiegand (2009). Evaluating the trade-off between machinery efficiency and loss of biodiversity-friendly habitats in arable landscapes: The role of field size. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129:361-366.

- SA y DS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de La Nación). 2007. Primer inventario nacional de bosques nativos: informe regional espinal, segunda parte. Primera edición. Buenos Aires, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de La Nación, Buenos Aires.
- Sagge, M. I. D. S. (2007). Medicina de la conservación, enfermedades y aves rapaces. *Hornero* 22:117-130.
- Sala, O. E., F. S. Chapin, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, et al. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770-1774.
- Sánchez-Zapata, J. A., M. Carrete, A. Grivilov, S. Sklyarenko, O. Ceballos, J. A. Donázar, y F. Hiraldo (2003). Land use changes and raptor conservation in steppe habitats of Eastern Kazakhstan. *Biological Conservation* 111:71-77.
- Santillán, M. Á., A. Travaini, S. C. Zapata, A. Rodríguez, J. A. Donázar, D. E. Procopio, y J. I. Zanón (2009). Diet of the American Kestrel in Argentine Patagonia. *Journal of Raptor Research* 43:377-381.
- Sarasola, J. H., J. Bustamante, J. J. Negro, y A. Travaini (2008). Where do Swainson's hawks winter? Satellite images used to identify potential habitat. *Diversity and Distributions* 14:742-753.
- Sarasola, J. H., L. A. Bragagnolo, y R. A. Sosa (2005). Changes in woody plant structure in fire-disturbed Caldén forest of Parque Luro Reserve, Argentina. *Natural Areas Journal* 25:374-380.
- Sarasola, J. H., M. Á. Santillán, y M. A. Galmes (2003). Food habits and foraging ecology of American Kestrels in the semiarid forests of central Argentina. *Journal of Raptor Research* 37:236-243.
- Sarasola, J. H., y J. J. Negro (2006). Role of exotic tree stands on the current distribution and social behaviour of Swainson's hawk, *Buteo swainsoni* in the Argentine Pampas. *Journal of Biogeography* 33:1096-1101.
- Schrag, A. M., M. E. Zaccagnini, N. Calamari, y S. Canavelli (2009). Climate and land-use influences on avifauna in central Argentina: Broad-scale patterns and implications of agricultural conversion for biodiversity. *Agriculture, Ecosystems*

- and Environment 132:135-142.
- Sergio, F., I. Newton, y L. Marchesi (2005). Conservation: Top predators and biodiversity. *Nature* 436:192.
- Serrano, D., D. Oro, E. Ursua, y J. L. Tella (2005). Colony size selection determines adult survival and dispersal preferences: allee effects in a colonial bird. *The American naturalist* 166:E22-E31.
- Smallwood, J. A. (1987). Sexual segregation by habitat in American Kestrels wintering in Southcentral Florida: Vegetative structure and responses to differential prey availability. *The Condor* 89:842.
- Smallwood, J. A. (1988). A mechanism of sexual segregation by habitat in American Kestrels (*Falco Sparverius*) wintering in South-Central Florida. *The Auk* 105:36-46.
- Smallwood, J. A., M. F. Causey, D. H. Mossop, J. R. Klucsarits, B. Robertson, S. Robertson, J. Mason, M. J. Maurer, R. J. Melvin, R. D. Dawson, G. R. Bortolotti, et al. (2009a). Why are American Kestrel (*Falco sparverius*) populations declining in North America? Evidence from Nest-Box Programs. *Journal of Raptor Research* 43:274-282.
- Smallwood, J. A., P. Winkler, I. Fowles, Gretchen, y M. A. Craddock (2009b). American Kestrel breeding habitat: the importance of patch size. *Journal of Raptor Research* 43:308-314.
- Smallwood, J. A., y D. M. Bird (2002). American Kestrel (*Falco sparverius*). En *The Birds of North America*. The Birds. Philadelphia, PA., p. 602.
- Smith, S. H., K. Steenhof, C. J. W. McClure, y J. A. Heath (2017). Earlier nesting by generalist predatory bird is associated with human responses to climate change. *Journal of Animal Ecology* 86:98-107.
- Soares-Filho, B. S., D. C. Nepstad, L. M. Curran, G. C. Cerqueira, R. A. Garcia, C. A. Ramos, E. Voll, A. McDonald, P. Lefebvre, y P. Schlesinger (2006). Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440:520-523.
- Stella, C. A., J. L. Pall, y J. Bernardos (2017). True Bugs (Hemiptera: Heteroptera) associated with soybean (*Glycine max* (L.) Merr.) in southern cone. *munis*

- Entomology & Zoology 12:380-388.
- Sternalski, A., J. F. Blanc, S. Augiron, V. Rocheteau, y V. Bretagnolle (2013). Comparative breeding performance of Marsh Harriers *Circus aeruginosus* along a gradient of land-use intensification and implications for population management. *Ibis* 155:55-67.
- Strasser, E. H., y J. A. Heath (2013). Reproductive failure of a human-tolerant species, the American kestrel, is associated with stress and human disturbance. *Journal of Applied Ecology* 50:912-919.
- Tella, J. L., G. R. Bortolotti, R. D. Dawson, y M. G. Forero (2000). The T-cell-mediated immune response and return rate of fledgling American kestrels are positively correlated with parental clutch size. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 267:891-895.
- Tilman, D. G., J. Fargione, B. Wolff, C. D'Antonio, A. Dobson, R. Howarth, D. Schindler, W. H. Schlesinger, D. Simberloff, y D. Swackhamer (2001). Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292:281-284.
- Travaini, A., A. Rodriguez, J. A. Donazar, y F. Hiraldo (1995). Roadside raptor surveys in central Argentina. *El Hornero*:64-66.
- Trejo, A. (2007). Identificación de especies y áreas prioritarias para el estudio de la reproducción de aves rapaces de Argentina. *Hornero* 22:85-96.
- Tucker, G. M., y J. Dixon (1997). Habitats for birds in Europe: A Conservation Strategy for the wider Environment. En *Agricultural and grassland habitats* (G. M. Trucker y M. I. Evans, Editores). BirdLife C. BirdLife International, Cambridge., pp. 267-325.
- USDA (2000). National Animal Health Monitoring System.
- Vargas, J. D. J., D. Whitacre, R. Mosquera, J. Albuquerque, R. Piana, J. Thiollay, C. Márquez, J. E. Sánchez, M. Lezama-López, S. Midince, S. Matola, et al. (2006). Estado y distribución actual del Águila Arpía (*Harpia Harpyja*) en Centro y Sur América. *Ornitología Neotropical* 17:39-55.
- Varland, D. E., y T. M. Loughin (1993). Reproductive success of American Kestrels nesting along interstate highway in central Iowa. *Wilson Bulletin* 105:465-474.

- Vergara, P., J. A. Fargallo, E. Banda, D. Parejo, J. A. Lemus, y M. García-Montijano (2008). Low frequency of anti-acetylcholinesterase pesticide poisoning in lesser and Eurasian kestrels of Spanish grassland and farmland populations. *Biological Conservation* 141:499-505.
- Viglizzo, E. F. (1994). The response of low-input agricultural systems to environmental variability. A theoretical approach. *Agricultural Systems* 44:1-17.
- Viglizzo, E. F., F. C. Frank, y L. Carreño (2005). Situación ambiental en las ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. En *La situación ambiental argentina* (A. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi y J. Corcuera, Editores). Fundación Vida silvestre, Buenos Aires, pp. 263-269.
- Virani, M. Z., C. Kendall, P. Njoroge, y S. Thomsett (2011). Major declines in the abundance of vultures and other scavenging raptors in and around the Masai Mara ecosystem, Kenya. *Biological Conservation* 144:746-752.
- Watkinson, A. R., R. P. Freckleton, R. A. Robinson, y W. J. Sutherland (2000). Predictions of biodiversity response to genetically modified herbicide-tolerant crops. *Science* 289:1554-1557.
- Weyland, F., J. Baudry, y C. M. Ghersa (2014). Rolling Pampas agroecosystem: Which landscape attributes are relevant for determining bird distributions? *Revista Chilena de Historia Natural* 87:1-12.
- Yañez, J. L., H. Núñez, R. P. Schlatter, y F. M. Jaksic (1980). Diet and weight of American Kestrels in central Chile. *Auk* 97:629-631.
- Zak, M. R., M. Cabido, D. Cáceres, y S. Díaz (2008). What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environmental Management* 42:181-189.
- Zak, M. R., M. Cabido, y J. G. Hodgson (2004). Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* 120:589-598.
- Zalba, S. M., y C. B. Villamil (2002). Woody plant invasion in relictual grassland. 4:55-72.
- Zalba, S. M., y N. C. Cozzani (2004). The impact of feral horses on grassland bird

communities in Argentina. *Animal Conservation* 7:35-44.

Zilio, F. (2006). Dieta de *Falco sparverius* (Aves:Falconidae) e *Athene cunicularia* (Aves: Strigidae) em uma região de dunas no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 14:379-392.

Capítulo 2

Variación de la dieta del Halconcito colorado en un gradiente de intensificación agrícola del centro de Argentina



Resumen

La sustitución de hábitats naturales por cultivos, puede alterar completamente los patrones de disponibilidad y abundancia de alimento para las rapaces. Se desconocen los efectos que la intensificación agrícola podría tener sobre la comunidad de rapaces en Argentina, incluso en una especie generalista y abundante en los agroecosistemas como el Halconcito colorado. En este capítulo se describe la composición de la dieta del Halconcito colorado durante la etapa reproductiva a lo largo de un gradiente de intensificación agrícola mediante el análisis de egagrópilas y restos presas. A su vez, se evalúa el posible efecto de los diferentes usos de suelo sobre la composición de la dieta. Durante la temporada reproductiva del 2012-2013 se colectaron y analizaron 91 egagrópilas y 14039 restos presa de Halconcito colorado provenientes de las tres áreas de estudio. Un total de 15089 ítems presas fueron identificados como pertenecientes a 4 clases de vertebrados y 2 clases de artrópodos. Se detectaron diferencias en la dieta de la especie en las tres áreas de muestreo, tanto en la frecuencia en el consumo de los diferentes ítems presa, como en su contribución a la biomasa.

En términos de frecuencia de ocurrencia los insectos comprendieron 82,33%, de la dieta de la especie, los arácnidos 14,16 %, mientras que los mamíferos fueron solo el 0,82%, las aves un 1,76%, los reptiles un 0,72% y los anfibios un 0,19%. En términos de biomasa, los insectos aportaron el 57%, los arácnidos 8,68%, los mamíferos 12,68%, las aves el 13,57%, reptiles 4,28%, y anfibios 3,79%. La dieta no fue más diversa en las áreas menos modificadas, la amplitud de nicho trófico fue baja en todas las áreas muestreadas debido fundamentalmente al alto consumo de artrópodos. La diversidad de la dieta (H) fue mayor en el área AT 2,12, seguido del área AI 1,77 y por último el área de la RPPL con un índice de diversidad de 1,25.

El consumo de ortópteros fue mayor en el área de la RPPL con respecto a ambas áreas agrícolas. El consumo de coleópteros solo difirió entre ambas áreas agrícolas, siendo mayor en el área de producción agrícola tradicional (AT) con respecto al área de agricultura intensiva (AI). Por su parte, el consumo de arácnidos no difirió entre las áreas. En cuanto a los vertebrados, los valores de frecuencias fueron bajos. Sin embargo, el consumo de vertebrados fue mayor en el área de bosque de Caldén de la Reserva Provincial de Parque Luro (RRPL) con respecto al área AI, aunque no existirían diferencias entre ambas áreas agrícolas ni entre la RPPL y AT. El consumo de los principales grupos de presas durante la época reproductiva evidenció influencia de

los diferentes tipos de uso suelo en torno a las cajas nido, aunque la respuesta varió entre grupos. Las diferencias a nivel de área en el consumo de invertebrados podrían deberse a cambios en la disponibilidad de los recursos, a las prácticas de manejo, a los sistemas de siembra adoptados, o los insumos utilizados. Lo mismos factores pueden actuar en el consumo de vertebrados, donde las transformaciones del hábitat experimentadas en la región llevan a la homogenización del paisaje, provocando una reducción de los recursos antiguamente disponibles (alimentos y lugares de nidificación), afectando directamente la diversidad y abundancia de aves y roedores en dichos ambientes. A su vez las diferencias en el consumo de los ítems presas estarían indicando que el Halconcito colorado es debido a su amplio espectro trófico y su habilidad para aprovechar los recursos dominantes, una especie plástica y con una elevada capacidad de adaptación a ambientes con distinto grado de modificación.

INTRODUCCIÓN

La intensificación agrícola, con una drástica reducción de la ganadería extensiva y la focalización de la producción agrícola en unos pocos productos, es una de las principales causas de pérdida de la biodiversidad y de servicios ecosistémicos en amplias superficies de la tierra (Matson et al. 1997, Altieri 1999, Tilman 1999). Esta pérdida es en parte explicada por la reducción en la heterogeneidad de los ambientes que genera la producción intensiva, y que resulta fundamental para determinar los patrones de disponibilidad de recursos para las especies (Benton et al. 2003, Bennett et al. 2006).

Las aves rapaces se hallan en la cúspide de la pirámide trófica como depredadoras o carroñeras lo que hace que sean piezas clave de los ecosistemas. Su efecto como depredadores modela en forma de cascada descendente los niveles tróficos inferiores, lo que suele provocar efectos positivos sobre la estructura de las comunidades y los niveles de biodiversidad (Duffy 2002). La disponibilidad de alimento es uno de los principales factores limitantes para las poblaciones de aves de presa y variaciones en este recurso pueden verse reflejados en alguno de sus parámetros reproductivos (Preston 1990, Amar et al. 2003). La sustitución de hábitats naturales por cultivos, puede alterar completamente los patrones de disponibilidad y abundancia de alimento para las aves rapaces al eliminar los nichos ecológicos de algunas de sus presas que por tanto desaparecerían, al reducir la capacidad de carga del medio para las especies presas que quedan (Cardador et al. 2012) o al alterar la posibilidad de acceso de las rapaces a dichas presas, por ejemplo por cambios en la estructura de la vegetación (Amar et al. 2003, Rodríguez et al. 2013). Los cambios en los usos productivos por lo tanto, afectan a la disponibilidad de presas para las aves rapaces en ambientes agrícolas lo que puede afectar al éxito reproductivo (Martin et al. 2010, Cartwright et al. 2014, Costantini et al. 2014, Almasi et al. 2015, Di Maggio et al. 2018).

En Argentina, la región Pampeana, el Espinal y la zona de ecotono entre ambas han sufrido una fuerte expansión e intensificación de la agricultura en las últimas décadas, a expensas de la vegetación nativa original, que se ha visto reemplazada por la implantación de cultivos que en las zonas más productivas han terminado siendo un monocultivo de soja (Capítulo 1, Aizen *et al.* 2009, Paruelo *et al.* 2005). Estos cambios han generado una alteración de la disponibilidad de recursos en estas regiones que ha sido documentada a varios niveles tróficos, con cambios en la abundancia, riqueza y la distribución tanto de artrópodos como de vertebrados, principalmente aves y mamíferos

(Bucher et al. 2001, Calamari y Zaccagnini 2007, Sosa 2008, Medan et al. 2011, Codesido et al. 2012, Gavier-Pizarro et al. 2012). Si bien las transformaciones de los lotes productivos, generan pérdidas de diversidad y cambios en las abundancias de muchas especies, algunos ambientes como las arboledas en la periferia de las casas y las que se encuentran en los campos usadas para sombra del ganado o como barreras para el viento, los remanentes de bosques y los bordes a lo largo de caminos generan ambientes de refugio. Estos ambientes permiten el establecimiento y persistencia de algunas especies más sensibles a los cambios antropogénicos, actuando por lo tanto como refugios y reservorios de la vida silvestres asociada a dichos ambientes. No obstante, estos ambientes también pueden llegar a favorecer la irrupción de especies plagas gracias a la disponibilidad de alimento y lugares de nidificación (De La Fuente et al. 2010, Bilenca et al. 2012, Codesido et al. 2013).

Si bien en otras partes del mundo está bien documentado cómo el proceso de intensificación agrícola genera cambios en la dieta de las rapaces, en Argentina, a pesar del intenso proceso de transformación agrícola ya mencionado, estos cambios están poco explorados. Algunos estudios han analizado la dieta en relación a cambios en el uso del suelo en rapaces nocturnas, detectándose cambios tanto en la selección de presas como en los hábitos alimenticios (Cavalli et al. 2014) y una variación temporal y geográfica en la dieta (Gonzalez-Fischer et al. 2011). Sin embargo, estos trabajos se basaron en una evaluación de la dieta entre ambientes de forma genérica, sin analizar aspectos particulares de los sistemas productivos como el tipo de cultivos. En cualquier caso, en el marco de creciente homogeneización ambiental de los agroecosistemas argentinos, es evidente la necesidad de encarar estudios que evalúen como afectan dichos cambios ambientales a la dieta de la comunidad de rapaces, incluso en el caso de especies generalistas y abundantes como el Halconcito colorado (Donázar et al. 1993, Narosky y Yzurieta 2003).

El Halconcito colorado presenta una amplia distribución en el continente americano y en Argentina (Ferguson–Lees y Christie 2001). Es considerado en cuanto a sus hábitos tróficos como un depredador generalista-oportunista que se alimenta principalmente de insectos y pequeños vertebrados a lo largo de toda su distribución (Del Hoyo et al. 1994, Ferguson–Lees y Christie 2001, Smallwood y Bird 2002). La dieta de la especie se ha analizado en distintos países de la región neotropical, en Jamaica (Cruz 1976), Brasil (Castro Cabral et al. 2006, Zilio 2006), Chile (Greer y Bullock 1966, Yañez et al. 1980, Figueroa Rojas y Corales Stappung 2004) y Argentina

(Sarasola et al. 2003, Liébana et al. 2009, Santillán et al. 2009). Sin embargo, todos estos trabajos se enmarcan dentro de descripciones de la dieta en ambientes determinados y sin evaluar como varía en función de los cambios de uso de suelo.

En este capítulo, se describe mediante el análisis de egagrópilas y restos presas, la dieta de los pichones de Halconcito colorado durante la etapa reproductiva a nivel de nido, en tres áreas localizadas a lo largo de un gradiente de intensificación agrícola en la Provincia de La Pampa, en el centro de Argentina. Por otro lado, se evalúa el posible efecto de los diferentes usos de suelo sobre la composición de la dieta. Dadas las diferencias entre los sistemas productivos y en la estructura de la vegetación entre las tres áreas muestreadas, es esperable la existencia de diferencias claras en la dieta del halconcito entre las tres áreas muestreadas, área de bosque de caldén, en el área agrícola tradicional y en el área agrícola intensiva. Además, dada la creciente homogeneización del paisaje que se genera en los ambientes agrícolas intensivos es esperable que dicha dieta sea menos diversa en los ambientes con sistemas de producción más intensiva.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en las tres áreas de muestreo ya descritas (Capítulo 1) y que se corresponden con distintos usos productivos y cobertura vegetal. Un área que representa una muestra del bosque de Caldén, la Reserva Provincial Parque Luro (RPPL), y dos áreas ubicadas en agroecosistemas que presentan diferente intensidad en cuanto a los usos de suelo. En el área Agrícola Tradicional (AT), predomina la producción mixta, donde la agricultura y la ganadería coexisten en un régimen rotatorio tradicional mientras que en el área Agrícola Intensiva (AI), predomina la agricultura intensiva centrada en el cultivo de soja.

Recolección de muestras

Las muestras de dieta fueron recolectadas durante la temporada de cría 2012-13, de cajas nido previamente instaladas para la especie (Capítulo 1). Las visitas fueron en promedio dos por mes a partir del mes octubre para cada caja nido, y coincidieron con las visitas realizadas a las cajas nido para poder determinar los parámetros reproductivos de la especie (Capítulo 3). En cada visita se recogieron y registraron los restos de presa presentes así como las egagrópilas (regurgitados que hacen las aves de todos aquellos

materiales que no pueden digerir). Finalmente, tras la temporada de cría se retiró todo el material de los nidos, incluyendo los restos de presas y el aserrín compactado que forma la “cama” de la caja nido para su posterior identificación. Se muestrearon un total de 18 cajas nido y dos cavidades naturales. En el caso del área de la Reserva Provincial Parque Luro, donde solo se contó con muestras de 4 cajas, éstas fueron complementadas con muestras provenientes de dos cavidades naturales encontradas en caldenes utilizadas por la especie. En el área agrícola tradicional se muestrearon 9 cajas y 5 en el área agrícola intensiva. Todas las cajas nido y las cavidades fueron exitosas en la reproducción. Las egagrópilas fueron conservadas envueltas en papel aluminio y los restos de las cajas conservados en bolsas herméticas, todas las muestras fueron rotuladas de acuerdo a la fecha y lugar de recolección.

Análisis de egagrópilas y restos presas

Las egagrópilas y restos presa fueron analizadas con lupa binocular siguiendo técnicas convencionales para la cuantificación de restos (Marti et al. 2007). Los restos de mamíferos se identificaron en base a pelos (microestructura: escamas y médula), cráneo y dientes, utilizando colecciones de referencia del Centro para el Estudio y Conservación de las Aves Rapaces en Argentina (CECARA-UNLPam) y claves (Chehébar y Martín 1989) y cuantificados a partir de mandíbulas, cráneos y pares de patas. Los insectos fueron identificados y cuantificados a partir de pares de mandíbulas, élitros y cabezas. Los arácnidos fueron identificados y cuantificados a partir de pares quelíceros. Las aves y reptiles fueron identificados a partir de los restos de plumas, patas, escamas y huesos, comparándolos con muestras de las colecciones de referencia del CECARA y claves identificativas (Ceï 1986) y cuantificadas a partir de pares de mandíbulas, picos, cráneos, colas y pares de patas. Los anfibios se determinaron a partir de restos de mandíbulas y patas. En los casos en que se encontraron plumas o huesos de un ave pero no se encontró ningún resto que permitiera inferir la presencia de más de un individuo se consideró que había un solo individuo. De igual forma, cuando solamente se hallaron pelos o escamas (reptiles) en los restos y egagrópilas se asumió que representaban a un solo individuo. Se identificó los ítems presa hasta la máxima categoría taxonómica posible si bien se presentan los datos como máximo hasta la categoría de familia y de orden para el caso de la clase arácnidos y para roedores y aves no identificadas.

Composición de la dieta

Prácticamente todos los métodos de muestreo indirecto de la dieta en aves presentan algún tipo de sesgo, así que si uno se limita a inspeccionar egagrópilas o restos de los nidos por separado, se registran diferentes proporciones de presas en función de su tamaño o tipo (Oro y Tella 1995, Lewis et al. 2004). Se ha comprobado, que la incorporación de ambos métodos es la que da una estima de la dieta más parecida a la real obtenida por ejemplo a través de videocámaras (Lewis et al. 2004). De acuerdo con esto en este estudio se analizaron en conjunto los restos presa y las egagrópilas.

En cada caja nido y/o cavidad natural, cada tipo de presa consumida se expresó como frecuencia relativa porcentual (F%) y como biomasa relativa porcentual (%B) (Marti et al. 2007). La frecuencia relativa expresada en porcentaje fue definida como número de individuos de cada categoría de presas (n_i) dividido el número total de presas consumidas (m):

$$\%F_i = \frac{n_i}{\sum_{i=1}^m n_i} \cdot 100$$

La contribución de biomasa de cada tipo de presa consumida se calculó como porcentaje del total de biomasa de todas las presas consumidas:

$$\%B_i = \frac{n_i * p_i}{\sum_{i=1}^m n_i * p_i} \cdot 100$$

Dónde n_i es el número de individuos de cada categoría de presas (familias) y p_i es el peso promedio de cada ítem presa. Los pesos promedio de los ítems presa se obtuvieron a partir de referencias bibliográficas (Sarasola et al. 2003) y datos propios del CECARA sin publicar. A las aves, mamíferos y reptiles no identificados se les asignó el peso de la presa más abundante del mismo grupo en el área o el peso promedio en caso de que las abundancias fueran similares (Sarasola et al. 2003).

Para obtener la frecuencia relativa en porcentaje de cada área de muestreo se utilizó el promedio de las frecuencias relativas obtenidas en cada caja nido y/o cavidad natural analizadas.

Para cada área de muestreo se calculó como una medida de diversidad de la dieta (Marti 1988), la amplitud de nicho trófico (B), mediante el índice de Levins:

$$B = \frac{1}{\sum_{I=1}^N (p_i)^2}$$

Dónde p_i es la proporción de cada categoría de ítem presa en la dieta. Para este cálculo se tuvo en cuenta las diferentes familias y órdenes encontradas en la dieta de la especie, en este caso 36 categorías de ítems presa y se excluyeron aquellas categorías no identificadas. Los valores de este índice varían de 1 a N (número de categorías de ítems presas presentes), donde los valores más grandes indican una amplitud de nicho más amplia (Marti 1988).

Luego este valor fue utilizado para calcular la amplitud de nicho trófico estandarizado (B_{sta}), siguiendo la metodología de Colwell y Futuyma (1971), el cual nos permite comparar la amplitud de nicho de la especie entre las áreas de muestreo que difieren en el número de categorías de ítem presas presentes (Marti 1988):

$$B_{sta} = (B - B_{min}) / (B_{max} - B_{min})$$

Dónde B es la medida de la amplitud de nicho de Levins; B_{min} es la mínima amplitud de nicho posible, restringido a una sola categoría de ítem presa ($n=1$), $B_{max}=n$ (número total de ítems presa identificadas en cada área de muestreo). Este índice varía desde cero cuando la población utiliza un solo recurso a 1, cuando la población utiliza los diferentes recursos en iguales proporciones (Feinsinger et al. 1981).

Empleamos como otra medida de la diversidad de la dieta en cada área de muestreo, el Índice de diversidad de Shannon-Weaver (H),

$$H = -\sum_{I=1}^N p_i \ln p_i$$

Dónde p_i es la proporción de presas representadas en cada grupo taxonómico (Shannon y Weaver 1949). El valor máximo de diversidad potencial puede calcularse como el logaritmo natural del número máximo de especies o grupos de especies posibles, en este caso 36 categorías de ítem presas, por lo tanto, las dietas más diversas tenderán hacia el máximo de 3,58, mientras que las dietas menos diversas tenderán hacia un valor de cero.

Variables de hábitat: usos del suelo

Para realizar una caracterización de las diferentes áreas de muestreo en función de la intensidad de las prácticas agrícolas y por ende para determinar la influencia de los usos de suelo sobre la composición de la dieta de la especie en las cajas nido y cavidades naturales seleccionadas, se registró la superficie cubierta por cada uso de la tierra en un radio de 500 m en torno a cada caja nido y las dos cavidades naturales durante el periodo de crianza de los pichones (Capítulo 1). Se tuvieron en cuenta los siguientes tipos de cobertura: bosque de Caldén, arboleda exótica (de Eucalipto y Olmo *Ulmus pumila*), soja, pastizal (natural o implantado, y bordes con vegetación natural), girasol, maíz, cereales (trigo y centeno), rastrojos (incluidos los campos arados y en barbecho) y zona peridoméstica (áreas destinadas a diversas actividades humanas como casas, galpones).

Análisis estadístico

Se construyeron Modelos Lineales Generalizados (McCullagh y Nelder 1989) y Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM, Zuur et al. 2009) para determinar las variaciones en la dieta del Halconcito colorado utilizando el software R 3.2.4 (R Core Team 2016). Las diferentes categorías de los ítems presa se reagruparon en categorías más amplias pero igualmente representativas de la dieta de la especie: Ortópteros, Coleópteros, Arácnidos y Vertebrados (se agrupo las categorías Mamíferos, Aves y Reptiles). Primero, se realizó un análisis general mediante el empleo de Modelos Lineales Generalizados para evaluar las variaciones en la proporción de los ítems presa consumidos por Halconcito colorado entre las áreas de muestreo. Los modelos se construyeron empleando una distribución de errores quasibinomial debido a la sobredispersión de los datos y una función de enlace *logit*, donde la variable respuesta consistió en la frecuencia relativa de cada tipo de ítem presa en particular registrado en cada caja nido y/o cavidad natural y se formó por la unión de dos vectores convertidos en una variable (y) a través del comando “cbind” de R (cbind= fr X ítem presa, fr total-fr X ítem presa) y la variable explicativa consistió en el área de muestreo ingresada como un variable categórica de 3 niveles (RPPL,AT,AI). Adicionalmente realizamos una comparación de a pares entre los niveles de la variable área de muestreo empleando una prueba de Tukey para examinar las diferencias en las proporciones de las principales categorías de ítem presas.

Luego, se modeló específicamente el efecto de la cobertura de los diferentes usos de la tierra sobre la proporción de los diferentes tipos de presa consumida mediante el empleo de GLMM usando el paquete estadístico 'lme4' (Bates *et al.* 2015). Para este último análisis tuvimos en cuenta solo las categorías de usos de suelo más representativos de cada zona (bosque, pastura, soja y rastrojos). Todos los modelos se construyeron empleando una distribución de errores binomial y una función de enlace *logit*, donde la variable respuesta consistió en la frecuencia relativa de cada tipo de ítem presa en particular registrado en cada caja nido y/o cavidad natural y se formó por la unión de dos vectores convertidos en una variable (y) a través del comando “cbind” de R (cbind= fr X ítem presa-fr total, fr X ítem presa). Las variables explicativas ingresadas en el modelo, entonces fueron las superficies de los principales usos de suelo registradas en el área circular de 500 metros de radio centradas en cada nido y el área de muestreo fue ingresada como un factor aleatorio con tres niveles (RPPL, AT, AI) para evitar pseudorreplicación y así agrupar las observaciones provenientes de una misma zona de muestreo. A su vez para evitar la sobredispersión de los datos incluimos un efecto aleatorio a nivel de observación (Harrison 2014) que coincide con el ID de cada caja nido. La colinealidad se evaluó mediante la correlación de Pearson, donde se eliminaron secuencialmente las variables altamente correlacionadas ($r > 0,75$). La multicolinealidad entre las variables predictoras se evaluó calculando factores de inflación de varianza generalizados (VIFs) utilizando el paquete ‘car’ (Fox y Weisberg 2011). Se consideró la falta multicolinealidad si los factores de inflación de varianza generalizados eran menores a 10. La estrategia de modelación fue en todos los casos la de pasos hacia atrás (“*backward stepwise*”), es decir a partir de un modelo máximo que incluyó a todas las variables se eliminaron sucesivamente aquellas menos significativas ($p > 0,05$) hasta obtener un modelo mínimo adecuado donde todas las variables retenidas mejoraron el nivel de ajuste (Hosmer et al. 2013).

RESULTADOS

Usos de suelo

Las cajas nido situadas en el área agrícola considerada intensiva presentaron un mayor porcentaje de cobertura de soja con respecto a las demás áreas. El área agrícola tradicional resultó ser bastante más heterogénea en cuanto a los usos de suelo, con ninguna de las categorías superando el 30% de cobertura, y el área de la reserva de

Caldén como es esperable presentó mayor cobertura boscosa seguida de pastos naturales (Tabla 1).

Tabla 1. Porcentaje de cada categoría de usos de suelos en torno a las cajas nido en las tres áreas de muestreo en La Pampa durante el 2012-13 (RPPL, Reserva Provincial Parque Luro, A.T, Agrícola Tradicional, AI Agrícola Intensiva, z.perid, zona peridoméstica).

| Áreas | Categorías de usos de suelo | | | | | | | | |
|-------------|-----------------------------|--------|----------|------|---------|----------|------|-----------|----------|
| | Arboleda | bosque | pastizal | soja | girasol | cereales | maíz | rastrojos | z.perid. |
| RPPL | 0% | 74% | 26% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| AT | 1% | 8% | 26% | 9% | 8% | 11% | 5% | 31% | 0% |
| AI | 2% | 0% | 28% | 60% | 0% | 1% | 8% | 0% | 0% |

Dieta del halconcito colorado

Durante la temporada reproductiva del 2012-2013 se colectaron y analizaron 91 egagrópilas y 14039 restos presa de Halconcito colorado provenientes de las tres áreas de estudio. Un total de 15089 ítems presas fueron identificados como pertenecientes a 4 clases de vertebrados y 2 clases de artrópodos.

En líneas generales, en términos de frecuencia de ocurrencia los insectos comprendieron 82,33%, de la dieta de la especie, los arácnidos 14,16 %, mientras que los mamíferos fueron solo el 0,82%, las aves un 1.76%, los reptiles un 0,72% y los anfibios un 0,19%. En términos de biomasa, los insectos aportaron el 57%, los arácnidos 8,68%, los mamíferos 12,68%, las aves el 13,57%, reptiles 4,28%, y anfibios 3,79%.

La amplitud de nicho trófico estandarizado (B_{sta}) fue muy bajo para las tres áreas de muestreo, sin embargo para el área AT se registró el mayor valor, seguido del área AI y por último en el área de la RPPL (Tabla 2). En cuanto a las medidas de diversidad de la dieta la mayor amplitud del nicho trófico (B) se registró en el área AT, seguido del área AI y por último en la RPPL (Tabla 2). La diversidad de la dieta (H) fue mayor en el área AT 2,12, seguido del área AI 1,77 y por último el área de la RPPL con un índice de diversidad de 1,25.

Si bien la especie consumió mayormente artrópodos en los tres sitios de muestreo, el tipo de artrópodos consumido varió entre áreas (Fig.1, Tabla 2). En la RPPL, los ortópteros (70,94%) fueron la presa más consumida y los restantes artrópodos no superaron el 11% (Fig.1). En cambio, en las áreas agrícolas el consumo

de ortópteros fue menor, lo cual se refleja en las frecuencias de los restantes grupos de artrópodos. En el área AT, el consumo de ortópteros fue de 37,93 %, seguido de los arácnidos (20,71%), mientras que himenópteros y coleópteros presentaron un porcentaje de contribución a la dieta similar (11,57% y 13,64%, respectivamente). En el área AI himenópteros (38,41%), ortópteros (21,40%) y arácnidos (18,33%) fueron las presas predominantes. Entre los ortópteros, los representantes más consumidos fueron los acrididos, seguido de los grillidos, grillotopos y en menor medida tetigónidos (Tabla 2).

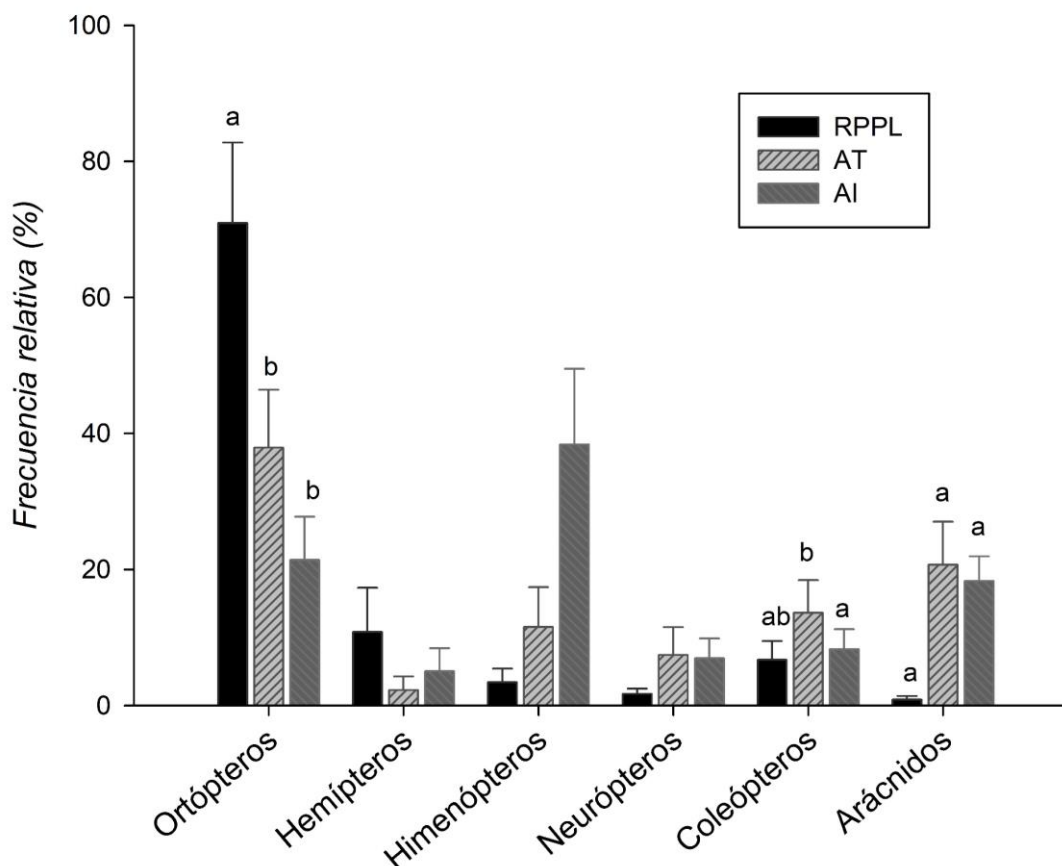


Figura 1. Porcentaje promedio de consumo (%F, \pm ES) de los principales grupos de artrópodos presentes en la dieta del Halconito colorado en las tres áreas de muestreo (RPPL, Reserva Provincial Parque Luro, AT, Agrícola Tradicional, AI Agrícola Intensiva). Las diferencias significativas ($p < 0,05$) como resultado de la prueba de Tukey se señalan con letras distintas sobre las barras.

En cuanto a los vertebrados, los valores de frecuencias fueron bajos. El principal grupo de vertebrados depredado fueron las aves, particularmente en la RPPL (2,66%), seguido del área AT (2,02%), mientras que en el área AI, el consumo fue mucho menor (0,23%; Fig.2). El grupo de aves que apareció con mayor frecuencia como presa fueron los paseriformes. En la RPPL se observó mayor diversidad de presas pertenecientes a varias familias de dicho orden en comparación con el resto de las áreas (Tabla 2). Se

registró un total de 105 aves consumidas pertenecientes a 13 especies, los emberízidos y furnáridos fueron presas comunes en los tres ambientes. El ave más consumida fue *Sicalis sp.* En la RPPL y el área AT, las frecuencias de emberízidos fueron de 0,26% y 0,28%, respectivamente y menor para el área agrícola intensiva (0,06%). La mayor proporción de furnáridos fue registrada la RPPL (0,18%), luego en el área AI (0,05%) y finalmente en el área AT (0,02%).

Los reptiles presentaron las menores tasas de consumos, incluyendo representantes de las familias Teiidae y Liolaemidae. El consumo mayor de reptiles se registró en la RPPL (1,33%), luego el área con un sistema AT (0,66%), siendo casi nulo su consumo en el área de producción intensiva (0,08%). En cuanto a los anfibios, estos contribuyeron a la dieta sólo en ambas áreas agrícolas (AT=0,27% y AI=0,29%, Fig.2).

Los mamíferos, al igual que las aves, fueron el segundo grupo de vertebrados más abundantes entre las presas del Halconcito colorado en el área de la RPPL (1,13%). Las áreas agrícolas presentaron valores más reducidos, observándose para el área AT y AI, consumos del 0,97 % y 0,16%, respectivamente. Los mamíferos presentes en la dieta corresponden a roedores y en el caso de la RPPL se documentó el consumo de *Thylamys sp.*, un pequeño marsupial del bosque semiárido de caldén. Entre los roedores se encuentra representantes de diversos géneros como *Calomys*, *Eligmodontia*, *Oligoryzomys*, *Akodon*, *Ctenomys* (Tabla 2.). En el área AT la dieta a base de roedores fue más diversa, registrándose al menos un representante de estos géneros. En contraste en el área AI y la RPPL, solo se observó predominio de una especie, *Akodon* y *Ctenomys*, respectivamente.

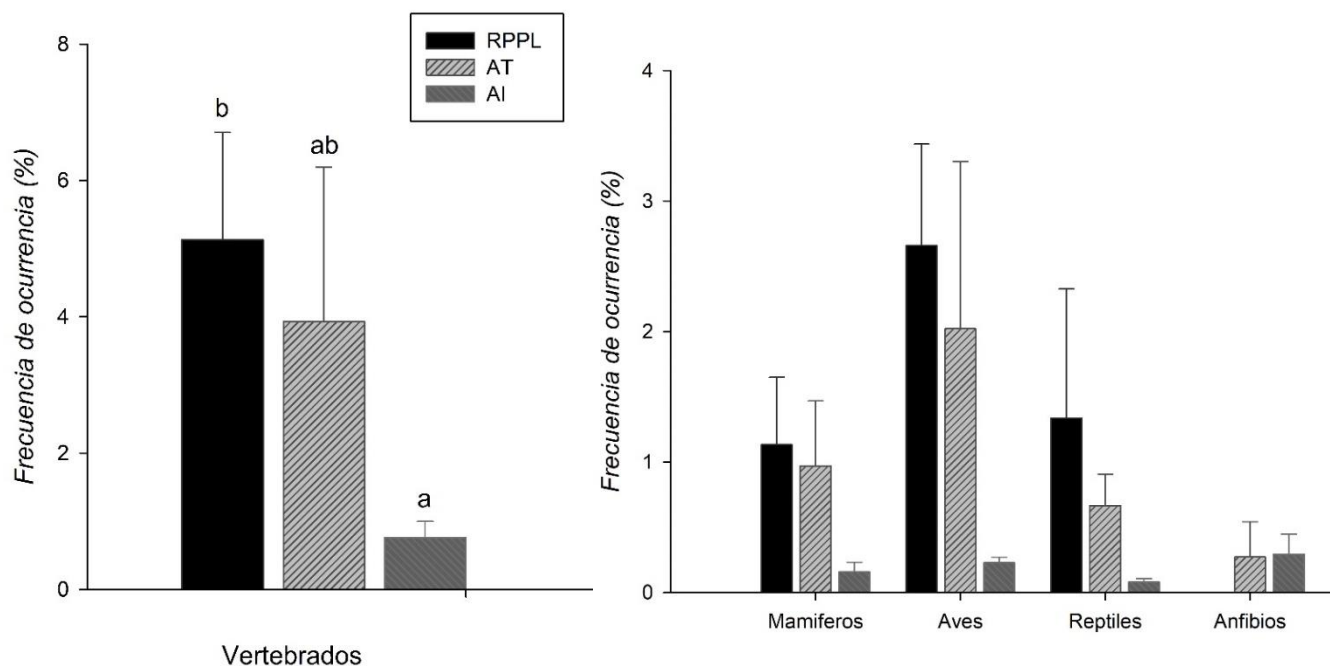


Figura 2. Porcentaje promedio de consumo (%F, \pm ES) de los principales grupos de vertebrados presentes en la dieta del Halconcito colorado en las tres áreas de trabajo (RPPL, Reserva Provincial Parque Luro, AT, Agricultura Tradicional, AI Agricultura Intensiva). Las diferencias significativas ($p < 0,05$) como resultado de la prueba de Tukey se señalan con letras distintas sobre las barras.

El análisis general para evaluar las variaciones en la proporción de los principales grupos de presas entre las áreas de muestreo, indicó que existieron diferencias en los ortópteros ($X^2 = 18,23$; $gl=2$; $p < 0,001$, $n=20$), coleópteros ($X^2 = 10,39$; $gl=2$; $p = 0,005$, $n=20$), arácnidos ($X^2 = 8,92$; $gl=2$; $p = 0,01$, $n=20$) y vertebrados ($X^2 = 7,38$; $gl=2$; $p = 0,024$, $n=20$) en la dieta del Halconcito colorado (Fig.1 y 2). La prueba de Tukey de comparaciones de a pares indicó que el consumo de ortópteros fue mayor en el área de la RPPL con respecto al área agrícola AT y AI ($p=0,01$; $z=-2,8$ y $p=0,001$; $z=-3,4$ respectivamente), no existiendo diferencias entre ambas áreas agrícolas ($p=0,4$; $z=-1,2$). El consumo de coleópteros solo difirió entre ambas áreas agrícolas, siendo mayor en el área AT con respecto al área AI ($p=0,03$; $z=-2,4$). Por su parte, el consumo de arácnidos, si bien la variable área de muestreo fue significativa, con valores promedios que sugieren claramente un mayor consumo en las dos áreas agrícolas frente al área de bosque (Fig.1), la prueba de Tukey indicó que estas diferencias entre los niveles de la variable no serían significativas ($p > 0,05$ para todas las comparaciones). El consumo de vertebrados fue mayor en el área de la RPPL con respecto al área AI ($p=0,03$; $z=-2,5$) y no existirían diferencias entre ambas áreas agrícolas ($p=0,2$; $z=-1,68$) y del mismo modo entre la RPPL y área AT ($p=0,4$; $z=-1,2$, Fig.2).

Los ortópteros consumidos por el Halconcito colorado aportaron la mayor biomasa en las tres áreas muestreadas, siendo más elevado en la RPPL (53,94%) seguido por el área AT (46,92%) y por último el área AI (31,09%, Fig.3). Por su parte los coleópteros contribuyeron a los aportes de biomasa en el área AT (11,25%), en contraste con las áreas restantes que fueron casi despreciables. En ambas zonas agrícolas, se registró un aporte de biomasa de arácnidos mayor (especialmente en la zona intensiva; AT=7,84% y AI=17,70%) comparado con la RPPL (0,50%).

En general, la mayor contribución de biomasa por parte de especies de vertebrados se registró en el área correspondiente al bosque (43,54%), frente a valores cercanos al 30 % en las áreas agrícolas (28,79% en la zona AT y 30,63% en la zona AI, Fig. 3). En las áreas agrícolas los aportes de biomasa de aves y mamíferos fueron menores que en el área de bosque natural. Las aves explican el 21,89% y los mamíferos el 19,15% de la biomasa en la RPPL. En el área AT, las aves contribuyeron con el 12,49% y en el área AI el aporte de biomasa fue de 6,33%. Caso contrario se da con los mamíferos, en el que el área AI registra mayor aporte (10,34%) que el área de manejo tradicional (8,55%). Los reptiles aportaron valores más altos de biomasa en el área AT (7,73 %) que en el área AI (2,58%) y el área de la RPPL (2,51%). Solo en área AI, los anfibios superaron los aportes de biomasa realizada por los mamíferos contribuyendo con el 11,37 % (Fig. 3).

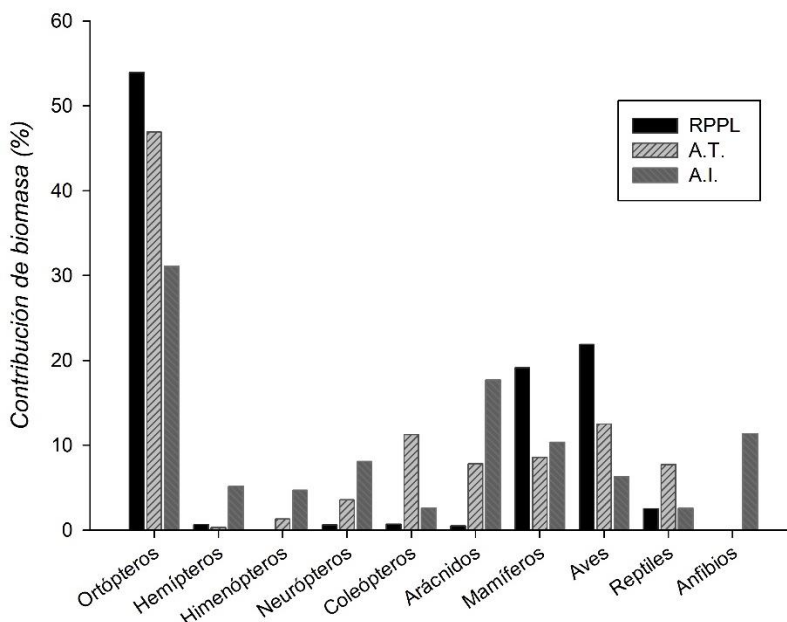


Figura 3. Porcentaje observado de biomasa contribuida (%B) por los principales ítems presa presentes en la dieta del Halconcito colorado en las tres áreas de muestreo (RPPL, Reserva Provincial Parque Luro, AT, Agrícola Tradicional, AI Agrícola Intensiva) durante la temporada reproductiva 2012-2013.

Tabla 2. Dieta del Halconcito colorado en las tres áreas de muestreo en La Pampa, Argentina, durante la temporada reproductiva 2012-2013 a través del análisis de egagrópilas y restos. N=número de presas, %F=frecuencia relativa y %B=contribución de biomasa de cada ítem presa.

| | peso (g) | RPPL | | | AGRÍCOLA TRADICIONAL | | | AGRÍCOLA INTENSIVA | | |
|---------------------------|----------|------|-------|--------|----------------------|-------|-------|--------------------|-------|-------|
| | | N | %F | %B | N | %F | %B | N | %F | %B |
| Especies presas | | | | | | | | | | |
| Rodentia | | | | | | | | | | |
| Roedores NI | 80 | | | | 2 | 0,032 | 0,018 | 4 | 0,06 | 0,055 |
| Ctenomyidae | | | | | | | | | | |
| <i>Ctenomys sp.</i> | 80 | 13 | 0,58 | 0,,148 | 2 | 0,032 | 0,018 | 1 | 0,015 | 0,014 |
| Cricetidae | | | | | | | | | | |
| Cricetidae NI | 38 | 1 | 0,04 | 0,,005 | 5 | 0,08 | 0,021 | 1 | 0,015 | 0,007 |
| Oligoryzomys | 22 | | | | 1 | 0,016 | 0,002 | | | |
| Akodon | 30 | 1 | 0,04 | 0,004 | 4 | 0,064 | 0,013 | 7 | 0,106 | 0,036 |
| Eligmodontia | 20,6 | | | | 3 | 0,048 | 0,007 | | | |
| Calomys | 16 | | | | 3 | 0,048 | 0,005 | | | |
| Cavidae | | | | | | | | | | |
| | 200 | 1 | 0,04 | 0,028 | | | | | | |
| Marsupiales | | | | | | | | | | |
| Didelphimorphia | 20 | 2 | 0,08 | 0,006 | | | | | | |
| Aves | | | | | | | | | | |
| Tinamidae | | | | | | | | | | |
| Nothura spp | 400 | | | | 1 | 0,016 | 0,044 | | | |
| Columbiformes | | | | | | | | | | |
| Columbidae | | | | | | | | | | |
| <i>Zenaida auriculata</i> | 128 | 1 | 0,045 | 0,018 | | | | | | |
| Passeriforme | | | | | | | | | | |
| Passeriformes NI | 30 | 25 | 1,116 | 0,107 | 10 | 0,161 | 0,033 | 6 | 0,091 | 0,031 |
| Furnariidae | | | | | | | | | | |
| | 40,2 | 4 | 0,179 | 0,023 | 1 | 0,016 | 0,004 | 2 | 0,03 | 0,014 |
| Icteridae | | | | | | | | | | |
| | 50,2 | 1 | 0,045 | 0,007 | 1 | 0,016 | 0,006 | | | |
| Emberizidae | | | | | | | | | | |
| | 19 | 8 | 0,357 | 0,022 | 15 | 0,241 | 0,032 | 4 | 0,06 | 0,013 |
| Tyranidae | | | | | | | | | | |
| | 28,66 | 2 | 0,089 | 0,008 | 4 | 0,064 | 0,013 | | | |
| Trogloditidae | | | | | | | | | | |
| | 12,5 | 2 | 0,089 | 0,004 | | | | | | |
| ploceidae | | | | | | | | | | |
| | 30,3 | 2 | 0,089 | 0,009 | | | | | | |
| Motacillidae | | | | | | | | | | |
| | 20 | 1 | 0,045 | 0,003 | 3 | 0,048 | 0,007 | 1 | 0,015 | 0,003 |
| Cuculiformes | | | | | | | | | | |
| | 128 | 1 | 0,045 | 0,018 | 1 | 0,016 | 0,014 | | | |
| Reptilia | | | | | | | | | | |
| Reptil NI | 30 | 1 | 0,045 | 0,004 | 16 | 0,257 | 0,053 | 2 | 0,03 | 0,01 |
| Teiidae | | | | | | | | | | |
| <i>Teius oculatus</i> | 29 | 3 | 0,134 | 0,012 | 9 | 0,145 | 0,029 | 3 | 0,045 | 0,015 |
| Liolaemidae | 14,9 | 4 | 0,179 | 0,008 | 8 | 0,129 | 0,013 | 1 | 0,015 | 0,003 |
| Amphisbaenidae | | | | | 1 | 0,016 | | | | |

| | RPPL | | | AGRÍCOLA TRADICIONAL | | | AGRÍCOLA INTENSIVA | | | |
|---|----------|------|-------|----------------------|------|-------|--------------------|-------|-------|-------|
| | peso (g) | N | %F | %B | N | %F | %B | N | %F | %B |
| Anfibios | | | | | | | | | | |
| anuros | 31 | | | | | | | 23 | 0,348 | 0,123 |
| Insecta | | | | | | | | | | |
| Insecta NI | | | | | 41 | 0,659 | | 5 | 0,076 | |
| Ortoptera | | | | | | | | | | |
| Acrididae | 2,5 | 1124 | 50,18 | 0,400 | 1167 | 18,76 | 0,323 | 512 | 7,743 | 0,221 |
| Grillidae | 1,2 | 819 | 36,56 | 0,140 | 312 | 5,016 | 0,041 | 547 | 8,273 | 0,113 |
| Tetigonidae | 2 | 2 | 0,089 | 0,001 | 106 | 1,704 | 0,023 | 6 | 0,091 | 0,002 |
| gryllotalpidae | | 3 | 0,134 | | 463 | 7,444 | | 262 | 3,962 | |
| Odonatos | | 1 | 0,045 | | 50 | 0,804 | | 47 | 0,711 | |
| Hemíptera | | | | | | | | | | |
| Heteroptera | | 19 | 0,848 | | | | | 1 | 0,015 | |
| Homóptera | | | | | | | | | | |
| Cicadidae | 1,3 | 35 | 1,563 | 0,006 | 27 | 0,434 | 0,004 | 249 | 3,766 | 0,056 |
| Diptera | | 4 | 0,179 | | 34 | 0,547 | | 3 | 0,045 | |
| Hymenoptera | | | | | | | | | | |
| Formicidae | 0,1 | 40 | 1,786 | 0,001 | 1455 | 23,39 | 0,016 | 2959 | 44,75 | 0,051 |
| otros | | 1 | 0,045 | | 51 | 0,82 | | 23 | 0,348 | |
| Coleoptera | | | | | | | | | | |
| Scarabaeidae | 1,1 | 4 | 0,179 | 0,001 | 36 | 0,579 | 0,004 | 10 | 0,151 | 0,002 |
| Carabidae | 1,3 | 4 | 0,179 | 0,001 | 219 | 3,521 | 0,032 | 91 | 1,376 | 0,02 |
| Curculionidae | 1 | 5 | 0,223 | 0,001 | 916 | 14,73 | 0,101 | 34 | 0,514 | 0,006 |
| tenebrionidae | 1 | 34 | 1,518 | 0,005 | | | | | | |
| Elateridae | | 1 | 0,045 | 0,000 | 17 | 0,273 | | 178 | 2,692 | |
| otros | | 26 | 1,161 | 0,000 | 80 | 1,286 | | 159 | 2,405 | |
| Neuroptera | | | | | | | | | | |
| Mantispidae | 1,4 | 31 | 1,384 | 0,006 | 284 | 4,566 | 0,044 | 362 | 5,475 | 0,088 |
| Aracnida | | | | | | | | | | |
| Aranae | 1 | 11 | 0,491 | 0,002 | 872 | 14,02 | 0,097 | 1109 | 16,77 | 0,192 |
| Escorpiones | 8 | 3 | 0,134 | 0,003 | | | | | | |
| Total ítem presas | | 2240 | | | 6219 | | | 6612 | | |
| Amplitud del nicho trófico (B) | | | 2,52 | | 6,82 | | | 4,01 | | |
| Amplitud del nicho trófico estandarizado (Bsta) | | | 0,04 | | 0,21 | | | 0,012 | | |

Más allá de los efectos generales entre áreas, la inclusión en los modelos de los usos de suelo en el entorno de las cajas permitió un análisis más próximo a las variables que determinaron la variación en la dieta. La matriz de correlación entre las variables de usos de suelo permitió comprobar que la ausencia de correlación entre las variables ($r < 0,75$ en todos los casos). A su vez los factores de inflación de varianza generalizada

(VIFs) entre las variables predictoras fueron menores a 10 en todos los casos lo que sugiere un bajo nivel de multicolinealidad. Los resultados de los GLMM indican que la frecuencia de consumo tanto de ortópteros como coleópteros no es determinada por los usos de suelo, ya que en ambos casos en el modelo final no fue retenida ninguna variable de usos de suelo ($p > 0,05$ en todos los casos). En cambio, el modelo resultante para evaluar la frecuencia de ocurrencia de los arácnidos, la cobertura de bosque se asoció en forma negativa ($X^2 = 16,09$; $gl=1$; $p < 0,001$) con la presencia de los mismos en la dieta de la especie. Al incluir las variables de uso de suelo la frecuencia relativa de vertebrados fue afectada de forma positiva por la superficie ocupada por el bosque natural y los rastrojos, mientras que la cobertura de soja lo hizo en forma negativa (Tabla 3).

Tabla 3. Resultados del GLMM para evaluar la variación en la proporción de vertebrados (%F) en la dieta del Halconcito colorado durante la temporada reproductiva 2012 en función de los diferentes usos de suelo.

| Variable | estimador \pm es | X^2 | gl | p-valor |
|------------|--------------------|-------|----|---------|
| intercepto | -4,07 \pm 0,14 | | | |
| bosque | 0,75 \pm 0,17 | 47,94 | 1 | <0,001 |
| soja | -0,38 \pm 0,18 | 16,72 | 1 | 0,03 |
| rastrojos | 0,38 \pm 0,15 | 17,26 | 1 | 0,01 |

DISCUSIÓN

Los resultados de este trabajo muestran que existen diferencias en la dieta del Halconcito colorado, a lo largo de un gradiente de intensificación agrícola, que se extiende desde un área natural de bosque de Caldén hasta áreas de cultivo con diferente grado de manejo agrícola (tradicional e intensivo) y que estas diferencias, en algunos grupos taxonómicos pueden relacionarse directamente con los distintos usos de suelo presentes en el área de muestreo. A diferencia de lo esperado, la dieta no fue más diversa en las áreas menos modificadas. Ambas medidas de diversidad de la dieta (amplitud del nicho trófico y el índice de diversidad H) resultaron bajas en la RPPL. A su vez, la amplitud de nicho trófico estandarizado fue baja en todas las áreas muestreadas debido, fundamentalmente, al alto consumo de artrópodos. Es destacable, que estos valores de amplitud nicho trófico estandarizado fueron incluso menores que los obtenidos para la misma especie en distintas localidades de la Patagonia (Santillán et al. 2009), aunque esto podría deberse a que los autores, para el caso de los

vertebrados, discriminaron como categorías de ítems presa a nivel de especie, es decir, con una mayor definición taxonómica que en este trabajo. En cuanto al índice de diversidad de la dieta (H) y amplitud del nicho trófico (B), éstos resultaron mayores en el área agrícola tradicional, seguido del área agrícola intensiva y menor en la Reserva provincial Parque Luro, sugiriendo que la especie consume una mayor diversidad categorías de ítems presas en ambas áreas agrícolas. Es posible que estos valores de diversidad de la dieta, respondan a la abundancia y/o disponibilidad de presas en cada área de muestreo. En este sentido, en otras especies de rapaces se ha observado que a medida que la abundancia de una especie de presa preferida disminuye en el ambiente, la amplitud de la dieta aumenta (Arroyo y Garcia 2006, Whitfield et al. 2015). En la RPPL la dieta presentó el menor valor de diversidad y de amplitud de nicho trófico. En esta área, los Halconcitos depredaron mayormente su principal presa, los ortópteros. En contraste en ambas áreas agrícolas, la abundancia de ortópteros fue menor y, el índice de diversidad y de amplitud de nicho trófico resultaron mayores. En cualquier caso, fue en la AT donde ambos índices de diversidad adquirieron su mayor valor. Esto podría responder a la mayor variabilidad de usos de suelo que se encuentran en el área agrícola tradicional, que sin duda genera una mayor heterogeneidad ambiental y mayor variabilidad de nichos. A su vez, históricamente esta AT se encuentra en zonas de transición entre dos ecorregiones como eran el Caldenal y los pastizales pampeanos por lo que es posible que de forma natural tuviera una mayor diversidad de presas potenciales. En contraste, en el área AI los Halconcitos posiblemente deban diversificar su dieta debido a una menor disponibilidad de sus principales presas.

De acuerdo a nuestros resultados, el Halconcito colorado es en el área de estudio un depredador oportunista que se alimentan de una variada gama de presas, que incluye durante la temporada reproductiva principalmente artrópodos (diversos insectos y arácnidos), pero también un porcentaje relevante de distintos grupos de vertebrados, lo cual concuerda con lo descrito generalmente para la especie (Ferguson–Lees y Christie 2001, Smallwood y Bird 2002). En cuanto a los aportes de biomasa, los artrópodos contribuyeron más que los vertebrados en las tres zonas de estudio durante la temporada reproductiva, por lo cual se puede definir al Halconcito colorado como insectívoro/carnívoro (Bó et al. 2007), en oposición con Jaksic *et al.* (1981), Sarasola *et al.* (2013) y Jaksic & Delibes (1987) que previamente definieron a la especie como carnívoro/insectívoro. A diferencia del resultado del presente trabajo, Sarasola *et al.* (2003) encontró en la zona de la RPPL, en el bosque de Caldén que la contribución de

biomasa de los vertebrados fue mayor que la de los invertebrados en la época de cría y en el invierno. Los datos del presente estudio se circunscriben a la época reproductiva por lo que no son totalmente comparables a los del mencionado trabajo. Sin embargo, las diferencias en cuanto a los valores relativos encontrados en la época reproductiva pueden deberse a varios factores. Por una parte, es muy posible que existan variaciones interanuales en la disponibilidad de alimento para la especie, la cual debido a su carácter oportunista tiene una gran capacidad de adaptarse a los recursos disponibles, por lo cual no es extraño encontrar variaciones en la dieta tal y como ocurre al comparar por ejemplo distintas localidades (Santillán et al. 2009). Además, si bien varía el tipo ítems presa que contribuyen mayormente a la dieta, en ambos trabajos tanto los ortópteros como los vertebrados resultan los mayores contribuyentes a la biomasa ingerida en el bosque de Caldén (Sarasola et al. 2003, este estudio). Otra posibilidad para explicar las diferencias encontradas en el orden de importancia de ortópteros y vertebrados puede ser el tipo de técnica de muestreo de la dieta empleada en ambos trabajos. Sarasola y colaboradores (2003) colectaron los restos visibles en las cajas nido y analizaron egagrópilas, pero no vaciaron todo el contenido de las cajas nido buscando en la “cama” compactada de aserrín el total de presas, tal y como se realizó en el presente trabajo, por lo tanto, es muy probable la abundancia de artrópodos haya sido infraestimada, debido a que por su pequeño tamaño los restos de estos animales pueden caer fácilmente entre el material de la caja nido y pasar desapercibidos (Oro y Tella 1995, Lewis et al. 2004).

En el Caldenal, los ortópteros fueron la presa más abundante y los que mayor contribución realizaron en términos en biomasa. En los ambientes agrícolas, la contribución de los ortópteros no difirió entre las áreas, pero resultaron menores a la RPPL, mientras que la contribución de los vertebrados decreció en el área agrícola intensiva en relación al área de la RPPL. Para compensar estos descensos en el número de ortópteros y vertebrados en las áreas agrícolas aparecen proporciones importantes de diversos grupos de artrópodos como los coleópteros y arácnidos que prácticamente no son presas del Halconcito colorado en el bosque. En otras rapaces, como el caso del Aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) se demostró que cambios en la dieta debido a cambios en la abundancia de las principales presas pueden tener efectos negativos sobre los parámetros reproductivos de la especie considerada (Arroyo y Garcia 2006). Sin embargo, en otra especie como el caso del Águila real (*Aquila chrysaetos*), la diversificación de la dieta no se asoció en forma negativa con la productividad (Whitfield et al. 2015). La disponibilidad de alimento es uno de los principales factores

limitantes para las poblaciones de aves de presa y variaciones en este recurso pueden verse reflejados en alguno de sus parámetros reproductivos (Preston 1990, Amar et al. 2003, Cartwright et al. 2014). Dado que todas las cajas nido muestreadas para este trabajo fueron exitosas, con valores de productividad elevados y por encima de la media general (4,83 pichones por caja nido muestreada en la RPPL, 3 en la zona AT y 4 en la AI frente a los 2,59 pichones por caja nido de productividad general en 2012), no permiten examinar si esta variación en la dieta tiene un correlato con las variaciones en parámetros demográficos del Halconcito colorado en nuestra área de estudio. Sin embargo, es evidente que los cambios en los usos de suelo generan una respuesta funcional en la especie, que varía su dieta en función de dichos usos, posiblemente en función de la disponibilidad de los distintos tipos de presa. En este sentido, las causas últimas de estas diferencias a nivel de área podrían deberse a cambios en la disponibilidad y accesibilidad de los recursos, a las prácticas de manejo, a los sistemas de siembra adoptados, a los tipos de cultivos, o los insumos utilizados.

Los sistemas con labranza reducida del suelo suelen presentar mayor diversidad y abundancia de artrópodos que los sistemas convencionales, la cuales depende a su vez de los cultivos involucrados, la época del año y el grupo de artrópodo considerado (Marasas et al. 2001, Lietti et al. 2008). Por otra parte, las prácticas modernas y más intensivas de manejo de la tierra, se caracterizan por una mayor aplicación de insumos como insecticidas, para combatir insectos perjudiciales o plagas, lo que podría estar reduciendo o al menos alterando, la disponibilidad de algunos grupos de invertebrados en las zonas agrícolas y en función de la intensidad de los usos productivos (Zalazar y Salvo 2007, De La Fuente et al. 2010). Por lo tanto, si uno esperaría que los ambientes más transformados tengan una menor abundancia y diversidad de artrópodos, se puede dar el caso en que esto no sea así y que los ambientes menos intervenidos presenten los mismos valores de abundancia y diversidad que los ambientes más intensivos (De La Fuente et al. 2010, Díaz Porres et al. 2014). El consumo de ortópteros, una de las principales presas de los Halconcitos fue mayor en la RPPL que en ambas áreas agrícolas, pero al incluir de forma particular la evaluación de los distintos usos de suelo, ninguna de las variables fue retenida en el modelo para explicar dicha variación entre las áreas. Trabajos sobre la comunidad de ortópteros en la región pampeana (Cigliano et al. 2002, Torrusio et al. 2002, Mariottini et al. 2013) encontraron que áreas caracterizadas por pastos implantados (y la con presencia de ganado) y los pastizales tenían densidades relativamente altas de ortópteros. En este sentido las cajas nido

analizadas en las tres áreas presentaron porcentajes de cobertura de pasturas similares, por lo cual es posible que este tipo de usos de suelo, no afectó la presencia de los ortópteros en la dieta del Halconcito. Las prácticas de manejo como la siembra directa con la no remoción del suelo y la presencia de residuos vegetales, fomenta la presencia invertebrados y, en el caso de los ortópteros podría facilitar la ovoposición de las hembras (De Wysiecki et al. 2005) y por lo tanto favorecer la presencia de ortópteros. Sin embargo, debido al carácter de insectos plagas, es muy probable que en las áreas agrícolas las aplicaciones de pesticidas para controlar daños a los cultivos (De Wysiecki et al. 2005), reduzcan las poblaciones de este grupo de insectos reduciendo su disponibilidad para los halcones en dichas áreas.

La frecuencia de ocurrencia de los coleópteros en la dieta del Halconcito colorado mostró variaciones entre las áreas agrícolas, siendo mayor en el área AT, seguido por AI y en última instancia el área de la RPPL, aunque sin diferencias estadísticamente significativas entre estas dos últimas zonas. Sin embargo y nuevamente como en el caso de los ortópteros, ninguna de las variables de uso de suelo puestas a prueba parece explicar dicha variación entre las áreas. Lietti *et al.* (2008) encontraron que la densidad de coleópteros no fue afectada por el tipo de labranza implementado, lo cual podría explicar el elevado consumo de coleópteros por parte del Halconcito colorado en ambas áreas agrícolas. Así mismo, los autores encontraron que la densidad de un grupo particular de coleópteros, los carábidos fue alta en cultivo de soja y maíz (Lietti et al. 2008). Estos trabajos sugieren que una mayor abundancia de coleópteros en estos ambientes, podrían sustituir en parte, el aporte que los Halconcitos obtienen de los ortópteros en las zonas de bosque. El menor consumo de coleópteros en la zona RPPL podría deberse a las preferencias de la especie por los ortópteros como ya ha sido mencionado en trabajos previos (Sarasola et al. 2003, Liébana et al. 2009) o a una menor abundancia de los mismos en esos ambientes.

La mayor proporción en el consumo de arácnidos fue registrada en ambas áreas agrícolas, lo cual podría relacionarse con un aumento de la visibilidad de este tipo de presas en dichos ambientes o a que sus abundancias sean mayores. Sin embargo, estas diferencias no resultaron significativas con respecto al consumo registrado en la RPPL. La cobertura de bosque se asoció en forma negativa con el consumo de arácnidos. Algunos trabajos han encontrado que en la región pampeana la diversidad de arañas era más elevada en áreas menos disturbadas como los bordes de vegetación natural con mayor diversidad vegetal en relación con los cultivos de soja y los rastrojos

(Liljeström et al. 2002, Weyland y Zaccagnini 2008, Vilches y Quirán 2013, Díaz Porres et al. 2014). Sin embargo, su densidad parece ser mayor en sistemas de cultivo intensivo por siembra directa que ocasiona menos disturbios a nivel de laboreo de las tierras que el sistema tradicional (Lietti et al. 2008). Esta mayor abundancia de arácnidos, unido a la menor abundancia de otras presas presumiblemente preferidas por los halcones como los ortópteros, podría explicar el patrón encontrado.

Las diferencias entre áreas de muestreo en el consumo de vertebrados por parte de los Halconcitos parecen explicarse adecuadamente por las relaciones con las distintas variables de uso de suelo. Mientras la superficie ocupada por el bosque natural y los rastrojos tuvieron un efecto positivo sobre el consumo de vertebrados, la cobertura de soja tuvo un efecto negativo. La conversión de ambientes naturales en ambientes exclusivamente agrícolas tiene efectos negativos sobre biodiversidad (Tilman et al. 2001). La retracción de la fauna causada por el aumento de áreas cultivadas se ha registrado en otras subregiones de la región pampeana como en la Pampa Ondulada donde la riqueza de aves se relacionó negativamente con la intensidad agrícola y positivamente con la complejidad del paisaje (Codesido et al. 2011, Medan et al. 2011). Di Giacomo y Lopez de Casenave (2010) remarcan la importancia de los hábitats de borde en agroecosistemas que muestran mayor diversidad, riqueza y densidad de aves que los cultivos de alfalfa y de soja, ya que presentan mayor cobertura y altura de árboles y arbustos. Asimismo, en dicho estudio se demuestra que los campos de soja tienen una menor densidad de aves que los campos de alfalfa. En cuanto a los roedores, varios trabajos coinciden en la importancia de los márgenes de vegetación nativa, como los pastizales de las banquinas y las vías del ferrocarril o los márgenes de los campos (Bilenca et al. 2007, Fraschina et al. 2012) y los fragmentos de bosque en áreas medanosas en el Espinal (Gomez et al. 2017) como zonas donde se concentra la abundancia y la diversidad de roedores. Estos estudios, indican que los campos limpios, ya sea de soja o de maíz suelen tener abundancias bajas de roedores (Bilenca et al. 2007). Tendencias que parecen acentuarse con el tiempo ya que la abundancia de los mismos a lo largo del tiempo parecen disminuir a la par que se incrementa la intensificación agrícola (Fraschina et al. 2012).

De forma general, diversos trabajos parecen sugerir que las abundancias de vertebrados sobre los que depreda el Halconcito colorado son menores en las zonas con agricultura más intensiva (Benton et al. 2003, Di Giacomo y Lopez de Casenave 2010, Medan et al. 2011) lo que podría explicar el bajo consumo relativo de este grupo de

especies por parte de los Halconcitos colorado en el área de muestreo de agricultura intensiva. A su vez, los distintos trabajos refuerzan la importancia de mantener márgenes sin cultivar en los bordes de los campos y la necesidad de conservar los pequeños reservorios de vegetación nativa que permanece en las banquinas de los caminos y en las zonas marginales de los campos, ya que dichos ambientes servirán de reservorio y refugio para multitud de especies, que quedarán protegidos en dichas zonas productivas tanto de la actividad mecánica agrícola como en cierta medida, de la aplicación directa de pesticidas. La conservación de estos remanentes en los agroecosistemas pampeanos puede ser fundamental para garantizar la persistencia de especies depredadoras como las rapaces y de los servicios ecosistémicos que prestan (Donázar et al. 2016) en dichos sistemas.

En la bibliografía publicada no existen trabajos que evalúen cambios en la dieta del Halconcito colorado entre áreas naturales y áreas afectadas por cambios en los usos del suelo, pero sí existen trabajos puntuales que describen la dieta en áreas agrícolas que abarcan su rango de distribución. Figueroa Rojas & Corales Stappung (2004) en su estudio llevado a cabo en áreas agrícolas al sur de Chile encontraron que la dieta de esta rapaz durante el verano, estaba representada mayormente en término de frecuencia por insectos (ortópteros), seguido aves, roedores y reptiles, aportando a su vez, las aves la mayor biomasa seguido de los reptiles. Sin embargo, estos resultados en áreas agrícolas de Chile resultan más similares a lo registrado por nosotros y Sarasola *et al.* (2003) para el área natural de bosque de Caldén que para las áreas agrícolas pampeanas.

En el Caldenal, los ortópteros fueron la presa más abundante y los que mayor contribución realizaron en términos en biomasa. En los ambientes agrícolas, la contribución de los ortópteros no difirió entre áreas pero resultaron menores a la RPPL, mientras que la contribución de los vertebrados decreció en el área agrícola intensiva en relación al área de la RPPL. Para compensar estos descensos en el número de ortópteros y vertebrados en las áreas agrícolas aparecen proporciones importantes de diversos grupos de artrópodos que prácticamente no son presas del Halconcito colorado en el bosque.

Las diferencias observadas en la dieta entre las áreas muestreadas en este trabajo y en comparación con trabajos realizados en otras áreas (Sarasola et al. 2003, Figueroa Rojas y Corales Stappung 2004, Zilio 2006, Liébana et al. 2009, Santillán et al. 2009), refuerzan la idea de que el Halconcito colorado es debido a su amplio espectro trófico y su habilidad para aprovechar los recursos dominantes, una especie plástica y con una

elevada capacidad de adaptación a ambientes con distinto grado de modificación. Esta plasticidad del Halconcito colorado, podría hacer que la especie se vea beneficiada por los paisajes cultivados en detrimento de otras especies especialistas (y obviamente menos adaptables) que no encuentren los recursos que necesitan en los agroecosistemas (Arroyo y Garcia 2006).

En los últimas décadas ha surgido un nuevo enfoque en los sistemas productivos agrícolas en pos de la conservación de especies depredadoras para aprovechar el control biológico que de forma natural realizan sobre ciertas especies consideradas plagas para la agricultura. Esto se logra a través tanto de la gestión del hábitat en los paisajes agrícolas para poder generar un hábitats propicio para estos depredadores como también para mejorar el valor de conservación de las tierras agrícolas (Landis et al. 2000). Las aves se han propuesto como importantes controladoras de plagas (Whelan et al. 2008), realizando el control tanto sobre artrópodos como sobre vertebrados perjudiciales, generalmente roedores u otras aves (Kellermann et al. 2008, Kross et al. 2016, Wendt y Johnson 2017). La utilización de aves de presa en viñedos en Nueva Zelanda por ejemplo, consiguió una disminución en la abundancia de aves y del 95% en el número de uvas perdidas, lo que se tradujo en beneficios económicos directos para los productores evaluados en más de USD\$233/ha dependiendo de las diferentes variedades de uva (Kross et al. 2012). Valores incluso más altos por ha se consiguieron en campos de café “de sombra” en Jamaica, una modalidad que promueve el crecimiento del café en el sotobosque de forma que las especies arbóreas de mayor porte se retienen (se consigue una menor deforestación) y con ellos una mayor comunidad de aves que controlan las plagas del café (Johnson et al. 2010). La implementación de cajas nido para atraer a aves depredadoras ha dado eficaces resultados tanto para combatir plagas de oruga en huertos de manzana por parte el Carbonero común (*Parus major*) en Holanda o plagas de roedores en tierras agrícolas por parte del Cernícalo vulgar (*Falco tinninculus*) y de la Lechuza del Campanario (*Tyto alba*) en el norte de España (Paz et al. 2013), Israel (Meyrom et al. 2009), Malasia (Hafldzl et al. 2000) o en viñedos de California (Wendt y Johnson 2017).

Los distintos estudios de dieta del Halconcito colorado (Sarasola et al. 2003, Figueroa Rojas y Corales Stappung 2004, Zilio 2006, Liébana et al. 2009, Santillán et al. 2009), y particularmente el nuestro, por el elevado consumo de artrópodos, sugieren que el Halconcito puede ser considerado un aliado de los productores agrícolas, donde podría ayudar al control de plagas. En este sentido, la instalación de

cajas nido para la especie en los sistemas productivos argentinos podría implementarse como medida de manejo ecológica de especies plagas para la agricultura, reduciendo el uso de agroquímicos y generando beneficios para la conservación de la vida silvestre.

Finalmente, un análisis más complejo teniendo en cuenta, las condiciones meteorológicas durante el periodo de estudio o la estacionalidad de las muestras, la variabilidad entre años, la estructura de la vegetación y la realización de muestreos de disponibilidad de presas, podrían explicar las variaciones observadas en el espectro trófico de la especie en este estudio y establecer cuáles son los factores que las determinan, ya sea su abundancia y disponibilidad o las preferencias de los individuos de las parejas reproductivas. Análisis más prolongados de la dieta en el marco del proceso de intensificación agrícola y su relación con parámetros demográficos, podría además permitir evaluar si posibles cambios en los parámetros demográficos pueden deberse a menor disponibilidad de alimento adecuado en los ambientes más intensificados o por el contrario a otros factores como puedan ser la climatología, la competencia intra e interespecífica o la presión de depredación.

BIBLIOGRAFÍA

- Aizen, M. A., L. A. Garibaldi, y M. Dondo (2009). Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecología Austral* 19:45-54.
- Almasi, B., P. Béziers, A. Roulin, y L. Jenni (2015). Agricultural land use and human presence around breeding sites increase stress-hormone levels and decrease body mass in barn owl nestlings. *Oecologia* 179:89-101.
- Altieri, M. a (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment* 74:19-31.
- Amar, A., S. Redpath, y S. Thirgood (2003). Evidence for food limitation in the declining hen harrier population on the Orkney Islands, Scotland. *Biological Conservation* 111:377-384.
- Arroyo, B. E., y J. T. Garcia (2006). Diet composition influences annual breeding success of Montagu's Harriers *Circus pygargus* feeding on diverse prey. *Bird Study* 53:73-78.
- Bennett, A. F., J. Q. Radford, y A. Haslem (2006). Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation* 133:250-264.
- Benton, T. G., J. A. Vickery, y J. D. Wilson (2003). Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18:182-188.
- Bilenca, D. N., C. M. González-Fischer, P. Teta, y M. Zamero (2007). Agricultural intensification and small mammal assemblages in agroecosystems of the Rolling Pampas, central Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121:371-375.
- Bilenca, D., M. Codesido, C. González Fischer, L. Pérez Carusi, E. Zufiaurre, y A. Abba (2012). Impactos de la transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 2:189-198.
- Bó, M. S., A. V. Baladrón, y L. M. Biondi (2007). Ecología trófica de falconiformes y strigiformes tiempos de síntesis. *Hornero* 22:97-115.
- Bucher, E. H., B. Costa Gorriz, y G. C. Leynaud (2001). Bird diversity and forest fragmentation in the semiarid espinal woodland of Cordoba, Argentina. *Boletín de la Academia Nacional de Ciencias*:117-124.
- Calamari, N. C., y M. E. Zaccagnini (2007). Respuesta de las aves a la fragmentacion del monte nativo entrerriano. Implicancias para la conservacion y agricultura

- sustentable. En Agricultura Sustentable en Entre Ríos. (O. P. Caviglia, O. F. Papparotti y M. C. Sasal, Editores). Ediciones INTA, Buenos Aires, pp. 119-126.
- Cardador, L., E. Planas, A. Varea, y S. Mañosa (2012). Feeding behaviour and diet composition of Marsh Harriers *Circus aeruginosus* in agricultural landscapes. *Bird Study* 59:228-235.
- Cartwright, S. J., M. A. C. Nicoll, C. G. Jones, V. Tatayah, y K. Norris (2014). Agriculture modifies the seasonal decline of breeding success in a tropical wild bird population. *Journal of Applied Ecology* 51:1387-1395.
- Castro Cabral, J., M. A. M. Granzinolli, y J. C. Motta (2006). Dieta do quiriquirei, *Falco sparverius* (Aves: Falconiformes), na Estação Ecológica de Itirapina, SP. *Revista Brasileira de Ornitologia* 14:393-399.
- Cavalli, M., A. V. Baladrón, J. P. Isacch, G. Martínez, y M. S. Bó (2014). Prey selection and food habits of breeding Burrowing Owls (*Athene cunicularia*) in natural and modified habitats of Argentine pampas. *Emu* 114:184-188.
- Cei, J. M. (1986). Reptiles del centro-oeste y sur de Argentina: Herpetofauna de las zonas áridas y semiáridas. Museo Regionale di Scienze Naturali, Torino, Monografie IV, 527 pp.
- Chehébar, C., y S. Martín (1989). Guía para el reconocimiento microscópico de los pelos de mamíferos de la Patagonia. *Doñana Acta Vertebrata*, 16:247-291.
- Cigliano, M. M., S. Torrusio, y M. L. De Wysiecki (2002). Grasshopper (Orthoptera : Acrididae) community composition and temporal variation in the Pampas , Argentina. *Society* 11:215-221.
- Codesido, M., C. González-Fischer, y D. N. Bilenca (2011). Distributional changes of landbird species in agroecosystems of Central Argentina. *The Condor* 113:266-273.
- Codesido, M., C. M. González-Fischer, y D. N. Bilenca (2012). Agricultural land-use, avian nesting and rarity in the Pampas of central Argentina. *Emu* 112:46-54.
- Codesido, M., C. M. González-Fischer, y D. N. Bilenca (2013). Landbird assemblages in different agricultural landscapes: A case study in the Pampas of Central Argentina. *The Condor* 115:8-16.
- Colwell, R. K. ., y D. J. Futuyma (1971). On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecological Society of America* 52:567-576.
- Costantini, D., G. Dell’Omo, I. La Fata, y S. Casagrande (2014). Reproductive performance of Eurasian Kestrel *Falco tinnunculus* in an agricultural landscape

- with a mosaic of land uses. *Ibis*:768-776.
- Cruz, A. (1976). Food and foraging ecology of the American Kestrel. *The Condor* 78:409-412.
- De La Fuente, E. B., S. Perelman, y C. M. Ghera (2010). Weed and arthropod communities in soybean as related to crop productivity and land use in the Rolling Pampa, Argentina. *Weed Research* 50:561-571.
- De Wysiecki, M. L., J. Otero, y S. Torrusio (2005). Estimación de daño causado por *Dichroplus elongatus* GIGLIO-TOS (Orthoptera : Acrididae) en cultivos de soja en siembra directa , en la provincia de Buenos Aires. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 34:59-72.
- Del Hoyo, J., A. Elliott, y J. Sargatal (1994). Handbook of the birds of the world. Volume 2. New world vultures to guineafow. Lynx Edicions, Barcelona.
- Di Giacomo, A. S., y J. Lopez de Casenave (2010). Use and importance of crop and field-margin habitats for birds in a Neotropical agricultural ecosystem. *The Condor* 112:283-293.
- Di Maggio, R., D. Campobello, y M. Sarà (2018). Lesser kestrel diet and agricultural intensification in the Mediterranean: an unexpected win-win solution? *Journal for Nature Conservation* 45:122-130.
- Díaz Porres, M., M. H. Rionda, A. E. Duhour, y F. R. Momo (2014). Artropodos del suelo: Relaciones entre la composición faunística y la intensificación agropecuaria. *Ecología Austral* 24:327-334.
- Donázar, J. A., A. Cortés-Avizanda, J. A. Fargallo, A. Margalida, M. Moleón, Z. Morales-Reyes, R. Moreno-Opo, J. M. Pérez-García, J. A. Sánchez-Zapata, I. Zuberogoitia, y D. Serrano (2016). Roles of raptors in a changing world: From flagships to providers of key ecosystem services. *Ardeola* 63:181-234.
- Donázar, J. A., O. Ceballos, A. Travaini, y F. Hiraldo (1993). Roadside raptor surveys in the Argentinean Patagonia. *Journal of Raptor Research* 27:106-110.
- Duffy, J. E. (2002). Biodiversity and ecosystem function: The consumer connection. *Oikos* 99:201-219.
- Feinsinger, P., E. E. Spears, y R. W. Poole (1981). A Simple measure of niche breadth. *Ecological Society of America* 62:27-32.
- Ferguson-Lees, J., y D. A. Christie (2001). *Raptors of the world*. Houghton Mifflin, Boston, MA.
- Figueroa Rojas, R. A., y E. S. Corales Stappung (2004). Summer Diet Comparison

- Between the American Kestrel (*Falco Sparverius*) and Aplomado Falcon (*Falco Femoralis*) in an Agricultural Area of Araucanía , Southern Chile. *Hornero* 19:53-60.
- Fox, J., y S. Weisberg (2011). *An {R} Companion to applied regression*. Second. Sage, Thousand Oaks, CA.
- Fraschina, J., V. A. León, y M. Busch (2012). Long-term variations in rodent abundance in a rural landscape of the Pampas, Argentina. *Ecological Research* 27:191-202.
- Gavier-Pizarro, G. I., N. C. Calamari, J. J. Thompson, S. B. Canavelli, L. M. Solari, J. Decarre, A. P. Goijman, R. P. Suarez, J. N. Bernardos, y M. E. Zaccagnini (2012). Expansion and intensification of row crop agriculture in the Pampas and Espinal of Argentina can reduce ecosystem service provision by changing avian density. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:44-55.
- Gomez, D., J. A. Coda, V. N. Serafini, A. Steinmann, y J. W. Priotto (2017). Small mammals in Agroecosystems: responses to land use intensity and farming management. *Mastozoología Neotropical* 24:289-300.
- Gonzalez-Fischer, C. M., M. Codesido, P. Teta, y D. Bilenca (2011). Seasonal and geographic variation in the diet of Barn Owls (*Tyto alba*) in Temperate agroecosystems of Argentina. *Ornitologia Neotropical* 22:295-305.
- Greer, J. K., y D. S. Bullock (1966). Notes on stomach contents and weights of some Chilean birds of prey. *Auk* 83:308-309.
- Hafldzl, M. N., A. M. A. Zubald, y B. Harun (2000). The ecology of Barn Owl *Tyto alba* in ricefield as biological control of ricefield rat *Rattus argentiventer*.
- Harrison, X. A. (2014). Using observation-level random effects to model overdispersion in count data in ecology and evolution. *PeerJ* 2:e616.
- Hosmer, D., L. S., y R. Sturdivant (2013). *Applied logistic regression*. John Wiley & Sons.
- Jaksić, F. M., H. W. Greene, y J. L. Yáñez (1981). The guild structure of a community of predatory vertebrates in central Chile. *Oecologia* 49:21-28.
- Jaksić, F. M., y M. Delibes (1987). A comparative analysis of food-niche relationships and trophic guild structure in two assemblages of vertebrate predators differing in species richness: causes, correlations, and consequences. *Oecologia* 71:461-472.
- Johnson, M. D., J. L. Kellermann, y A. M. Stercho (2010). Pest reduction services by birds in shade and sun coffee in Jamaica. *Animal Conservation* 13:140-147.
- Kellermann, J. L., M. D. Johnson, A. M. Stercho, y S. C. Hackett (2008). Ecological

- and economic services provided by birds on Jamaican Blue Mountain coffee farms. *Conservation Biology* 22:1177-1185.
- Kross, S. M., J. M. Tylianakis, y X. J. Nelson (2012). Effects of introducing threatened falcons into vineyards on abundance of passeriformes and bird damage to grapes. *Conservation Biology* 26:142-149.
- Kross, S. M., R. P. Bourbour, y B. L. Martinico (2016). Agricultural land use, barn owl diet, and vertebrate pest control implications. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 223:167-174.
- Landis, D. A., S. D. Wratten, y G. M. Gurr (2000). Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology* 45:175-201.
- Lewis, S. B., M. R. Fuller, y K. Titus (2004). A comparison of 3 methods for assessing raptor diet during the breeding season. *Wildlife Society Bulletin* 32: 373-385.
- Liébana, M. S., J. H. Sarasola, y M. S. Bó (2009). Parental care and behavior of breeding American Kestrels (*Falco sparverius*) in Central Argentina. *Journal of Raptor Research* 43:338-344.
- Lietti, M., J. C. Gamundi, G. Montero, A. Molinari, y V. Bulacio (2008). Efecto de dos sistemas de labranza sobre la abundancia de artrópodos que habitan en el suelo. *Ecología Austral* 18:71-87.
- Liljesthrom, G., E. Minervino, D. Castro, y A. Gonzalez (2002). La Comunidad de arañas del cultivo de soja en la provincia de Buenos Aires , Argentina. *Neotropical Entomology* 31:197-209.
- Marasas, M. E., S. J. Sarandon, y A. C. Cicchino (2001). Changes in soil arthropod functional group in a wheat crop under conventional and no tillage systems in temperate Argentina. *Applied Soil Ecology* 18:61-68.
- Mariottini, Y., M. L. De Wysiecki, y C. Ernesto Lange (2013). Diversidad y distribución de acridios (Orthoptera: Acridoidea) en pastizales del sur de la región pampeana, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 61:111-124.
- Marti, C. D. (1988). A long-term study of food-niche dynamics in the Common Barn-Owl: comparisons within and between populations. *Canadian Journal of Zoology* 66:1803-1812.
- Marti, C. D., M. Bechard, y F. M. Jaksic (2007). Food habits. En *Raptor research and management techniques*. (K. Bird D., Bisldstein, Editor). Hancock House Publishers, Blaine, WA, U.S.A., pp. 129-151.

- Martin, J. M., L. C. Branch, R. N. Raid, y S. C. Beyeler (2010). Temporal instability of agricultural habitat reduces reproductive success of Barn Owls (*Tyto alba*). *The Auk* 127:909-916.
- Matson, P. A., W. J. Parton, A. G. Power, y M. J. Swift (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277:504-509.
- McCullagh, P., y J. J. . Nelder (1989). *Generalized linear models*. Second Ed. Chapman and Hall, London, U.K.
- Medan, D., J. P. Torretta, K. Hodara, E. B. de la Fuente, y N. H. Montaldo (2011). Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodiversity and Conservation* 20:3077-3100.
- Meyrom, K., Y. Motro, Y. Leshem, S. Aviel, y I. Izhaki (2009). Nest-box use by the Barn Owl *Tyto alba* in a biological pest control program in the Beit She'an valley , Israel. *Ardea* 97:463-467.
- Narosky, T., y D. Yzurieta (2003). *Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay*. Vázquez Mazzini Editores y Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires.
- Oro, D., y J. L. Tella (1995). A comparison of two methods for studying the diet of the Peregrine Falcon. *Journal of Raptor Research* 29:207-210.
- Paruelo, J. M., J. Guerschman, y S. Verón (2005). Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia hoy* 15:14-23.
- Paz, A., D. Jareño, L. Arroyo, J. Viñuela, B. E. Arroyo, F. Mougeot, J. J. Luque-Larena, y J. A. Fargallo (2013). Avian predators as a biological control system of common vole (*Microtus arvalis*) populations in north-western Spain: Experimental set-up and preliminary results. *Pest Management Science* 69:444-450.
- Preston, C. R. (1990). Distribution of raptor foraging in relation to prey biomass and habitat structure. *The Condor* 92:107-112.
- R Core Team (2016). *R: A language and environment for statistical computing*.
- Rodríguez, C., L. Tapia, E. Ribeiro, y J. Bustamante (2013). Crop vegetation structure is more important than crop type in determining where Lesser Kestrels forage. *Bird Conservation International*:1-15.
- Santillán, M. Á., A. Travaini, S. C. Zapata, A. Rodríguez, J. A. Donázar, D. E. Procopio, y J. I. Zanón (2009). Diet of the American Kestrel in Argentine Patagonia. *Journal of Raptor Research* 43:377-381.

- Sarasola, J. H., M. Á. Santillán, y M. A. Galmes (2003). Food habits and foraging ecology of American Kestrels in the semiarid forests of central Argentina. *Journal of Raptor Research* 37:236-243.
- Shannon, C. E., y W. Weaver (1949). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press.
- Smallwood, J. A., y D. M. Bird (2002). American Kestrel (*Falco sparverius*). En *The Birds of North America. The Birds*. Philadelphia, PA., p. 602.
- Sosa, R. A. (2008). Efectos de la fragmentación del bosque de Caldén sobre las comunidades de aves en el Centro-Este de La Pampa. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Buenos Aires.
- Tilman, D. G. (1999). Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96:5995-6000.
- Tilman, D. G., J. Fargione, B. Wolff, C. D'Antonio, A. Dobson, R. Howarth, D. Schindler, W. H. Schlesinger, D. Simberloff, y D. Swackhamer (2001). Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292:281-284.
- Torrusio, S., M. M. Cigliano, M. L. De Wysiecki, y M. M. Cigliano (2002). Grasshopper (Orthoptera: Acridoidea) and plant community relationships in the Argentine pampas. *Journal of Biogeography* 29:221-229.
- Vilches, J. Y., y E. M. Quirán (2013). Estimate biodiversity araneids (Arthropoda: Queliceriformes) and Formicidae (Insecta: Hymenoptera) in cultures of soybean and peanuts from a site of the ecoregion Pampeana. *Munis Entomology & Zoology* 8:317-330.
- Wendt, C. A., y M. D. Johnson (2017). Multi-scale analysis of barn owl nest box selection on Napa Valley vineyards. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 247:75-83.
- Weyland, F., y M. E. Zaccagnini (2008). Efecto de las terrazas sobre la diversidad de artrópodos caminadores en cultivos de soja. *Ecologia Austral* 18:357-366.
- Whelan, C. J., D. G. Wenny, R. J. Marquis, y S. Louis (2008). Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York academy of sciences* 1134:25-60.
- Whitfield, D. P., R. Reid, P. F. Haworth, M. Madders, M. Marquiss, R. Tingay, y A. H. Fielding (2015). Diet specificity is not associated with increased reproductive performance of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in Western Scotland. *Ibis* 151:255-264.

- Yañez, J. L., H. Núñez, R. P. Schlatter, y F. M. Jaksić (1980). Diet and weight of American Kestrels in central Chile. *Auk* 97:629-631.
- Zalazar, L., y A. Salvo (2007). Entomofauna asociada a cultivos hortícolas orgánicos y convencionales en Córdoba, Argentina. *Neotropical Entomology* 36:765-773.
- Zilio, F. (2006). Dieta de *Falco sparverius* (Aves:Falconidae) e *Athene cunicularia* (Aves: Strigidae) em uma região de dunas no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 14:379-392.

Capítulo 3

Patrón de ocupación de territorios de cría y
ecología reproductiva del Halconcito colorado
en ambientes naturales y agroecosistemas
pampeanos



Resumen

Para comprender la demografía de una especie, es necesario estudiar sus parámetros poblacionales y los factores que los determinan. Las transformaciones del hábitat y los factores climáticos pueden afectar la reproducción de las aves. En Argentina, se ha dado un fuerte proceso de expansión e intensificación agrícola a expensas de los ambientes naturales y agrícolas de baja intensidad. Sin embargo, no está claro cómo la irrupción de estos sistemas productivos intensivos o su interacción con el clima podrían afectar a las poblaciones de rapaces. Utilizando como modelo de estudio al Halconcito colorado (*Falco sparverius*), se evaluó el efecto potencial del uso de la tierra (en torno a las cajas nido) y el clima sobre la selección de los territorios de cría y el rendimiento reproductivo a lo largo de un gradiente de intensificación agrícola desde tierras de cultivo intensivo donde la soja cubre la mayor parte de la superficie, hasta bosques semiáridos naturales, con un área intermedia de agricultura más tradicional. Se monitorearon 457 eventos reproductivos del Halconcito colorado entre los años 2011 y 2016. Todos los años el porcentaje de cajas nido ocupadas en ambas áreas agrícolas fue más alto que en la zona de bosque nativo, probablemente debido a la escasez de sitios de nidificación adecuados en las áreas agrícolas. El período de puesta de huevos se extendió desde el 13 de septiembre al 20 de diciembre, siendo el pico de puesta en la segunda semana de Octubre. El tamaño medio de puesta fue 4,48 huevos (rango 1-7), el número medio de pichones producidos fue de 3,02 (rango 0-6) y la probabilidad media de reproducción exitosa fue 0,79. El tamaño de nidada fue de 3,82 pichones (rango 1-6). Los parámetros reproductivos generales y entre áreas fueron similares a los reportados en trabajos previos en el país y en el hemisferio norte. En cuanto al efecto particular de los usos de suelo, el porcentaje de soja como subrogante de la intensificación agrícola no tuvo un efecto negativo directo sobre el rendimiento reproductivo del Halconcito colorado aunque ciertos tipos de uso de la tierra modularon los parámetros reproductivos. Las precipitaciones actuaron modulando la fecha de puesta y la productividad, posiblemente a través de efectos indirectos positivos sobre la productividad primaria y de efectos negativos directos sobre la supervivencia de pichones y la búsqueda de alimento por parte de los adultos. La presencia de pasturas es importante para determinar la productividad y el éxito reproductivo del Halconcito colorado. Se logró marcar 1275 individuos adultos y pichones, sin embargo el número de individuos reavistados fue relativamente bajo. Se pudo constatar la madurez reproductiva al primer año de edad y la reutilización de las cajas nidos por más de un

año consecutivo. Los resultados, sugieren que la ocupación del área con agricultura intensiva es muy elevada pero que los parámetros reproductivos en esa área, en la medida en que se ve reducida la cobertura de pasturas, serían menores. Si bien las diferencias en los parámetros reproductivos no son muy marcadas entre áreas, será por demás interesante analizar si la continua transformación de pastizales y sistemas agrícolas más tradicionales a sistemas agrícolas más intensivos podría tener un efecto sobre la productividad de la especie a escala regional, reduciendo progresivamente la calidad del hábitat para la especie.

INTRODUCCIÓN

El crecimiento o el declive de una población dependen del resultado demográfico de la interacción entre los distintos parámetros poblacionales de dicha población. Por lo tanto, para comprender por qué algunas poblaciones de determinadas especies pueden prosperar mientras otras disminuyen o desaparecen, es necesario estudiar sus parámetros demográficos y los factores que los determinan (Newton 1998). La reproducción es uno de los parámetros demográficos centrales ya que determina el pasaje de los genes de una generación a la siguiente (Newton 1979, Bartholomew 1986, Bell 2008). Para finalmente dejar descendencia las aves deben pasar por una serie de etapas, desde la elección de ocupar un territorio, la adquisición de una pareja, la construcción del nido, realizar la puesta de huevos y luego el cuidado de la puesta hasta la eclosión de los huevos y finalmente la crianza de los pichones. En cualquiera de esta serie de etapas distintos factores individuales o ambientales pueden provocar el fracaso de la reproducción (Newton 1998, Steenhof y Newton 2007). Diversos factores pueden por lo tanto limitar la reproducción de las aves, por ejemplo la disponibilidad de sitios para nidificar o de alimento, cambios en la estructura y composición del hábitat, la actividad humana, diferentes interacciones intra e interespecíficas, la presencia de contaminantes, el clima, etc. (Steenhof y Newton 2007).

Desde el punto de vista de una especie silvestre, la calidad del hábitat puede definirse como la disponibilidad de condiciones apropiadas para la reproducción, la supervivencia y la persistencia de la población en dicho hábitat (Block y Brennan 1993). De esta manera, la selección y establecimiento de una especie en un determinado hábitat, a través de las condiciones que provee para esa especie, influyen directamente en la supervivencia de los individuos y en su capacidad para reproducirse (Orians y Wittenberger 1991, Ferrer y Bisson 2003, Sergio y Newton 2003). En ese sentido, hábitats más pobres en términos de calidad, como podrían considerarse los agroecosistemas (ambientes alterados por la actividad antrópica), podrían afectar negativamente la demografía o la salud de los individuos. En particular, en el último medio siglo y con el fin de incrementar la producción de alimentos para la población humana, la agricultura ha sufrido un proceso de marcada intensificación (con un incremento en la mecanización de la producción, el uso masivo de pesticidas, y la simplificación de ambientes) que ha generado cambios profundos en los agroecosistemas (Tilman 1999, Foley et al. 2005). Estos cambios, sin duda han

generado marcados efectos en las poblaciones de aves que los habitan (Donald et al. 2001, Arroyo et al. 2003).

La reproducción de las especies se evalúa considerando diversos parámetros, como el tamaño de puesta (número de huevos que ponen), la fecha en que esta puesta se realiza, el tamaño de la nidada (número de pichones producido), la edad de la primera reproducción y la frecuencia de los intentos de cría (Steenhof & Newton 2007). Por lo tanto, un análisis de variaciones en cualquiera de estos parámetros permitiría detectar como afectan los cambios ambientales a estas especies. A su vez medidas como el éxito reproductivo (si crían con éxito al menos un pichón o no) y la productividad (el número de pichones producidos que volaron) suelen ser empleadas como una medida de la eficacia biológica o “*fitness*” de los individuos (Tarlow y Blumstein 2007).

Debido a su posición trófica como depredadores tope y a sus amplios requerimientos de hábitat, las aves rapaces han sido utilizadas en repetidas ocasiones como modelos de estudio para evaluar los efectos de cambios ambientales como los generados en el proceso de expansión e intensificación agrícola (Grande et al. 2018, Smits y Naidoo 2018). La intensificación agrícola ha estado directamente relacionada a la disminución poblacional en varias especies de rapaces del mundo y es considerada en la actualidad uno de los principales factores de amenaza para las aves rapaces que se encuentran bajo algún grado de amenaza de extinción de acuerdo a la UICN (Biber 1994, Arroyo et al. 2003, Grande et al. 2018). La disminución en la calidad del hábitat ligada a la intensificación agrícola puede afectar el éxito reproductivo de las especies al reducir la disponibilidad de alimento (Donazar et al. 1993b, Cardador et al. 2012), al modificar los posibles hábitats de anidación (Sánchez-Zapata et al. 2003, Amar y Redpath 2005), al afectar la condición física o salud de los individuos (Vergara et al. 2008) o directamente por provocar la mortalidad directa de individuos por intoxicación con pesticidas, o por otras prácticas agrícolas (Goldstein et al. 1999, Arroyo et al. 2002).

A pesar de las modificaciones ambientales que implican los procesos de intensificación agrícola, estos no siempre tienen un efecto negativo sobre las poblaciones de aves rapaces, de forma que en algunos casos, ciertas especies se ven favorecidas por incrementos en la disponibilidad de alimento o por la aparición de nuevos substratos de nidificación (Carrete et al. 2009, Cardador et al. 2011, Sternalski et al. 2013, Murgatroyd et al. 2016a, b; Smith et al. 2017). La reducción en la disponibilidad de alimento puede ocurrir si las prácticas agrícolas reducen la capacidad de carga del ambiente o si la accesibilidad para las rapaces es alterada por ejemplo

debido a cambios en la estructura de la vegetación (Amar et al. 2003, Rodríguez et al. 2013).

Además de los impactos que puedan tener determinadas transformaciones de hábitat sobre la reproducción de las aves, esta puede verse también determinada por factores ambientales o climáticos (Crick 2004, Jetz et al. 2007). Las precipitaciones, por ejemplo, pueden tener efectos positivos sobre el rendimiento reproductivo a través de la disponibilidad de alimento mediada por la producción primaria. Por otra parte, precipitaciones elevadas o condiciones climáticas adversas en periodos críticos de la reproducción pueden tener efectos negativos si por ejemplo, limitan la actividad de forrajeo de los individuos o si por extremas, afectan directamente matando a los embriones en los huevos o a los pichones cuando todavía no pueden termorregular (Steenhof et al. 1997, Bionda y Brambilla 2012, Catry et al. 2012, Garcia-Heras et al. 2016). Por lo tanto, cambios en las condiciones climáticas habituales en una zona, por ejemplo como consecuencia del cambio climático pueden generar cambios en la fenología de las aves, y en algunos casos, desajustes entre su fenología reproductiva y la fenología de su alimento, lo que puede afectar el rendimiento reproductivo de dichas aves (Crick 2004).

Existen evidencias de que el paisaje agrícola combinado con las condiciones climáticas afectan la fenología reproductiva (Visser et al. 2004, Senapathi et al. 2011, Smith et al. 2017), y en algunos casos, la supervivencia de adultos y polluelos lo que afecta al éxito reproductivo de las rapaces (Martin et al. 2010, Murgatroyd et al. 2016b).

En las últimas décadas, en Argentina, al igual que ha ocurrido en otros países latinoamericanos, se ha dado un fuerte proceso de expansión e intensificación agrícola a expensas de bosques secos y pastizales naturales (SA y DS 2007, Vallejos et al. 2015). Este proceso, si bien varía entre zonas, implica sobre todo una transformación de distintos tipos de ambientes naturales (bosques y pastizales) y antropizados (cultivos tradicionales) a extensos monocultivos principalmente de soja (Graesser et al. 2015, Vallejos et al. 2015).

La comunidad de aves rapaces en los agroecosistemas de Argentina no es ajena a estos procesos y en general es menos rica y diversa en las zonas agrícolas que en zonas de pastizal (naturales o de forrajeo)(Travaini et al. 1995, Leveau y Leveau 2002, Filloy y Bellocq 2007a, b; Carrete et al. 2009, Codesido et al. 2011, Gavier-Pizarro et al.

2012). Dependiendo de los estudios algunas especies de aves de rapaces parecen ser más abundantes o frecuentes en áreas de cultivos que en hábitats naturales, al menos en ciertas áreas (Schrag et al. 2009, Goijman et al. 2015), mientras que en otros trabajos, esas mismas especies parecen verse afectados negativamente por los cultivos y favorecidas por los pastizales naturales (Canavelli et al. 2003, Filloy y Bellocq 2007a, Sarasola et al. 2008, Carrete et al. 2009). Sin embargo, todos estos trabajos, se basan en conteos de individuos, sin que en ningún caso se haya procedido a evaluar en qué medida esas abundancias responden a variaciones en los parámetros reproductivos de las especies, si esas variaciones están ligadas a las prácticas agrícolas o cómo interactúan esas transformaciones con el clima para afectar a las poblaciones de rapaces.

El Halconcito colorado es una de las especies más comunes de la Argentina y se encuentra muy asociada a los agroecosistemas (Donázar et al. 1993a, De la Peña y Rumboll 1998, Narosky y Yzurieta 2003). Sin embargo, la información incluso de aspectos muy básicos de su biología reproductiva es prácticamente inexistente en el país. En Norteamérica, la especie ha sido muy estudiada e incluso se plantea que los cambios en los usos del suelo podrían ser uno de los factores detrás del declive poblacional que ha experimentado la especie en algunas áreas (Smallwood et al. 2009, McClure et al. 2017). En Argentina, los modelos generales de abundancia y presencia dan información contradictoria sobre esta especie en los agroecosistemas. Mientras que algunos estudios sugieren que los Halconcitos prefieren pastizales y evitan o son menos comunes en tierras de cultivo (Travaini et al. 1995, Leveau y Leveau 2002, Filloy y Bellocq 2007a) otros estudios sugieren que es más abundantes en tierras de cultivo (Carrete et al. 2009, Schrag et al. 2009) e incluso que se ve favorecida por la cobertura de soja (Goijman et al. 2015). Los resultados de esta tesis, indican que las transformaciones agrícolas tienen un efecto sobre la dieta de la especie, de forma que en las áreas de bosque nativo el Halconcito depreda sobre todo ortópteros y vertebrados, mientras que la proporción de ambos ítem presa disminuye progresivamente en las áreas agrícolas en relación con su intensificación (Capítulo 2). En contraposición, en las áreas agrícolas se incrementa el consumo de otros grupos de artrópodos y vertebrados, posiblemente para suplir una menor disponibilidad de sus presas principales. Esta variación en la dieta, sugiere una respuesta funcional del Halconcito a la variación en la disponibilidad de recursos ligada a las transformaciones antrópicas del medio. Faltaría evaluar, si esos cambios en la dieta se ven reflejados en cambios en el desempeño demográfico del Halconcito colorado.

En este capítulo bajo la hipótesis general de que tanto el uso de la tierra como el clima afectan a la selección de lugares de cría y al rendimiento reproductivo de las aves de presa, se evaluó el efecto potencial del uso de la tierra (en el contexto de la intensificación agrícola ocurrida en Argentina, y en concreto, en la provincia de La Pampa) sobre el patrón de ocupación espacial de los territorios por parte del Halconcito colorado a lo largo de un gradiente de intensificación agrícola desde tierras de cultivo intensivo donde la soja cubre la mayor parte de la superficie, hasta bosques semiáridos naturales, con un área intermedia de agricultura más tradicional. Asimismo, se evaluó como varía el rendimiento reproductivo de esta especie a lo largo de dicho gradiente, teniendo en cuenta además el posible efecto de la variabilidad en las precipitaciones en períodos críticos de su ciclo de reproducción. Para ello, se utilizó la información recopilada entre 2011 y 2016 en una población de Halconcito colorado que cría en cajas nido en el centro de Argentina. También se brinda información sobre aspectos generales de la ecología reproductiva del Halconcito colorado incluyendo sus parámetros reproductivos globales, fidelidad al nido, al área de estudio, dispersión natal y causas de fracasos reproductivos.

METODOLOGIA

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en las tres áreas de muestreo ya descritas en el Capítulo 1, las cuales se corresponden con distintos usos productivos y cobertura vegetal en el centro-este de la provincia de La Pampa. Un área que representa una muestra del bosque de Caldén, la Reserva Provincial Parque Luro (RPPL), y dos áreas ubicadas en agroecosistemas que presentan diferente intensidad en cuanto a los usos de suelo. En el área Agrícola Tradicional (AT), predomina la producción mixta, donde la agricultura y la ganadería coexisten en un régimen rotatorio tradicional y el área Agrícola Intensiva (AI), donde predomina la agricultura intensiva centrada en el cultivo de soja.

Monitoreo de cajas nido: tasas de ocupación y parámetros reproductivos

Las cajas nidos fueron monitoreadas durante 6 temporadas reproductivas entre los años 2011 a 2016. Desde el mes de octubre, al comienzo de la temporada de cría, las cajas se revisaron periódicamente para evaluar su ocupación por parejas reproductoras de Halconcito colorado. Una caja nido se consideró ocupada cuando se observaron individuos con comportamiento reproductivo (cópulas, entrega de cebas de cortejo) o

indicios de intento reproductivo tales como presencia de cuenco dentro de la caja nido o huevos. Las cajas nidos fueron revisadas regularmente cada semana desde el inicio de la temporada reproductiva para detectar la fecha de puesta (puesta del primer huevo) y, una vez comenzada ésta, visitas a intervalos menores (<3 días) hasta constatar que la puesta fue completada y su tamaño final (tamaño de puesta). Una vez constatado el tamaño de puesta, las cajas nidos no se visitaron hasta la fecha de eclosión estimada de los huevos para reducir molestias a los individuos.

A efectos de su posterior análisis, la fecha de puesta fue estandarizada en relación al 1 de septiembre de cada año, contabilizándose esta variable como días enteros a partir de esa fecha. La especie tiene una frecuencia de puesta alterna (i.e., un huevo cada dos días, Smallwood & Bird 2002), por lo que a efectos de estimar la fecha del inicio de la puesta cuando ésta ya se había iniciado –pero no completado– al momento de la primera visita, se descontaron 2 días por cada huevo presente en la caja. Cuando la puesta estuvo completa al momento de la primera visita, se calculó la fecha de puesta en base a estimaciones de la edad de los pichones a partir del tamaño y desarrollo del plumaje de los mismos, utilizando para ello guías que describen crecimiento y desarrollo de los pichones para esta especie (Griggs and Steenhof 1993, Klucsarits and Rusbuldt 2007). En esos casos, la fecha de puesta se estimó como: la fecha de la visita menos la edad estimada de los pichones ese día, menos los 30 días promedio de incubación, menos n días necesarios para completar la puesta menos un huevo (ya que la incubación en el Halconcito colorado usualmente comienza cuando se pone el penúltimo huevo, ver Smallwood & Bird 2002).

Además de la fecha de puesta, para cada caja se registró el tamaño de puesta, el tamaño de nidada (número de pichones eclosionados exitosamente), la productividad (número de pichones que volaron del nido) y el éxito reproductivo (proporción de parejas que crían con éxito al menos un pichón). Se consideró un intento de reproducción como exitoso cuando el/los pichones alcanzaron el 80% de la edad necesaria para abandonar el nido (Steenhof y Newton 2007), en este caso, aproximadamente 22 días (Griggs y Steenhof 1993).

Captura, marcaje e identificación de los individuos

Entre el año 2011 y 2016 todos los años se procedió a capturar y marcar el máximo número posible de adultos y de pichones. Todos los individuos fueron identificados con un anillo metálico con numeración única, solo leíble mediante recaptura física del

individuo o en ocasiones muy puntuales con fotografías de muy buena calidad y tomadas a corta distancia. A partir del 2012, los individuos se marcaron también con anillos de lectura a distancia, PVC con códigos de colores o con combinaciones alfanuméricas. Para más detalles sobre el marcaje ver metodología general en Capítulo 1. Cada año, en los meses previos al inicio de la temporada reproductiva, se procedió a realizar observaciones para detectar la presencia de individuos reproductores marcados en las cajas nido ocupadas. Posteriormente, a lo largo de la temporada reproductiva, estas observaciones continuaron de forma oportunista para intentar detectar en el total de parejas reproductivas la presencia de individuos marcados y proceder a su identificación. Esta información fue utilizada para evaluar fidelidad de los individuos adultos a la caja nido y a la pareja. Asimismo, la identificación de individuos marcados en las cajas nido permitió obtener datos de recambio de parejas, de dispersión reproductiva (definida como el cambio de individuos de una caja nido a otra en temporadas reproductivas consecutivas) y una estima de la distancia de dispersión natal de los individuos (definida como la distancia en línea recta entre la caja nido de nacimiento y la caja nido donde se detecta por primera vez reproduciéndose).

Variables del hábitat y climáticas

Para analizar los efectos de la intensificación de la agricultura sobre el rendimiento reproductivo, se utilizaron las diferentes superficies dedicadas a cada uso de la tierra (Capítulo 1) en las tres áreas de muestreo durante cuatro épocas de cría (2012, 2014-2016). Teniendo en cuenta que algunos usos cambian a medida que avanzaba la temporada de cría, se utilizaron las diferentes coberturas en dos momentos del período de reproducción: en la etapa de puesta de huevos e incubación temprana (20 de septiembre-30 octubre), y una segunda etapa durante el período de crianza de pichones (15 de noviembre-31 diciembre).

Dado que el principal motor de la intensificación agrícola en Argentina es el cultivo de soja, se consideró la cobertura de soja como el mejor indicador de la intensificación de la agricultura en las distintas áreas de muestreo y en el entorno de cada caja nido. La información sobre la precipitación mensual (mm) se obtuvo a partir de estaciones meteorológicas ubicadas en establecimientos de la policía provincial (<http://www.policia.lapampa.gov.ar/contenidos/ver/lluvias>), de un establecimiento privado ubicado en el área Agrícola Intensiva (Ea. “La Margarita”) y del INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agrícola, <https://inta.gob.ar/anguil>), todos ellos

ubicados en la proximidad de cada área de muestreo. De esta manera se asignó a cada caja nido los valores de precipitación del punto de registro de lluvia más cercano a la caja nido. Se utilizaron los datos mensuales de los meses que podían ser críticos durante el ciclo de reproducción (incubación-septiembre y octubre-, crecimiento de pichones -noviembre y diciembre-) y a su vez se agrupó la precipitación registrada para obtener la precipitación anual, la precipitación durante la época reproductiva (agosto-enero), la precipitación en la época no reproductiva, las precipitaciones acumuladas trimestral (agosto-octubre) y bimestralmente (agosto-septiembre) en el período previo al inicio de reproducción (considerando dicho inicio desde el mes de octubre) para cada área de estudio.

Análisis estadístico

Ocupación y parámetros reproductivos

En primera instancia se realizó un análisis general para examinar las variaciones en los parámetros reproductivos del Halconcito colorado entre las tres áreas de estudio incluyendo su variación anual. Se construyeron Modelos Lineales Mixtos (MLM) y Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM) utilizando el software R 3.2.4 (R Core Team 2016) usando el paquete estadístico 'lme4' (Bates et al. 2015). Para realizar la comparación entre las distintas áreas de estudio se excluyeron los datos de la temporada reproductiva del año 2011 ya que las cajas nidos en el área AI se colocaron en el año 2012. Como variables respuesta se utilizaron: la ocupación de las cajas nido, la fecha de puesta, el tamaño de puesta, la productividad y el éxito reproductivo. Como variables explicativas se incluyeron la temporada de cría, el área de estudio (ingresada como un factor con tres niveles, RPPL, AT y AI) y su interacción. La identificación de la caja nido (ID) fue incluida como factor aleatorio para controlar la falta de independencia por las medidas repetidas sobre la misma unidad de muestreo (caja nido) en sucesivos años.

Para el modelo de fecha de puesta, se utilizó una distribución normal usando el módulo estadístico 'lme4' (Bates et al. 2015). Una vez verificada la ausencia de sobredispersión de los datos, los modelos de tamaño de puesta y productividad se construyeron usando una distribución de errores Poisson y una función de enlaces *logit*. Para los modelos de éxito reproductivo y ocupación se utilizó una distribución de errores binomial y funciones de enlace *logit* considerando que las variables respuesta fueron dicotómicas: 1 (exitoso/ocupado) o 0 (no exitoso/no ocupado). Adicionalmente

realizamos una comparación de a pares entre los niveles de las variables área de muestreo y temporadas reproductivas empleando una prueba de Tukey para examinar las diferencias en las diferentes variables respuestas.

Efecto de los usos de suelo y las precipitaciones sobre la reproducción del Halconcito colorado

Se emplearon Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM, Zuur et al. 2009) para evaluar el efecto de los distintos usos de suelo y las precipitaciones sobre las mismas variables respuesta que comprenden los parámetros reproductivos de la especie. No se realizaron modelos para la ocupación de las cajas nido ya que en las áreas agrícolas la ocupación fue prácticamente del 100 % por lo que no existió variabilidad que explicar en esas áreas.

Al igual que en el modelo general, en estos análisis se excluyó la información de la temporada de cría de 2011 porque las cajas nido del área AI no se colocaron hasta 2012. Asimismo, para los análisis del efecto de los usos de suelo sobre los parámetros reproductivos no se incluyó el año 2013 en los análisis porque no se dispuso de la información de cobertura para el área agrícola tradicional. Como variables explicativas se utilizaron las variables de precipitación (mensual, anual, la precipitación durante la época reproductiva, durante la época no reproductiva, las precipitaciones acumuladas trimestral y bimestralmente en el período previo al inicio de reproducción para cada área de estudio) y las coberturas de los diferentes usos del suelo dentro de un radio de 500 m alrededor de cada caja nido (bosque de Caldén, arboleda exótica, soja, pastizal, girasol, maíz, cereales, rastrojos y zona peridoméstica).

Para el tamaño de puesta y los modelos de éxito reproductivo también se incluyó como covariable la fecha de puesta. Para controlar la no independencia de los datos provenientes de la misma caja nido en años distintos, el ID de la caja nido y el año fueron incluidos como factores aleatorios. La colinealidad se evaluó mediante la correlación de Pearson, donde se eliminaron secuencialmente las variables que presentaban una correlación de Pearson $r > 0,75$, donde solo se retuvo las variables de mayor sentido biológico. Luego, la multicolinealidad se evaluó calculando factores de inflación de varianza generalizados (VIFs) utilizando el paquete 'car' (Fox y Weisberg 2011). Se consideró la falta de multicolinealidad cuando todas las variables presentaron un $VIF < 10$ (Montgomery y Peck 1992). Para analizar la variación en la fecha de puesta, también se excluyeron datos de 2012 (modelando datos para el período 2014-2016)

porque para esa temporada los datos de uso de la tierra sólo se tomaron en la etapa de crianza de los pichones.

Para los modelos de fecha de puesta y productividad, se empleó una distribución de errores binomial negativa para corregir la sobredispersión de los datos utilizando la función 'glmmadmb' del paquete 'glmmadmb' (Fournier et al. 2012). Una vez verificada la falta de sobredispersión de los datos el modelo de tamaño de puesta se construyó empleando una distribución de errores Poisson y una función de enlaces *logit*, mientras que para el éxito reproductivo se utilizó una distribución de errores binomial y funciones de enlace *logit* considerando la variable respuesta 1 (exitoso) o 0 (no exitoso) empleando la función 'glmer', paquete 'lme4' (Bates et al. 2015). A su vez para los modelos ajustados con la función 'glmer' (modelo de tamaño de puesta y de éxito reproductivo) se calculó la proporción de varianza explicada tanto por los factores fijos como aleatorios, a través del cálculo de R^2 condicional utilizando la función 'r.squaredGLMM', paquete 'MuMIn' (Barton 2018).

Proceso de modelado

En todos los casos el procedimiento de modelado se inició a partir del modelo completo que incluyó todas las variables evaluadas. Dicho modelo se fue simplificando siguiendo el procedimiento de pasos hacia atrás (*backward stepwise*), eliminando secuencialmente los términos no significativos del modelo y conservando sólo las variables explicativas significativas (Hosmer et al. 2013). Se consideró que una variable era significativa cuando su valor de $p \leq 0,05$. El resultado final fue el modelo más adecuado para explicar la variabilidad en la variable de respuesta, donde solamente se conservan las variables explicativas significativas.

RESULTADOS

Usos del suelo en las áreas de estudio

Durante el periodo del 2012 y 2014-2016 considerando las áreas circundantes a las cajas nido, los cultivos de soja cubrieron aproximadamente el $50,17\% \pm 3,51$ de la superficie en el área agrícola intensiva a través de los años, si bien existió una amplia variación en la misma con cajas nido donde los cultivos de soja cubrieron casi el 100% de la superficie en el radio de 500 m, mientras que en otras la soja ocupó sólo el 1%. Las pasturas fueron el segundo uso de la tierra en orden de importancia, ocupando el $21,99\% \pm 2,80$, seguido por cultivos de maíz con $18,03\% \pm 2,75$ (Fig. 1). En el área

agrícola tradicional, los pastizales dominaron el paisaje ($42,96\% \pm 3,94$) seguido por maíz ($20,16\% \pm 3,36$) y luego los rastrojos y el cultivo de soja ($10,60\% \pm 3,58$ y $11,79\% + 1,09$, respectivamente). En la Reserva Provincial Parque Luro, el bosque de Caldén fue la cobertura dominante ($72,03\% \pm 0,97$) seguida de pastos naturales ($27,69 \pm 0,97$, Fig.1).

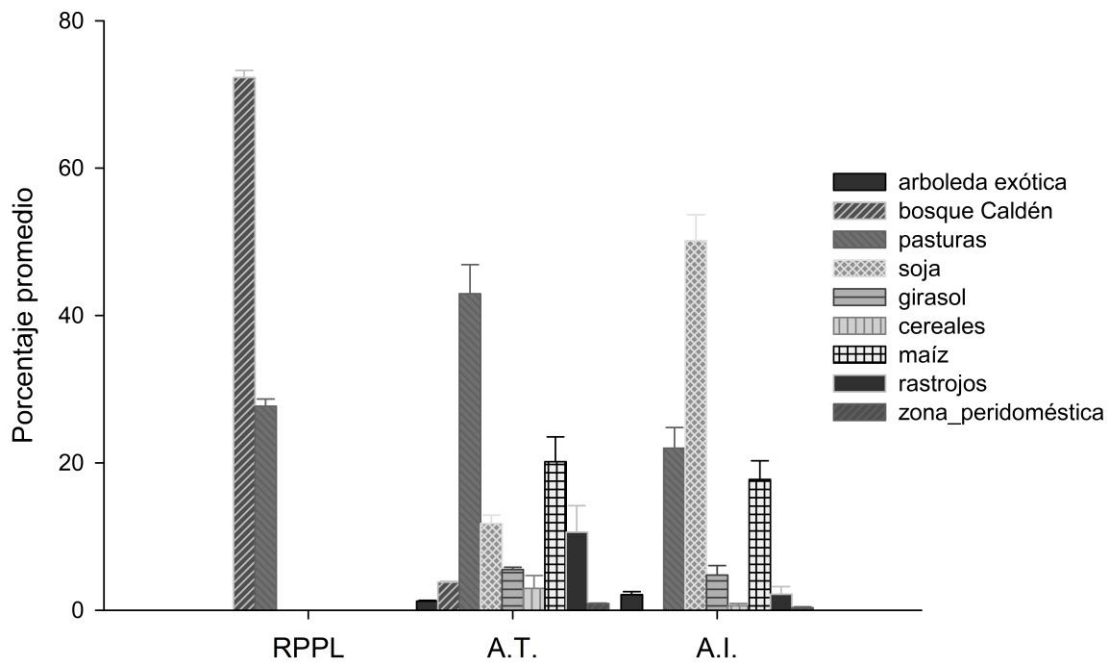


Figura 1. Porcentajes promedios (\pm ES) de cobertura de los diferentes usos de la tierra en un radio de 500 m alrededor de las cajas nidos en las tres áreas de muestreo (PLNR, Reserva Natural Parque Luro, AT, agrícola tradicional, AI, agrícola intensiva) durante 2012 y 2014-2016 en La Pampa.

Tasas de ocupación de cajas nido y parámetros reproductivos generales

Se monitorearon un total de 457 eventos reproductivos del Halconcito colorado en el centro de Argentina durante 6 temporadas reproductivas entre los años 2011 y 2016. Todos los años, desde 2011, las cajas nido fueron ocupadas en un alto porcentaje en ambas áreas agrícolas, mientras que el número de cajas nido ocupadas en la Reserva Provincial Parque Luro fue usualmente menor (Tabla 1, ver más abajo).

Tabla 1. Ocupación de las cajas nidos por parte del Halconcito colorado en las tres áreas de muestreo durante las temporadas reproductivas comprendidas entre 2011 y 2016 en La Pampa. Las cajas de nidos en el área agrícola intensiva se colocaron en el año 2012. Entre paréntesis se indica el número de cajas nido disponibles en cada área.

| Año | Reserva Provincial Parque Luro | Agrícola Tradicional | Agrícola Intensiva |
|-------------|-----------------------------------|-------------------------|--------------------|
| 2011 | 16,66% (n=24) | 66% (n=50) | ----- |
| 2012 | 25% (n=24) | 98 % (n=50) | 83,33% (n=30) |
| 2013 | 25% (n=24) | 92% (n=50) | 90% (n=30) |
| 2014 | 50% (n=24) | 96% (n=50) | 100% (n=30) |
| 2015 | 41,66% (n=24) | 100% (n=50) | 100% (n=30) |
| 2016 | 41,66% (n=24) | 94% (n=50) | 96,6% (n=30) |

La ocupación de cajas nidos estuvo determinada tanto por la temporada reproductiva ($X^2 = 17,89$; $gl = 4$, $p < 0,001$) como por las áreas de muestreo ($X^2 = 32,38$; $gl = 2$, $p < 0,001$) (Fig.3). La prueba de Tukey de comparaciones de a pares nos permitió determinar que la ocupación de las cajas nido resultó mayor durante las temporadas reproductivas del 2014, 2015, 2016 con respecto a la temporada 2012 (en todos los casos $p < 0,001$), aunque sin diferencias en los demás años (Fig.3a). La tasa de ocupación fue similar entre ambas áreas agrícolas ($p = 0,8$; $z = -0,62$) y mayor en tanto en el área AT e AI con respecto al área RPPL ($p < 0,001$; $z = 5,48$ y $p < 0,001$; $z = 5,11$, respectivamente) (Fig.3 b). En todos los años de muestreo se registraron individuos de otras especies de aves haciendo uso de las cajas nido como el Alicucú común (*Megascop choliba*), Caburé chico (*Glaucidium brasilianum* (Orozco-Valor & Grande 2016), Tordo músico (*Agelaioides badius*), Ratona común (*Troglodites aedon*), Monjita blanca (*Xolmis irupero*), Gorrión (*Passer dmesticus*), Jilguero dorado (*Sicalis flaveola*) y Lechuza del campanario (*Tyto alba*). Las cajas nidos fueron ocupadas incluso por otras especies de vertebrados e invertebrados: en dos oportunidades se registró a una Comadreja overa (*Didelphis albiventris*), un ratón que no fue posible identificar y abejas domésticas (*Apis mellifera*).

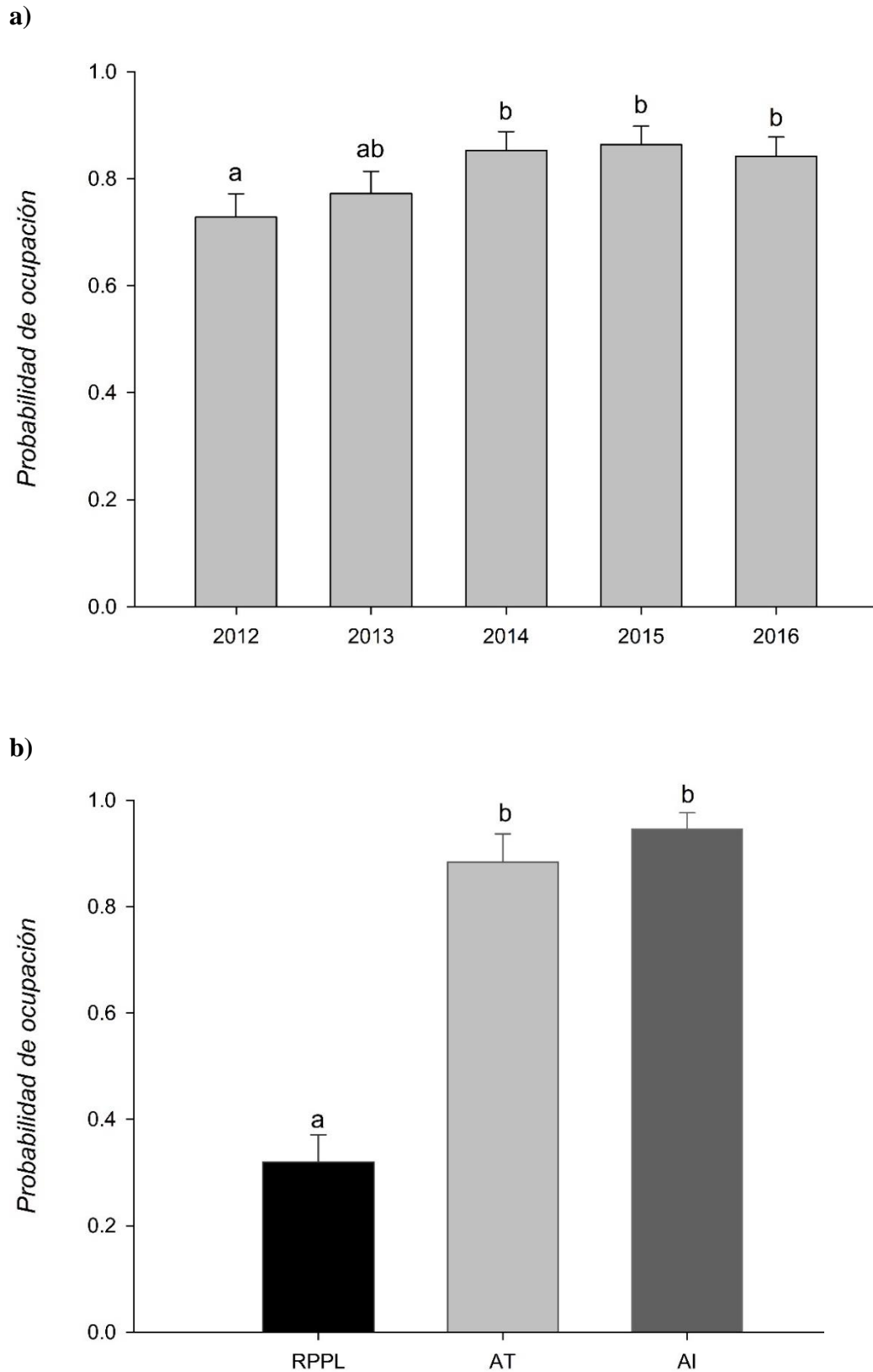


Figura 3. Valores observados de ocupación de las cajas nido (\pm ES) del Halconcito colorado a) entre temporadas reproductivas y b) entre áreas de muestreo (PLNR, Reserva Natural Parque Luro, AT, agrícola tradicional, AI, agrícola intensiva). Las diferencias significativas ($p < 0,05$) como resultado de la prueba de Tukey se señalan con letras distintas sobre las barras.

Los parámetros reproductivos generales del Halconcito colorado y entre áreas de muestreo se muestran en la Tabla 2. La temporada de cría del Halconcito colorado se extendió desde mediados de Octubre hasta mediados de Enero. Sin embargo, se registraron individuos reproductores tempranos que iniciaron la puesta de huevos a mediados de Septiembre y reproductores tardíos con pichones que abandonaron el nido a mediados de Febrero.

Tabla 2. Resumen de parámetros reproductivos generales del Halconcito colorado y en cada área de muestreo. Se proporcionan los valores medios, el error estándar (\pm ES) y el número de cajas nido entre paréntesis desde 2011 a 2016. Las cajas nido en el área agrícola intensiva se colocaron en el 2012, PLNR, Reserva Natural Parque Luro, AT, agrícola tradicional, AI, agrícola intensiva.

| Sitio de Muestreo | Fecha de puesta | Tamaño de puesta | Productividad | Éxito reproductivo |
|-------------------|---|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| RPPL | 21 oct. ($50 \pm 1,96$) (n=36) | $4,16 \pm 0,17$ (n=48) | $2,62 \pm 0,31$ (n=45) | $0,68 \pm 0,06$ (n=45) |
| AT | 18 oct. ($47,04 \pm 0,84$) (n=239) | $4,63 \pm 0,04$ (n=257) | $3,33 \pm 0,1$ (n=256) | $0,86 \pm 0,02$ (n=256) |
| AI | 18 oct. ($47,45 \pm 1,32$) (n=106) | $4,29 \pm 0,06$ (n=141) | $2,57 \pm 0,16$ (n=140) | $0,69 \pm 0,03$ (n=140) |
| General | 18 oct. ($47,43 \pm 0,67$) (n=381) | $4,48 \pm 0,04$ (n=446) | $3,02 \pm 0,09$ (n=441) | $0,79 \pm 0,02$ (n=441) |

El tamaño medio de puesta fue 4,48 huevos (rango 1-7), mientras que el número medio de pichones producidos por nido fue de 3,02 (rango 0-6) y el éxito reproductivo promedio fue de 0,79 (Tabla 2, ver tabla material suplementario). El período de puesta de huevos se extendió desde el 13 de Septiembre al 20 de Diciembre, siendo el pico de puesta en la segunda semana de Octubre (Fig.4). El tamaño de nidada fue de 3,82 pichones $\pm 0,06$ (rango 1-6 pichones, n=348 cajas nido).

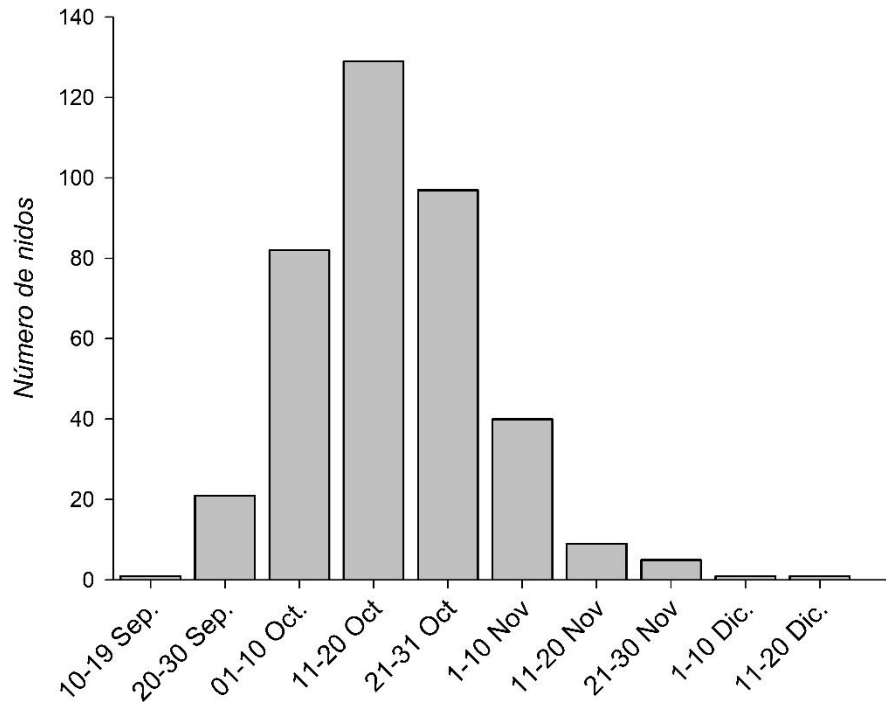


Figura 4. Distribución temporal de la fecha de puesta de Halconcito colorado en el centro de Argentina.

Edad de la primera reproducción, dispersión natal y reproductiva, fracasos reproductivos.

Entre los años 2011 y 2016 se anillaron un total de 1434 individuos, de los cuales 1275 corresponden a pichones que fueron anillados en su caja nido. Se capturaron un total de 159 adultos (127 hembras y 32 machos) en las tres áreas de muestreo, y se recapturaron en al menos una oportunidad a 27 individuos (22 hembras y 5 machos). Sólo fue posible marcar a ambos individuos de la pareja en 12 ocasiones. Se registró un sólo caso de cambio de pareja confirmado por parte de un macho, la cual fracaso en su intento de cría. En cuanto a la fidelidad de los individuos a la caja nido, sólo 127 individuos marcados fueron vistos criando en las cajas nidos en algún año. El 22% reutilizó las cajas nidos en más de una oportunidad. Se pudo constatar en dos casos la reutilización de una misma caja nido durante cuatro temporadas reproductivas. En 14 casos las parejas utilizaron la misma caja nido durante 3 años consecutivos, en 12 casos durante dos años consecutivos y en 98 casos solo ocuparon la caja nido durante un año. En estos últimos, las parejas no pudieron asignarse a la misma caja nido de la temporada anterior o se constató el uso de una caja nido distinta.

De 16 individuos que habían sido marcados como pichones y que fueron re-avistados criando en el área de estudio (Tabla 5), 10 criaron al primer año de edad, 5 fueron vistos criando al segundo año y uno al tercer año de edad. Así mismo, 2 hembras que fueron capturadas en el año 2011 como individuos adultos, y que por lo tanto ya tenían al menos un año de edad, aún estaban criando en la temporada de cría del año 2016, es decir con al menos 6 años de edad. La distancia de dispersión natal promedio de los Halconcitos colorados fue de 19,58 km \pm 5,06 (rango=5,42-36,9) para las hembras y de 6,44 km \pm 0,83 (rango=4-10,14) para los machos (Tabla 5). No se registró la dispersión entre áreas de muestreo por ningún individuo (adultos y pichones).

Tabla 5. Dispersión natal del Halconcito colorado en el área de estudio. Para cada individuo se indica el número de anillo, sexo, fecha de anillamiento, fecha en que se detectó reproduciéndose por primera vez, edad en esa primera reproducción para el intento de cría y distancia dispersada.

| Anilla | Sexo | Fecha de anillamiento | Año de 1° puesta detectada | Edad | Distancia de dispersión (km) |
|--------|--------|-----------------------|----------------------------|------|------------------------------|
| N00024 | Macho | 14/12/2012 | 2014 | 2 | 4 |
| N00052 | Macho | 27/12/2012 | 2013 | 1 | 10,14 |
| N00057 | Macho | 27/12/2012 | 2013 | 1 | 4 |
| N00188 | Macho | 27/12/2013 | 2015 | 2 | 4 |
| N00190 | Macho | 27/12/2013 | 2016 | 3 | 6,69 |
| N00222 | Macho | 27/11/2014 | 2016 | 2 | 8,6 |
| N00266 | Macho | 03/12/2014 | 2016 | 2 | 6 |
| N00412 | Macho | 04/12/2015 | 2016 | 1 | 8,14 |
| R00023 | Hembra | 13/12/2012 | 2013 | 1 | 24,75 |
| R00025 | Hembra | 13/12/2012 | 2013 | 1 | 14,65 |
| R00032 | Hembra | 17/12/2012 | 2013 | 1 | 36,91 |
| R00068 | Hembra | 26/12/2012 | 2013 | 1 | 8,38 |
| R00080 | Hembra | 28/12/2012 | 2013 | 1 | 28,75 |
| R00247 | Hembra | 26/01/2014 | 2015 | 1 | 6 |
| R00257 | Hembra | 07/12/2014 | 2016 | 2 | 5,42 |
| R00261 | Hembra | 31/11/2014 | 2016 | 2 | 37 |

A lo largo del estudio pocas cajas nido fracasaron en sus intentos de reproducción. Detectamos 96 fracasos (21%) desde el 2011 al 2016 y solo se pudo determinar las causas de fracaso en 22 oportunidades. La depredación y la competencia fueron las causas identificadas de fracasos en el Halconcito colorado tanto entre las áreas de muestreo como entre temporadas reproductivas. La ocupación de las cajas nido por parte de las abejas domésticas y eventual desplazamiento de los Halconcitos ocurrió

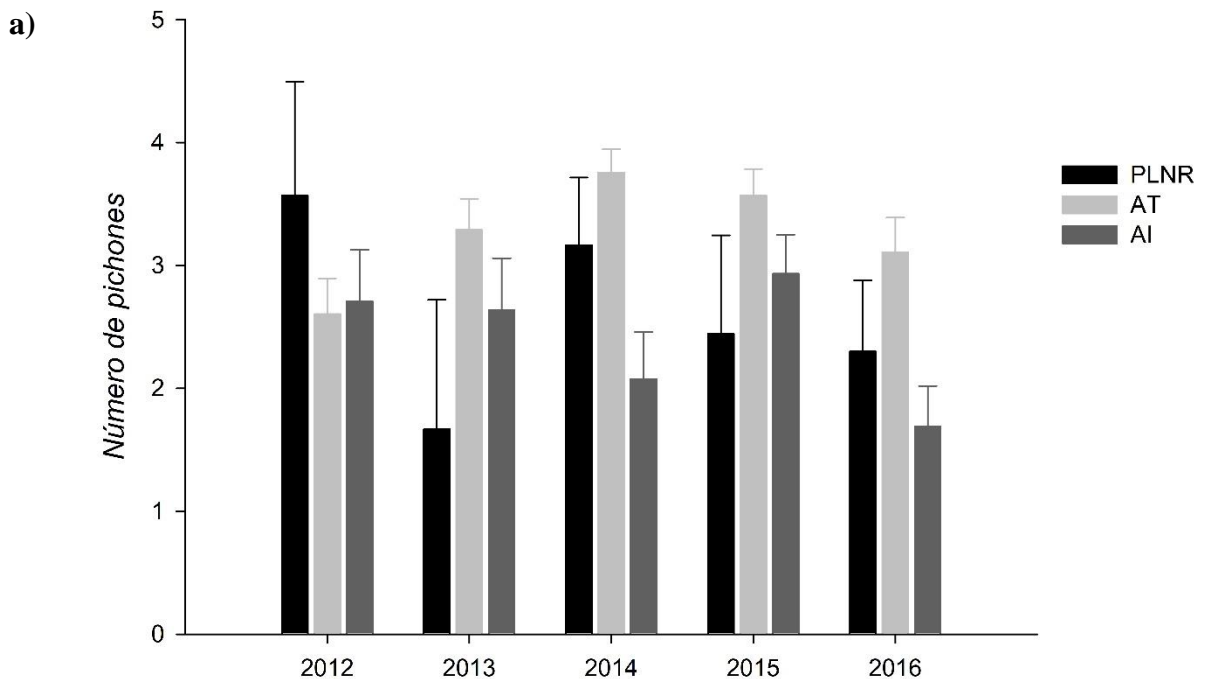
en su mayoría al final de la temporada reproductiva y en las áreas agrícolas, en ocasiones ocupando las cajas nido con la presencia de huevos y pichones del Halconcito colorado, provocado la pérdida tanto de la puesta como de la nidada. Registramos la ocupación por parte de las abejas domésticas en 12 cajas nido con la presencia de huevos y al menos 4 cajas nido con pichones que no llegaron a volar. También fue posible registrar la depredación de individuo adulto por parte de la comadreja Overa en los meses previos al inicio de la temporada reproductiva, donde no se pudo constatar la identidad del Halconcito. Registramos un caso de fracaso debido a que la caja nido se cayó del soporte y otra debido al robo de la misma. Además, registramos dos casos donde los huevos fueron encontrados picoteados, un caso donde los pichones fueron encontrados decapitados en el interior de la caja nido, posiblemente causado por el ataque de una lechuza. En otra oportunidad, al momento de producirse el marcaje de los pichones de Halconcito colorado en el interior de la caja nido encontramos una Lechuza del campanario, sugiriendo tal vez la depredación por parte de la lechuza. Sin embargo, a lo largo del estudio en la mayoría de los casos las puestas de huevos no eclosionaron desconociendo las causas. Finalmente, en algunas oportunidades si bien no sabemos las causas de pérdida de los pichones, debido a que en las visitas a las cajas nido se constató su nacimiento pero al momento de realizar el marcaje de los mismos, no había evidencias de que los pichones se hayan desarrollado, sugiriendo tal vez su depredación en temprana edad o en otros casos donde la caja nido parecía haber sido manipulada, ya que se encontraba girada o a una altura menor de lo habitual.

Parámetros reproductivos en función de las diferentes áreas y temporadas reproductivas

El tamaño de puesta parece ser muy conservado tanto entre las distintas poblaciones como entre temporadas (en todos los casos $p > 0,05$). Sin embargo, existió una variación significativa en la fecha de puesta entre las distintas áreas de estudio ($X^2=8,09$, $gl=2$, $p=0,017$) y entre las temporadas reproductivas ($X^2=86,65$, $gl=5$, $p < 0,001$). Los resultados de la prueba de Tukey de comparaciones de a pares indicaron que la fecha de puesta fue más temprana en el área AT con respecto al área de la RPPL ($p=0,014$, $z= -2,78$), y no hubo diferencias entre las dos áreas restantes ($p > 0,05$), aunque en el área AI la fecha de puesta resultó más temprana que en el área de la RPPL. La fecha de puesta más temprana se registró en las últimas temporadas reproductivas examinadas en este estudio. La prueba de Tukey de comparaciones de a pares indicó que la fecha de puesta

fue más temprana en la temporada reproductiva 2014, 2015, 2016 con respecto a la temporada 2012 ($p < 0,001$ en todos los casos) y en las temporadas 2014 y 2015 con respecto a la temporada 2013 ($p < 0,001$ $z = -5,57$ y $p < 0,001$ $z = -4,06$ respectivamente) y se registró una fecha de puesta más temprana en 2016 con respecto al 2014 ($p < 0,02$, $z = 2,97$).

La productividad varió entre temporadas reproductivas (Fig. 5, $X^2 = 15,99$; $gl = 4$, $p = 0,003$) y entre áreas ($X^2 = 17,67$; $gl = 2$, $p < 0,001$), la interacción entre ambas variables no fue significativa. Comparaciones de a pares mediante la prueba *post hoc* de Tukey indican que la productividad sería mayor en la temporada reproductiva del 2014 con respecto al 2012 ($p = 0,03$; $z = 2,87$) y al 2016 ($p = 0,01$; $z = -3,18$) (Fig. 5b). El número de pichones que volaron por nido fue significativamente menor en el área AI con respecto al área AT ($p < 0,001$; $z = -3,19$), y marginalmente mayor en el área AT que en el área de la RPPL ($p = 0,05$; $z = 2,3$). No hubo diferencias significativas entre la RPPL y el AI ($p > 0,05$; $z = -0,19$). (Fig. 5c).



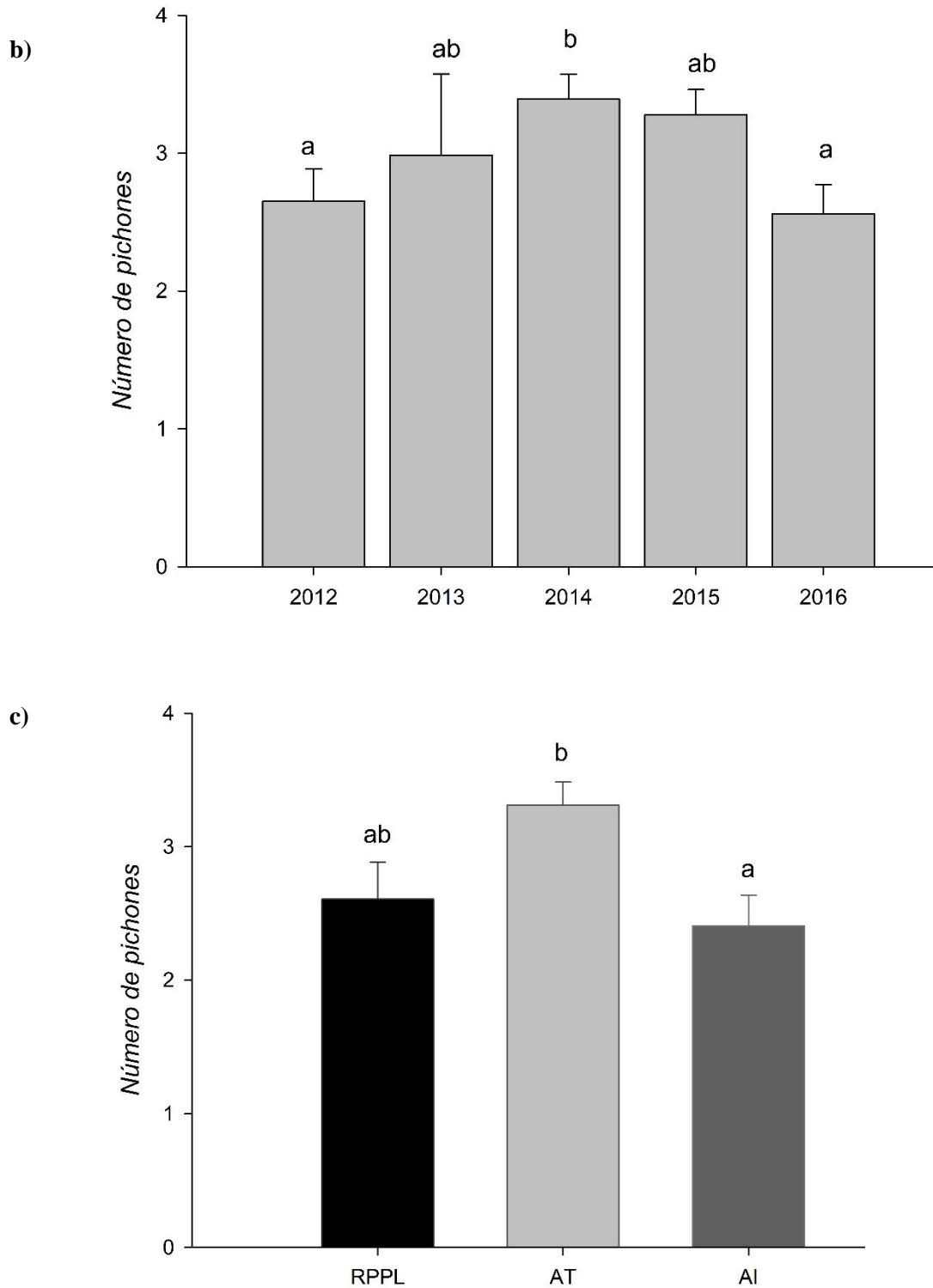
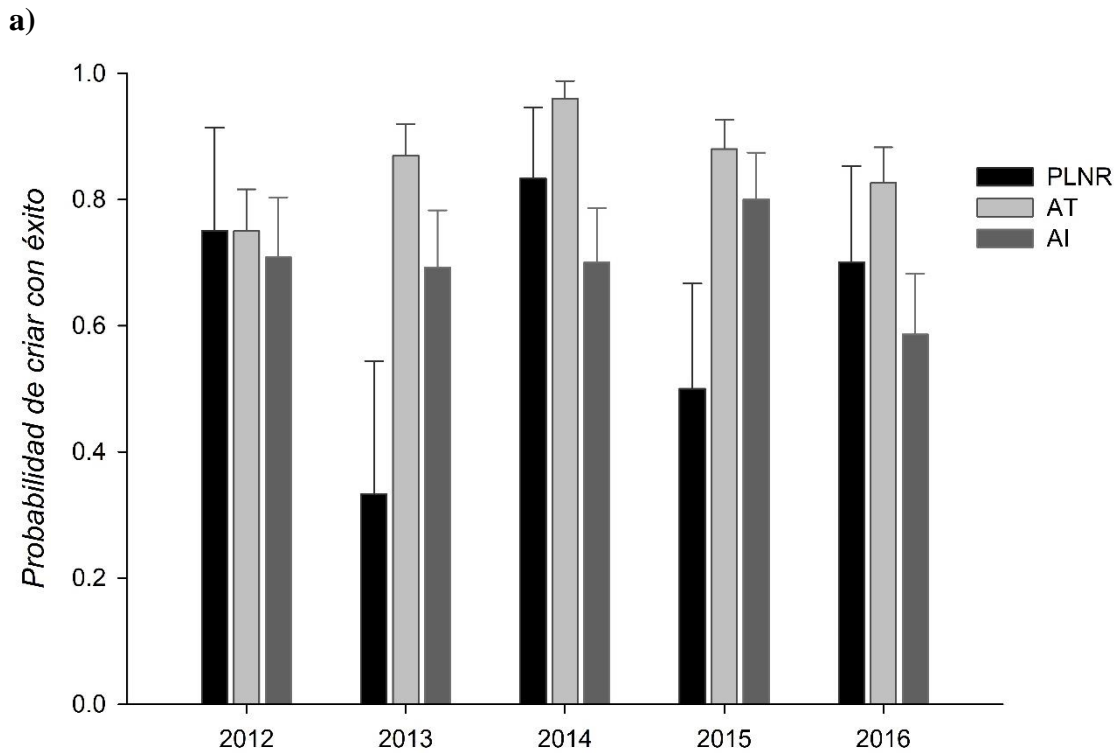


Figura 5. Valores observados de productividad (número de pichones) (\pm ES) del Halconcito colorado a) entre áreas de muestreo y temporadas reproductivas en La Pampa, b) entre temporadas reproductivas y c) entre áreas de muestreo (PLNR, Reserva Natural Parque Luro, AT, agrícola tradicional, AI, agrícola intensiva). Las diferencias significativas ($p < 0,05$) como resultado de la prueba de Tukey se señalan con letras distintas sobre las barras.

De la misma forma, el éxito reproductivo de la especie varió tanto entre áreas de muestreo ($X^2=19,68$; $gl=2$, $p<0,001$) como entre temporadas de cría ($X^2=10,76$; $gl=4$, $p=0,0391$, Fig.6a). La prueba de Tukey de comparaciones a pares indicó una tendencia a ser mayor en la temporada reproductiva 2014 con respecto a la temporada 2012 ($p=0,05$; $z=2,71$ Fig.6b). Resultaron más exitosos los nidos ubicados en el área agrícola tradicional con respecto al área AI ($p<0,001$; $z=-3,95$) y al área de la RPPL ($p<0,002$; $z= 3,14$), mientras que en los nidos ubicados en el área AI y la RPPL no existieron diferencias ($p>0,05$; $z= 0,59$ Fig.6c)



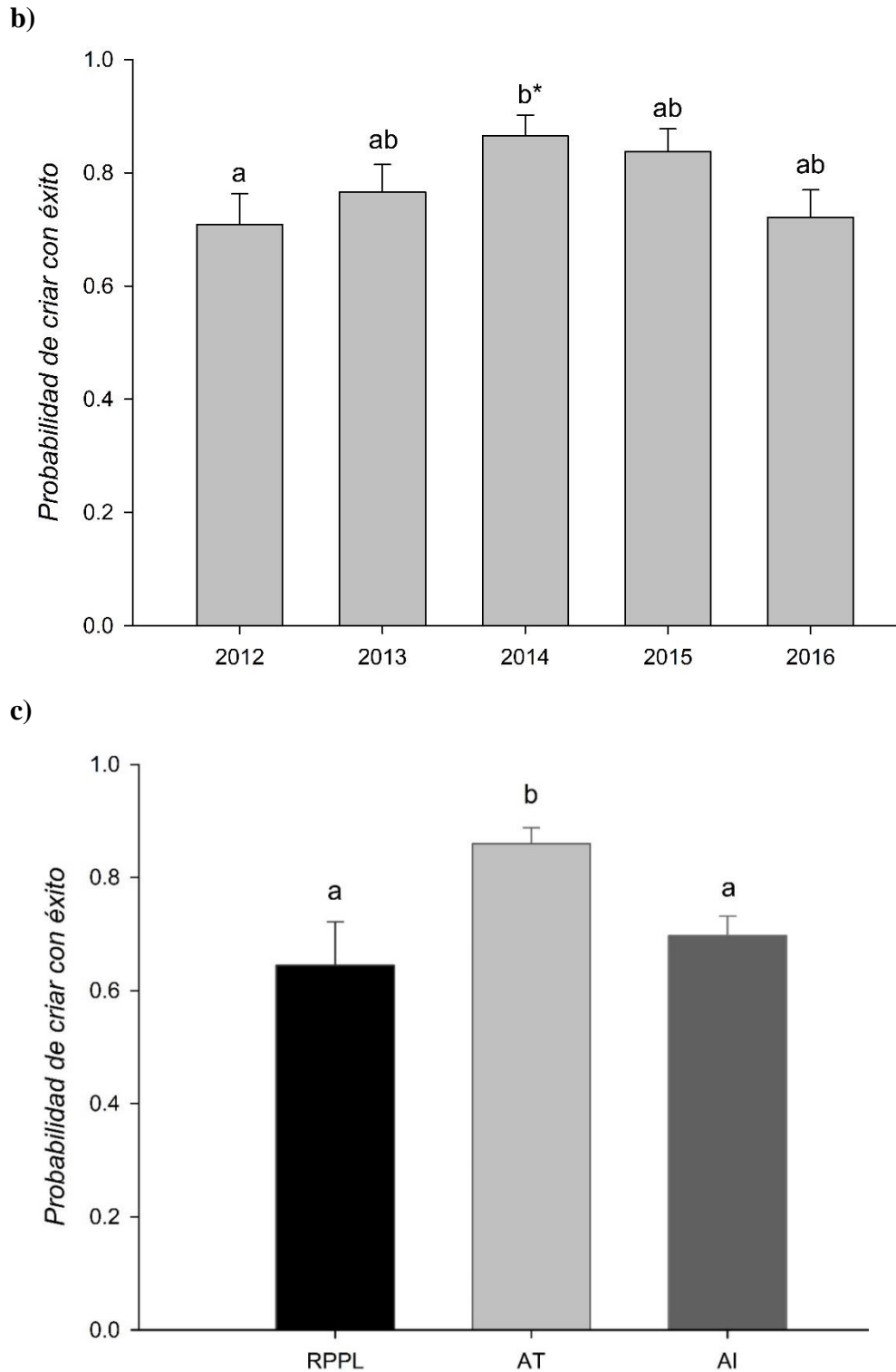


Figura 6. Valores observados de éxito reproductivo (probabilidad de criar con éxito al menos un pichón) (\pm ES) del Halconcito colorado a) entre áreas de muestreo y temporadas reproductivas b) entre temporadas reproductivas y c) entre áreas de estudio en La Pampa. (PLNR, Reserva Natural Parque Luro, AT, agrícola tradicional, AI, agrícola intensiva). Las diferencias significativas ($p < 0,05$) como resultado de la prueba de Tukey se señalan con letras distintas sobre las barras. * Tendencia mayor resultado de la prueba de Tukey ($p = 0,05$).

Efecto de los usos de suelo y la precipitación sobre los parámetros reproductivos

En el modelo de fecha de puesta como variables explicativas ingresaron todas las coberturas de los diferentes usos del suelo dentro de un radio de 500 metros alrededor de cada caja nido registradas en la etapa de puesta de huevos e incubación temprana y el área de muestreo. Debido a la colinealidad ($r > 0,75$) existente entre las variables de precipitación el modelo completo fue construido a partir de las variables de precipitaciones correspondientes al principal mes de puesta de huevos (octubre), a los dos meses previos dicho mes (agosto, septiembre), al período previo al inicio de reproducción y la precipitación durante la época reproductiva debido a la presencia de reproductores tardíos. El modelo no presentó multicolinealidad entre las variables predictoras ingresadas, los VIFs fueron menores a 10 en todos los casos. La fecha de puesta se vio afectada positivamente, es decir resultó más temprana, por la presencia en las áreas de influencia de 500 metros de radio alrededor de la caja nido de la cobertura de arboledas exóticas y negativamente, por la cobertura de pasturas, cereales, rastrojos y por la lluvia acumulada en el mes de septiembre (Tabla 3). La fecha de puesta fue más tardía en cajas nido con una cobertura mayor de arboledas exóticas y más temprana en cajas con una mayor cobertura de pastizal, cereales, rastrojos y cuando la lluvia registrada en septiembre fue mayor (Fig.7 y Tabla 3).

Tabla 3. Resultados de GLMM para evaluar la variación en la fecha de puesta del Halconcito colorado en el centro de Argentina desde 2014 a 2016, en relación a la precipitación y los usos de suelo.

| Parámetros | Estimador ± ES | gl | P-valor |
|-------------------|----------------|----|---------|
| Intercepto | 3,74±0,018 | | |
| Arboleda exótica | 0,040± 0,018 | 1 | 0,029 |
| Pastizal | -0,079 ± 0,022 | 1 | <0,001 |
| Cereales | -0,059± 0,022 | 1 | 0,003 |
| Rastrojos | -0,075± 0,021 | 1 | <0,001 |
| Lluvia Septiembre | -0,102 ± 0,019 | 1 | <0,001 |

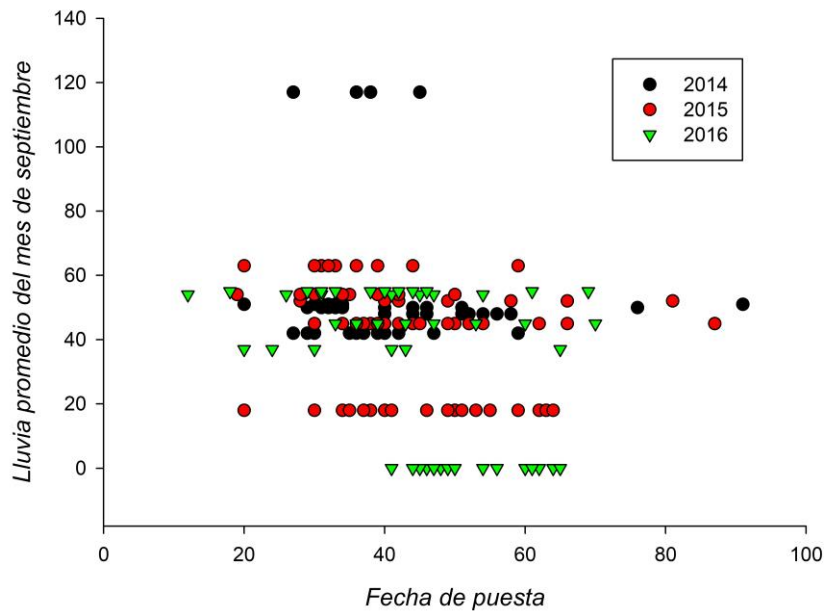


Figura 7. Valores observados entre la precipitación media del mes de septiembre (mm) y la fecha de puesta del Halconcito colorado en el centro de Argentina (0 corresponde al 1 de septiembre) durante las temporadas reproductivas del 2014-2016.

En el modelo de tamaño de puesta se construyó a partir de todas las categorías de usos de suelo dentro de un radio de 500 metros alrededor de cada caja nido correspondiente a la etapa de puesta de huevos e incubación temprana, la fecha de puesta y el área de muestreo. En cambio, debido a la colinealidad existente ($r > 0,75$) entre las variables de precipitación el modelo fue construido con los datos de precipitación correspondientes a los meses de agosto, septiembre y octubre, y la lluvia del periodo no reproductivo. El modelo no presentó multicolinealidad entre las variables predictoras ingresadas, los factores de inflación de varianza generalizados (VIFs) fueron menores a 10. El tamaño de puesta no varió entre las áreas de muestreo, ni con las precipitaciones o las distintas variables de uso de la tierra ($p > 0,05$ en todos los casos). Se registraron algunos casos de puestas excepcionalmente grandes concentrados en algunos de los años de estudio (Orozco-Valor y Grande 2016). La única variable retenida en el modelo fue la fecha de puesta ($X^2 = 3,9927$; $gl=1$; $p = 0,0455$), observándose que las parejas que criaron más temprano a lo largo de la temporada reproductiva tuvieron un tamaño de puesta mayor que las parejas que criaron en forma tardía. Sin embargo, el cálculo del R^2 condicional del modelo como medida de cuan

explicativo resulta nuestro modelo, resultado ser muy bajo, y la proporción de varianza explicada tanto por los efectos fijos como aleatorias fue solo del 1%.

En el modelo de productividad se construyó a partir de todas las categorías de usos de suelo dentro de un radio de 500 metros alrededor de cada caja nido registradas durante el período de crianza de pichones y el área de muestreo. En cambio, debido a la colinealidad ($r > 0,75$) entre las variables de precipitación el modelo fue construido con los datos de precipitación del periodo más crítico para la supervivencia de los de los pichones (noviembre y diciembre), las precipitaciones acumuladas trimestrales y la precipitación durante la época reproductiva. El modelo no presentó multicolinealidad entre las variable predictoras ingresadas, los factores de inflación de varianza generalizados (VIFs) fueron menores a 10. En dicho modelo, las diferencias entre las áreas de muestreo detectadas en el análisis general parecen ser absorbidas por las variables de cobertura y las precipitaciones ya que la variable área de muestreo no fue retenida por el modelo. La superficie de pastizales afectó positivamente el número de pichones criados por nido, mientras que este parámetro se vio afectado negativamente por las precipitaciones registradas en noviembre (Tabla 4).

Tabla 4. Resultados obtenidos de los GLMM para evaluar las diferencias en la productividad del Halconcito colorado en el centro de Argentina en relación a los usos del suelo y las precipitaciones.

| Parámetros | Estimador \pm ES | gl | P-valor |
|-------------------|--------------------------------------|-----------|----------------|
| Intercepto | 1,15 \pm 0,11 | | |
| Pastizal | 0,003 \pm 0,001 | 1 | 0,041 |
| Lluvia-Nov | -0,002 \pm 0,001 | 1 | 0,022 |

En el modelo de éxito reproductivo fue construido a partir de todas las categorías de usos de suelo dentro de un radio de 500 metros alrededor de cada caja nido registradas durante el período de crianza de pichones, la fecha de puesta y el área de muestreo. En cambio debido a la colinealidad ($r > 0,75$) entre las variables de precipitación el modelo fue construido con los datos de precipitación del periodo más crítico para la supervivencia de los de los pichones (noviembre y diciembre) las precipitaciones acumuladas trimestral y bimestralmente y la precipitación durante la época reproductiva y no reproductiva. El modelo no presentó multicolinealidad entre las variable predictoras ingresadas, ya que nuevamente los factores de inflación de varianza generalizados (VIFs) fueron menores a 10. La probabilidad de reproducirse con éxito no

varió entre las áreas de muestreo. El aumento en el éxito reproductivo se relacionó con el aumento en la cobertura de pastizal alrededor de las cajas nido ($X^2=7,24$, $gl= 1$, $p=0,007$). Sin embargo, el cálculo del R^2 condicional del modelo como medida de cuan explicativo resulta nuestro modelo, resultó ser muy bajo, la proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 7%.

DISCUSIÓN

Este trabajo comprende la recopilación más detallada y extensa que se haya hecho hasta la fecha sobre la biología reproductiva del Halconcito colorado en Argentina y prácticamente en Sudamérica (ver también Balgooyen 1989 en Venezuela). Así mismo, y hasta donde sabemos, se trata del primer trabajo que intenta evaluar los efectos sobre la demografía de un depredador tope de factores ambientales y de uso de suelo, en este caso las precipitaciones y la cobertura vegetal, en el marco del proceso de intensificación agrícola que se ha producido en Argentina en las últimas décadas.

La ocupación de cajas nido por parte del Halconcito colorado en las dos áreas de estudio agrícolas (tradicional e intensiva) fue mayor que la ocupación de cajas nido en el bosque de Caldén, incluso a pesar de que las cajas nido de la Reserva Provincial Parque Luro llevaban instaladas al menos 12-13 años (ver también Liébana *et al.* 2013, Orozco-Valor & Grande 2016). Estos resultados pueden deberse a varios factores, pero sin duda el que subyace de fondo es la gran escasez de cavidades o sitios de nidificación adecuados en las áreas agrícolas para aquellas especies que, como el Halconcito colorado, necesitan esas cavidades para criar y que son incapaces de producirlas por sí mismos (usuario adoptador de cavidades). La escasez de cavidades ha sido considerado un factor limitante para las poblaciones de Halconcito a lo largo de su distribución (Smallwood y Bird 2002). En la Reserva Provincial Parque Luro, el bosque cubre cerca del 80% de la superficie (González-Roglich *et al.* 2012) y cuenta con una elevada disponibilidad tanto de cavidades arbóreas (Lopez 2014) como de nidos de Cotorra (*Myiopsitta monachus*) y Cacholote castaño (*Pseudoseisura lophotes*) donde la especie también podría criar, por lo que tendría una elevada disponibilidad de sitios alternativos para nidificar (López 2014 y López, com. pers.). Aunque algunas cajas nido en esta área se encuentran localizadas en zonas de bosque relativamente cerrado, lo que podría ser un ambiente sub-óptimo para un cazador de zonas abiertas como es el caso del Halconcito (Liébana *et al.* 2013), la mayoría se hallan situadas en caminos y picadas o

directamente en zonas de pastizal. Si bien se podría argumentar también que esta baja ocupación puede deberse a una escasez de la especie en el ambiente del Caldenal, distintos trabajos indican que esta especie mantiene densidades de parejas extremadamente altas en este ambiente. Desde comienzos del siglo XX hay información que sugiere que los bosques del Espinal son hábitats donde la especie es abundante, por ejemplo Pereyra (1937), registró densidades de 155 parejas por kilómetro cuadrado en zonas del caldenal al norte de la provincia de la Pampa. Esto se ve confirmado con datos de nuestros estudios, en la misma Reserva Provincial Parque Luro, se pueden encontrar densidades de entre 4 y 35 parejas por kilómetro cuadrado en algunas zonas (López, Orozco-Valor y Grande en prep.). Estos valores estarían en el rango de las mayores densidades sugeridas para la especie en Norteamérica (Smallwood y Bird 2002).

En contraste, la ocupación de cajas nido en las áreas agrícolas pampeanas es extremadamente alta (Orozco-Valor & Grande 2016, esta tesis), situándose entre las mayores reportadas para la especie en toda su área de distribución. En una revisión de las tendencias poblacionales de esta especie en Norteamérica, Smallwood *et al.* (2009) analizan distintos parámetros de ocupación de cajas nido en ocho áreas de estudio distintas, con un número elevado de cajas nido, en general por encima de las 50 cajas nido por sitio; en solo tres de esas ocho zonas encontraron tasas de ocupación superiores al 60 % y tan solo para algunos de los años del estudio. En este estudio, si bien todavía no acumula el mismo número de años que los sitios reportados en el mencionado trabajo, la tasa de ocupación en las áreas agrícolas fue de más del 60 % desde el primer año, siendo superior o cercana al 85% de ocupación después del segundo año. Es destacable que, en el área agrícola intensiva, la ocupación el primer año fue un 20% superior a la tasa de ocupación del área agrícola tradicional, si bien posteriormente en ambas áreas las tasas de ocupación fueron similares. Esta elevada tasa de ocupación de las cajas nido en las áreas agrícolas muy posiblemente refleje tanto la abundancia de la especie en dichos ambientes, dada la alta ocupación registrada desde el inicio del estudio, como la baja disponibilidad de cavidades adecuadas en dichas áreas, en relación a la enorme disponibilidad de hábitats abiertos que selecciona esta especie para alimentarse. Aunque en el área agrícola tradicional se pueden encontrar pequeños parches de bosque natural y la introducción de arboledas exóticas puede ofrecer sitios de nidificación para muchas aves en ambas áreas agrícolas (Sarasola y Negro 2006), su

disposición espacial es muy discontinua, generalmente situadas rodeando casas y otras instalaciones, a lo largo de caminos o en parches aislados distantes entre sí por varios kilómetros. Por lo tanto, los hábitats disponibles para esta especie en las áreas agrícolas de este estudio están claramente subutilizados. Si se considera únicamente la presencia de las parejas que ocupan las cajas nido, y teniendo en cuenta tamaños de territorio con un km de radio (las cajas nido se situaron a 2 km de distancia entre sí, ver capítulo 1, la estimación de densidad mínima de parejas en las áreas agrícolas es de 0,32 parejas por km², muy por debajo de las estimas de densidad para el área de bosque y en valores que estarían más próximos a los límites inferiores de las densidades típicas sugeridas para la especie (0,11-1,37 parejas por km², Smallwood & Bird 2002). El área de agricultura intensiva de este estudio se halla en una zona con mayor aptitud agrícola que el área tradicional, es decir, con suelos más ricos y mayores precipitaciones lo que se refleja directamente en los usos de la tierra que se observan en ambas áreas. No es posible aseverar si esta mayor productividad se traduce en una mayor abundancia de halcones, que podría explicar la diferencia en las tasas de ocupación el primer año, o si la diferencia en las tasas de ocupación puede deberse a una mayor disponibilidad de lugares alternativos de nidificación (parches de bosque natural y/o arboledas) en el área de agricultura tradicional. En cualquier caso, dado que las densidades máximas generadas por la presencia de cajas nido, aún con todas las cajas nido ocupadas, generaría una densidad de parejas por debajo de las máximas densidades registradas en otros estudios o incluso en nuestra área de estudio del bosque, sumando a la elevadísima ocupación de cajas nido en las áreas agrícolas, sugieren que la colocación de las cajas nido ofrece lugares de nidificación para la especie por debajo de la capacidad de carga del ambiente.

En términos generales, los parámetros reproductivos observados fueron similares a los reportados en trabajos previos en el país, tanto en el bosque de Caldén (Liébana et al. 2009), como en la Patagonia (De Lucca y Saggese 1993). Sin embargo, en este estudio el periodo reproductivo teniendo en cuenta los reproductores tempranos y tardíos, se extendió desde mediados de septiembre hasta mediados de febrero, indicando una temporada reproductiva mucho más larga que la reportada previamente por otros autores. Estas diferencias pueden deberse al reducido tamaño muestral de dichos trabajos previos, ya que tanto De Lucca y Saggese (1993) como Liébana *et al* (2009) evaluaron un número menor de nidos (seis en ambos trabajos) y solo a lo largo de una temporada reproductiva respectivamente, frente a los 457 eventos reproductivos

monitoreados a lo largo de 6 temporadas reproductivas del presente estudio. Por otra parte, los resultados de esta tesis también coincidieron con los parámetros reproductivos reportados para el Halconcito colorado en el hemisferio norte (Smallwood y Bird 2002).

Si bien se marcaron una importante cantidad de individuos durante el estudio, el número de individuos reavistados fue relativamente bajo. La mayoría de los individuos marcados como juveniles y que fueron encontrados criando habían nacido el año anterior. Si bien estos datos son relativamente escasos en relación al esfuerzo de marcaje realizado, los resultados son similares a los detectados para la especie en Norteamérica (Steenhof y Heath 2009) y sugieren que la ecología reproductiva de la especie es similar en ambos hemisferios. Una baja fidelidad al nido (que además no parece reportarles beneficios especiales, Steenhof & Peterson 2009) y una elevada mortalidad podrían explicar estos resultados. Al igual que en lo relativo a la edad de la primera reproducción y la fidelidad al nido, las distancias de dispersión natal de los individuos fueron similares a las registradas en el suroeste de Idaho (Steenhof y Peterson 2009), donde la mayoría de los individuos permanecen en o cerca de las áreas de nidificación durante el invierno.

Los casos de fracaso registrados en nuestro área de estudio fueron escasos, resultado que se ve reflejado en los valores de éxito reproductivo. Sin embargo, la depredación y competencia por cajas nidos fueron las principales causas de fracaso identificadas. Fue posible identificar a la Abeja doméstica como un competidor por las cajas nido pudiendo provocar la pérdida tanto de huevos como pichones. Así mismo, se pudo identificar a la Comadreja overa como depredadora de un individuo adulto en los meses previos al inicio de la etapa reproductiva. Las tasas de depredación en las cajas nido resultaron igualmente bajas en años previos a este estudio, al menos en el área de la Reserva Provincial Parque Luro (Liébana et al. 2009, 2013). A diferencia de Liébana (et al. 2013), no registramos la depredación de ningún individuo adulto durante la época reproductiva. A pesar de la extensa bibliografía existente en Norteamérica sobre el Halconcito colorado, información sobre la depredación de la especie resulta escasa, es decir, reportándose casos de depredación tanto por rapaces de mayor tamaño, cuervos y serpientes (Smallwood y Bird 2002). En el extremo sur de su distribución los registros sobre su depredación también resultan deficientes, reportándose al Halcón peregrino (*Falco peregrinus*), al Aguilucho chico (*Buteo albigula*) y al Buho magallánico (*Bubo magellanicus*) entre sus depredadores (De la Peña y Salvador 2016). Si bien, está

demostrado que las abejas pueden utilizar las cajas nido en otras regiones e incluso competir por este recurso con diversas aves (Coelho y Sullivan 1994, Veiga et al. 2013, Le Roux et al. 2016), no se ha registrado la competencia por las cavidades naturales y/ antrópicas por parte de la Abeja doméstica por fuera del rango de distribución más austral del Halconcito colorado (Liébana *et al.* 2013, esta tesis). Por lo cual, la competencia por las cavidades por parte esta especie invasora podría limitar a las poblaciones de Halconcito colorado en nuestra área de estudio debido a que las cavidades llenas de cera luego no pueden ser utilizadas por los Halconcitos (Grande y Orozco Valor 2013, Liébana et al. 2013).

Los ambientes modificados por cambios en el uso del suelo suelen ser ambientes más homogéneos que pueden tener efectos negativos sobre la reproducción de las aves rapaces al alterar los recursos disponibles, ya sea a través de modificar los sitios de nidificación o alimentación o por daños causados por las prácticas agrícolas (Redpath et al. 2002, Amar y Redpath 2005, Cardador et al. 2012). De hecho, como se desprende de los resultados de esta tesis (Capítulo 2), la dieta del Halconcito colorado difirió entre áreas, con menores proporciones de vertebrados y ortópteros cuanto más intensivo fue el uso de la tierra. No obstante, en el caso del Halconcito colorado no todos los parámetros reproductivos evaluados en el análisis general mostraron valores menores en el área agrícola intensiva. Más aún, estos valores se encontraron dentro de los rangos normales reportados en otras zonas (De Lucca & Saggese 1993, Liébana *et al.* 2009, Smallwood & Bird 2002). Sin embargo, la fecha de puesta, la productividad y éxito reproductivo fueron afectados por el tipo de hábitat (Reserva Provincial Parque Luro, Agrícola Tradicional e Intensiva) en el cual se encontraban las cajas nido. La productividad varió entre años y fue menor en el área agrícola intensiva que en área agrícola tradicional, aunque sin diferencias significativas con la Reserva Provincial Parque Luro. De la misma forma, el éxito reproductivo varió significativamente entre años y fue mayor en el área agrícola tradicional que en el área intensiva y en la Reserva Provincial Parque Luro. Es posible que el área agrícola tradicional ofrezca una mayor heterogeneidad del paisaje que las otras dos áreas de estudio por encontrarse en la zona de ecotono entre dos regiones biogeográficas distintas (el Espinal y las Llanuras Pampeanas) y con un sistema de explotación mixto basado en la alternancia de agricultura y ganadería, ofreciendo así una mayor disponibilidad de recursos para los halcones a diferencia del área agrícola intensiva y el bosque que serían previsiblemente

ambientes más homogéneos. Si bien en el diseño de esta tesis se consideró el bosque como un ambiente control, es cierto que este ambiente es estructural y ecológicamente muy diferente y podrían estar actuando en él otros factores distintos a los que afectan a las poblaciones agrícolas, tales como una densidad de depredadores diferente, una menor disponibilidad de hábitat de caza en torno a los nidos (escasez de zonas abiertas) y consecuentemente, una menor disponibilidad o accesibilidad de recursos para los halcones que en los ambientes modificados por la actividad antrópica. En este sentido también, el análisis de la variación de la dieta del Halconcito colorado en el mismo gradiente de intensificación agrícola (Capítulo 2), mostró que la amplitud del nicho trófico, fue levemente mayor para el área agrícola tradicional, lo cual refuerza la hipótesis de una mayor diversidad de recursos para los halcones en dicho área.

No se encontró ningún efecto significativo que explique la variación en el tamaño de puesta entre años o entre áreas. Sin embargo, es de destacar que en algunos años se detectó la existencia de un porcentaje importante de puestas inusualmente elevadas para la especie. En el año 2014 se registraron varias puestas con un número inusual de huevos, con seis puestas de 6 huevos y tres de 7 huevos del total de 88 puestas registradas ese año. En otra caja nido se registró una puesta de 8 huevos, pero estos aparentemente fueron el resultado de dos puestas en la misma caja nido (Orozco-Valor & Grande 2016). Aunque no se trata de un evento común, en el área de estudio se registraron puestas de 6 huevos en varias ocasiones a lo largo de los años (Orozco-Valor & Grande 2016, Liébana com. pers.). Sin embargo, no había registros previos de puestas de 7 huevos en Argentina y son muy raros los registros en Norteamérica (Bird y Palmer 1988, Wiebe y Bortolotti 1995, Smallwood y Bird 2002). Los resultados sugieren que el porcentaje de parejas que tienen puestas inusualmente grandes de 6 huevos o más en las áreas de estudio es muy elevado en algunos años: 12% en 2001 y 2002, 20% en 2003 y 10% en 2014, siendo para el resto de años en relación a los valores publicados para otras regiones. Estos tamaños de puesta podrían ser una particularidad ligada a características genéticas o regionales de la especie en la zona, o simplemente reflejar que los hábitats estudiados son de buena calidad para la especie (Orozco-Valor & Grande 2016, esta tesis). La mayoría de las puestas inusualmente grandes de 2014 (tres puestas de siete huevos y cuatro de seis huevos) fueron en el área agrícola tradicional.

Los resultados en lo referente a la reproducción indican que el clima y los cambios producidos en los sistemas agrícolas debidos a la intensificación de la

agricultura afectan a la reproducción del Halconcito colorado de forma compleja. Al contrario de lo inicialmente esperado, el porcentaje de la tierra destinada a la cobertura de soja como variable subrogante de la intensificación agrícola no tuvo un efecto negativo directo sobre el rendimiento reproductivo del Halconcito colorado entre las áreas de muestreo. No obstante, cabe destacar que ciertos tipos de uso de la tierra pueden modular los parámetros reproductivos de la especie. La disponibilidad de alimento es uno de los principales factores limitantes para las poblaciones de rapaces porque puede determinar el rendimiento reproductivo (Newton 1980, Preston 1990, Arroyo y Garcia 2006). La cobertura de arboledas exóticas, variable de hábitat que se relacionó con fechas de puesta más tardías, podría estar asociada con una disponibilidad reducida en los recursos alimenticios. La fecha de puesta depende de la disponibilidad de alimento, por lo que las aves tienden a reproducirse en sincronía con el pico en la abundancia de presas (Korpimäki 1989), que a su vez está determinado por las condiciones climáticas. En el hemisferio norte se ha observado que el Halconcito colorado ajusta estacionalmente sus estrategias reproductivas en relación con las fluctuaciones en las presas (Dawson y Bortolotti 2000). Por lo tanto, es posible que la presencia de arboledas exóticas reduzca la cobertura de hábitats abiertos que utiliza la especie para cazar y por lo tanto limite la disponibilidad de alimento para la especie, generando un retraso en la adquisición de la condición física adecuada en las hembras y por lo tanto retrasando la fecha de puesta. Otra explicación a esta relación es que una mayor cobertura de arboledas, al igual que se ha sugerido en otros ambientes, permita una mayor densidad de depredadores del Halconcito que son comúnmente observadas en estas plantaciones, tales como el Carancho (*Caracara plancus*), el Halcón plumizo (*Falco femoralis*) (Mansilla 2015), la Lechuza del campanario o la Comadreja, lo que podría hacer que cajas nido con una mayor cobertura de arboledas en las inmediaciones se ocuparan más tarde. Si bien, no se encontraron diferencias a lo largo del gradiente de intensificación agrícola en la fecha de puesta, la presencia de pasturas, cereales y rastrojos se relacionó con una fecha de puesta más temprana, sugiriendo que éstos hábitats deben proporcionar una mayor disponibilidad de alimento para los Halconcitos en los períodos críticos en que los adultos requieren energía para la formación de los huevos.

La precipitación también tuvo un efecto sobre la fecha de puesta de los Halconcitos pampeanos. Así, incrementos en las precipitaciones del mes de septiembre,

previo al inicio de la puesta, se relacionaron con fechas de puesta más tempranas. En el área de estudio las precipitaciones se concentran principalmente en las estaciones de primavera y verano, caracterizándose el invierno por ser la época más seca (Lorda et al. 2008). De esta manera, las primeras lluvias de primavera activan la productividad primaria y a toda la cadena trófica de la que dependen los halcones para el inicio de las puestas. Por el contrario, es muy posible que si las lluvias en septiembre se reducen, extendiendo así la temporada seca, la disponibilidad de alimento para los halcones en este periodo crítico se vea seriamente disminuida. En el hemisferio norte el Halconcito colorado responde a los cambios en la producción primaria asociados a cambios en la disponibilidad de presas, adelantando la especie su fecha de puesta en zonas donde se adelanta el periodo de crecimiento vegetal gracias a la instalación en sistemas agrícolas de régimen de regadío (Smith et al. 2017). Este tipo de relación entre la producción primaria y la fecha de puesta se han observado para otras especies similares también en ambientes agrícolas. En las colonias de Cernícalo primilla (*Falco naumanni*) en Portugal, una rapaz de características similares al Halconcito, la puesta temprana de huevos se relacionó con un mayor consumo de grillos topo, ortóptero cuya disponibilidad aumenta en función de las precipitaciones los meses previos a la puesta de los cernícalos (Catry et al. 2012). Lo mismo ocurre con el Aguilucho negro (*Circus maurus*) en Sudáfrica, donde la puesta de huevos ocurre más temprano cuando la lluvia es más intensa en otoño, invierno y primavera, en los periodos previos o tempranos de la reproducción, mediado también por incrementos en la disponibilidad de alimento vinculado a incrementos en la productividad primaria (García-Heras et al. 2016). Los Halconcitos colorados se alimentan principalmente de insectos y pequeños vertebrados (Smallwood y Bird 2002) y en el centro de Argentina especialmente de ortópteros (Liébana et al. 2009, Sarasola et al. 2003, Capítulo 2), cuya eclosión podría regularse en nuestra región por las precipitaciones primaverales (de Wysiecki et al. 2011, Mariottini et al. 2011).

Ninguna de las variables de uso de la tierra o climáticas tuvo efecto sobre el tamaño de puesta. Sin embargo, a pesar del bajo coeficiente de explicación el modelo, el tamaño de puesta se relacionó con la fecha de puesta, de forma que las puestas tempranas fueron más grandes que las puestas tardías. Dado que la fecha de puesta estuvo vinculada con distintas variables ambientales y de uso de la tierra, es posible que la falta de relación entre el tamaño de puesta y estas variables tenga más que ver con la

distribución particular de los tamaños de puesta, variable discreta y acotada, que con una ausencia real de efectos ambientales sobre la misma. Como ya se mencionó anteriormente, la totalidad de las puestas extraordinarias detectadas en 2014 (Orozco-Valor y Grande 2016) ocurrieron en el área agrícola tradicional. Por otra parte, la asociación entre el tamaño de la puesta de huevos y la fecha en que se realiza la misma es esperable, ya que los individuos deben optimizar la reproducción de forma que las puestas se realicen de forma que se sincronice el desarrollo de los pichones o su independencia con los picos de disponibilidad de alimento, maximizando así la probabilidad de una reproducción exitosa. Sería esperable por lo tanto, que los individuos que realizan puestas más tardías, ante el riesgo de enfrentar condiciones adversas y una falta de coincidencia con el pico máximo de alimento, inviertan menos en dichas puestas generando por lo tanto puestas de menor tamaño (Verhulst y Nilsson 2008). Esta relación ha sido puesta de manifiesto en multitud de experimentos de manipulación de la disponibilidad de alimento en aves, incluyendo entre ellas muchas rapaces (Aparicio y Bonal 2012).

Los resultados indican que la presencia de pasturas es importante para determinar la productividad y el éxito reproductivo del Halconcito colorado, lo que sugiere que podrían ser un buen hábitat de alimentación. Las áreas abiertas y de pastizales han sido indicadas como los hábitats idóneos para la especie en la medida de que dispongan de lugares adecuados para nidificar (Smallwood & Bird 2002). Las prácticas relacionadas con los procesos de intensificación agrícola se han relacionado con pérdidas en la calidad de hábitat a través de la reducción de hábitat naturales o seminaturales o en la disponibilidad de recursos tróficos para diversas especies de rapaces (Amar et al. 2003, Benton et al. 2003, Cardador et al. 2012, Costantini et al. 2014, Murgatroyd et al. 2016a). De esta manera, la presencia de pasturas en sistemas agrícolas podrían estar proporcionando un aumento en los recursos alimenticios a diferencia de los monocultivos (Medan et al. 2011, Codesido et al. 2013, Goijman et al. 2015). Aunque no se examinó la estructura de la vegetación ni se evaluó la disponibilidad de presas, los pastizales implantados y los naturales pueden permitir el fácil acceso y la disponibilidad de presas para el Halconcito (Smallwood 1987), mientras que las prácticas de intensificación, como el uso de maquinaria y pesticidas, sin duda deben reducir la abundancia de dichas presas (Amar et al. 2003, Canavelli et al. 2003, Sarasola et al. 2008, Butet et al. 2010). La estructura de la vegetación parece ser

importante para determinar el sitio de alimentación en distintas especies como el Cernícalo primilla en tierras agrícolas o el Aguilucho pálido (*Circus cyaneus*) y el Aguilucho langostero (*Buteo swainsoni*) en zonas de pasturas, especies que seleccionan para alimentarse los márgenes de campo y campos de pasto “no manejados” con vegetación corta y cubierta intermedia (Canavelli et al. 2003, Amar y Redpath 2005, Rodríguez et al. 2013). En el caso del Halconcito colorado, estudios de comportamiento de alimentación en zonas agrícolas del este de Buenos Aires indicaron que la especie utilizó preferentemente rastrojos (sobre todo de trigo y algo de girasol) y pastizales, evitando los cultivos de soja o sus rastrojos (Leveau y Leveau 2002). Filloy y Bellocq (2007a), en un estudio realizado en la zona central de la región pampeana, encontraron que la especie era más abundante en tierras de pastoreo con ganado que en zonas agrícolas. En contraste, Goijman et al. (2015), sugieren que la soja tendría un efecto positivo sobre la probabilidad de ocupación de un área por el Halconcito colorado en un estudio realizado en el corazón de la región sojera argentina que comprende noroeste de Buenos Aires, noreste de La Pampa, sur y este de Córdoba, sur y centro de Santa Fe y sur de Entre Ríos.

Los resultados de este estudio sugieren que la ocupación de cajas nido del área con agricultura intensiva es muy elevada pero que los parámetros reproductivos en esa área, en la medida en que se ve reducida la cobertura de pasturas, son menores. Es de destacar, sin embargo (y a pesar del bajo poder explicativo del modelo, solo del 7%), que el área agrícola intensiva en la que se realizó este estudio, si bien presenta una elevada cobertura de soja, todavía conserva un porcentaje importante de cobertura de pasturas y de ganado. Es decir que, a pesar de ser el área más intensiva desde el punto de vista productivo de la provincia de la Pampa, no presenta los porcentajes de cobertura de soja que se detectan en otras zonas del país que se sitúan más hacia el norte y hacia el este, donde la cobertura de la soja ronda el 70-100% y la presencia de pasturas u otros cultivos es prácticamente despreciable (Goijman et al. 2015). Resultaría por demás interesante, poder analizar si en estas áreas agrícolas más intensivas, los efectos de la conversión de pastizales a monocultivos sobre la demografía de la especie son más marcados, y si es posible determinar si la persistencia del proceso de intensificación agrícola, afectará a la reproducción de esta especie a escala regional. Sería importante considerar la toma de medidas concretas de manejo encaminadas a mantener los márgenes naturales, o pequeños parches de pasturas intercalados en los sistemas productivos más intensivos para mejorar el rendimiento reproductivo de ésta y

otras especies en las zonas donde el monocultivo es más extensivo y esos ambientes marginales han desaparecido totalmente. Medidas similares han demostrado ser positivas para algunas especies de aves rapaces que ocupan agroecosistemas en otras regiones del mundo (Amar y Redpath 2005, Butet et al. 2010, De Frutos et al. 2010, Rodríguez et al. 2013, Di Maggio et al. 2018).

Si bien las precipitaciones registradas durante el mes septiembre parecerían tener un efecto positivo sobre la reproducción del Halconcito colorado a través de un avance en la fecha de puesta, las precipitaciones registradas durante el mes de noviembre tuvieron un efecto negativo sobre la productividad de la especie. El mes de noviembre coincide con el momento de eclosión y el período de crecimiento de los pichones, siendo este período el más costoso en términos energéticos (Dawson y Bortolotti 2002). Fuertes lluvias en este periodo podrían afectar directa o indirectamente la disponibilidad de presas, la actividad de caza de los halcones, la actividad de las presas o una combinación de estos factores, lo que podría tener efectos negativos sobre el aporte de presas al nido por parte de los adultos. Asimismo, las condiciones inclementes generadas por las lluvias durante ese mes, podrían aumentar la mortalidad de los pichones o de los embriones en los huevos por problemas de hipotermia. Es destacable que en ese periodo, las precipitaciones se producen muchas veces en eventos cortos pero muy intensos, por lo que su efecto puede ser especialmente negativo para los halcones. Estos efectos adversos de la climatología en el periodo de cría han sido detectados para multitud de especies de rapaces tales como el Cernícalo de Mauricio (*Falco punctatus*) (Senapathi et al. 2011), el Búho real (*Bubo bubo*) (Bionda y Brambilla 2012), el Ratonero común (*Buteo buteo*) (Krüger 2004), el Cernícalo de primilla (Rodríguez y Bustamante 2003), el Halcón marrón (*Falco berigora*) (McDonald et al. 2004), el Aguilucho negro (García-Heras et al. 2016) o el Águila de Verraux (*Aquila verreauxii*) (Murgatroyd et al. 2016b). En Norteamérica, un estudio indicó que el clima también media la productividad del Halconcito colorado de forma que en años con condiciones climáticas adversas, los Halconcitos reducían sus tasas de ceba aunque la abundancia de roedores fuera similar (Dawson y Bortolotti 2002), lo que se traducía en pichones de menor tamaño, de menor peso, y que en muchos casos morían de inanición (Dawson y Bortolotti 2000). Dado el efecto que tienen las precipitaciones sobre el éxito reproductivo del Halconcito y en otras rapaces, es evidente la necesidad de continuar explorando las consecuencias del clima y el cambio climático en las poblaciones de aves rapaces (McDonald et al. 2004, Senapathi et al. 2011, Smith et al. 2017).

BIBLIOGRAGIA

- Amar, A., S. Redpath, y S. Thirgood (2003). Evidence for food limitation in the declining hen harrier population on the Orkney Islands, Scotland. *Biological Conservation* 111:377-384.
- Amar, A., y S. M. Redpath (2005). Habitat use by Hen Harriers *Circus cyaneus* on Orkney: implications of land-use change for this declining population. *Ibis* 147:37-47.
- Aparicio, J. M., y R. Bonal (2012). Effects of food supplementation and habitat selection on timing of Lesser Kestrel breeding. *Ecology* 83:873-877.
- Arroyo, B. E., J. T. García, y V. Bretagnolle (2002). Conservation of the Montagu's harrier (*Circus pygargus*) in agricultural areas. *Animal Conservation* 5:283-290.
- Arroyo, B. E., V. Bretagnolle, y T. García (2003). Land use, agricultural practices and conservation of Montagu's Harrier. *Raptor in a changing environment*:449-463.
- Arroyo, B. E., y J. T. Garcia (2006). Diet composition influences annual breeding success of Montagu's Harriers *Circus pygargus* feeding on diverse prey. *Bird Study* 53:73-78.
- Bartholomew, G. A. (1986). the role of natural history in biology contemporary natural history can help pose questions for and supply lines between different biological disciplines. *BioScience* 36:324-329.
- Barton, K. (2018). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.42.1.
- Bates, D., M. Maechler, B. Bolker, y S. Walker (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67:1-48.
- Bell (2008). Selection the mechanism of evolution. Oxford University Press, New York.
- Benton, T. G., J. A. Vickery, y J. D. Wilson (2003). Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18:182-188.
- Biber, J. P. (1994). Lesser Kestrel. En *Birds in Europe: their conservation status*. Birdlife Conservation Series Number 3. (G. M. Tucker y M. F. Heath, Editores). Birdlife I. Cambridge, United Kingdom., pp. 188–189.
- Bionda, R., y M. Brambilla (2012). Rainfall and landscape features affect productivity in an alpine population of Eagle Owl *Bubo bubo*. *Journal of Ornithology* 153:167-171.
- Bird, D. M., y R. S. Palmer (1988). American Kestrel. En *Handbook of North American birds*. (R. S. Palmer, Editor). Yale Univ. Press, New Haven, CT, pp. 253-290.

- Block, W. M., y L. a. Brennan (1993). The habitat concept in ornithology. Theory and applications. *Current Ornithology* vol.11 11:35-91.
- Butet, A., N. Michel, Y. Rantier, V. Comor, L. Hubert-Moy, J. Nabucet, y Y. Delettre (2010). Responses of common buzzard (*Buteo buteo*) and Eurasian kestrel (*Falco tinnunculus*) to land use changes in agricultural landscapes of Western France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 138:152-159.
- Canavelli, S. B., M. J. Bechard, B. Woodbridge, M. N. Kochert, J. J. Maceda, y M. E. Zaccagnini (2003). Habitat use by Swainson's hawks on their austral wintering grounds in Argentina. *Journal of Raptor Research* 37:125-134.
- Cardador, L., E. Planas, A. Varea, y S. Mañosa (2012). Feeding behaviour and diet composition of Marsh Harriers *Circus aeruginosus* in agricultural landscapes. *Bird Study* 59:228-235.
- Cardador, L., M. Carrete, y S. Mañosa (2011). Can intensive agricultural landscapes favour some raptor species? The Marsh harrier in north-eastern Spain. *Animal Conservation* 14:382-390.
- Carrete, M., J. L. Tella, G. Blanco, y M. Bertellotti (2009). Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biological Conservation* 142:2002-2011.
- Catry, I., A. M. A. Franco, y W. J. Sutherland (2012). Landscape and weather determinants of prey availability: Implications for the Lesser Kestrel *Falco naumanni*. *Ibis* 154:111-123.
- Codesido, M., C. González-Fischer, y D. N. Bilenca (2011). Distributional changes of landbird species in agroecosystems of Central Argentina. *The Condor* 113:266-273.
- Codesido, M., C. M. González-Fischer, y D. N. Bilenca (2013). Landbird assemblages in different agricultural landscapes: A case study in the Pampas of Central Argentina. *The Condor* 115:8-16.
- Coelho, J. R., y J. B. Sullivan (1994). Colonization of wildlife nest boxes by honey bee swarms. *American Bee Journal* 134:697-699.
- Costantini, D., G. Dell'Omo, I. La Fata, y S. Casagrande (2014). Reproductive performance of Eurasian Kestrel *Falco tinnunculus* in an agricultural landscape with a mosaic of land uses. *Ibis*:768-776.
- Crick, H. Q. P. (2004). The impact of climate change on birds. *Ibis* 146:48-56.
- Dawson, R. D., y G. R. Bortolotti (2000). Reproductive success of American Kestrels :

- the role of prey abundance and weather. *The Condor* 102:814-822.
- Dawson, R. D., y G. R. Bortolotti (2002). Experimental evidence for food limitation and sex-specific strategies of American kestrels (*Falco sparverius*) provisioning offspring. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 52:43-52.
- De Frutos, Á., P. P. Olea, P. Mateo-Tomás, y F. J. Purroy (2010). The role of fallow in habitat use by the Lesser Kestrel during the post-fledging period: Inferring potential conservation implications from the abolition of obligatory set-aside. *European Journal of Wildlife Research* 56:503-511.
- De la Peña, M. R., y M. Rumboll (1998). *Birds of southern South America and Antarctica*. Harper Collins Publishers, London.
- De la Peña, M. R., y S. Salvador (2016). Aves argentinas: descripción, comportamiento, reproducción y distribución. Ciconiidae a Heliornithidae. *Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales* 19:1-436.
- De Lucca, E. R., y M. . Saggese (1993). Nidificación del Halconcito Colorado (*Falco sparverius*) en la Patagonia. *Hornero* 13:302-305.
- de Wysiecki, M. L., M. Arturi, S. Torrusio, y M. M. Cigliano (2011). Influence of weather variables and plant communities on grasshopper density in the Southern Pampas, Argentina. *Journal of Insect Science* 11:1-14.
- Di Maggio, R., D. Campobello, y M. Sarà (2018). Lesser kestrel diet and agricultural intensification in the Mediterranean: an unexpected win-win solution? *Journal for Nature Conservation* 45:122-130.
- Donald, P. F., R. E. Green, y M. F. Heath (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 268:25-29.
- Donázar, J. A., J. J. Negro, F. Hiraldo, y J. A. Donázar (1993b). Foraging habitat selection, land-use changes and population decline in the lesser kestrel *Falco naumanni*. *Journal of Applied Ecology* 30:515-522.
- Donázar, J. A., O. Ceballos, A. Travaini, y F. Hiraldo (1993a). Roadside raptor surveys in the Argentinean Patagonia. *Journal of Raptor Research* 27:106-110.
- Ferrer, M., y I. Bisson (2003). Age and territory-quality effects on fecundity in the Spanish Imperial Eagle (*Aquila Adalberti*). *Auk* 120:180-186.
- Filloy, J., y M. Bellocq (2007a). Respuesta de las aves rapaces al uso de la tierra: un enfoque regional. *Hornero* 22:131-140.
- Filloy, J., y M. I. Bellocq (2007b). Patterns of bird abundance along the agricultural

- gradient of the Pampean region. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120:291-298.
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, et al. (2005). Global consequences of land use. *Science* 309:570-574.
- Fournier, D. A., H. J. Skaug, J. Ancheta, J. Ianelli, A. Magnusson, M. N. Maunder, A. Nielsen, y J. Sibert (2012). AD Model Builder: Using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optimization Methods and Software* 27:233-249.
- García-Heras, M.-S., B. E. Arroyo, F. Mougeot, A. Amar, y R. E. Simmons (2016). Does timing of breeding matter less where the grass is greener? Seasonal declines in breeding performance differ between regions in an endangered endemic raptor. *Nature Conservation* 15:23-45.
- Gavier-Pizarro, G. I., N. C. Calamari, J. J. Thompson, S. B. Canavelli, L. M. Solari, J. Decarre, A. P. Goijman, R. P. Suarez, J. N. Bernardos, y M. E. Zaccagnini (2012). Expansion and intensification of row crop agriculture in the Pampas and Espinal of Argentina can reduce ecosystem service provision by changing avian density. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:44-55.
- Goijman, A. P., M. J. Conroy, J. N. Bernardos, y M. E. Zaccagnini (2015). Multi-season regional analysis of multi-species occupancy: Implications for bird conservation in agricultural lands in east-central Argentina. *PLoS ONE* 10:e0130874.
- Goldstein, M. I., T. E. Lacher, B. Woodbridge, E. J. Scollon, R. Tribolet, y M. J. Hooper (1999). Monocrotophos-Induced Mass Mortality of Swainson ' s Hawks in Argentina , 1995 – 96. *Crop Protection*.
- González-Roglich, M., D. Villarreal, y M. G. Castro (2012). Evaluación de la efectividad de la Reserva Parque Luro como herramienta de conservación del Caldenal Pampeano: Cambios en la cobertura vegetal a nivel de paisaje entre 1960 y 2004. *Ecología Austral* 22:11-21.
- Graesser, J., T. M. Aide, H. R. Grau, y N. Ramankutty (2015). Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters* 10:0-10.
- Grande, J. M., P. M. Orozco-Valor, M. S. Liébana, y J. H. Sarasola (2018). Birds of prey in agricultural landscapes: The role of agriculture expansion and intensification. en birds of prey .*Ecology and conservation in the XXI century*.

- Springer, p. 197 a 228.
- Grande, J. M., y P. M. Orozco Valor (2013). Alien vs. Alien: efectos positivos y negativos de las especies invasoras sobre el halconcito colorado (*Falco sparverius*) en el centro de Argentina. En Libro de Resúmenes XV Reunión Argentina de Ornitología. Santa Rosa, La Pampa.
- Griggs, G. R., y K. Steenhof (1993). Photographic guide for aging nestling American kestrels. US Department of the Interior Bureau of Land Management, Boise, ID.
- Hosmer, D., L. S. y R. Sturdivant (2013). Applied logistic regression. John Wiley & Sons.
- Jetz, W., D. S. Wilcove, y A. P. Dobson (2007). Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. PLoS Biology 5:1211-1219.
- Klucsarits, J. R., y J. Rusbuldt (2007). A photographic timeline of Hawk Mountain Sanctuary's American Kestrel nestlings. Asst. Ctr., U.SZip Publishing, Columbus, Ohio.
- Korpimäki, E. (1989). Breeding performance of Tengmalm's Owl *Aegolius funereus*: effects of supplementary feeding in a peak vole year. Ibis 131:51-56.
- Krüger, O. (2004). The importance of competition, food, habitat, weather and phenotype for the reproduction of Buzzard *Buteo buteo*. Bird Study 51:125-132.
- Le Roux, D. S., K. Ikin, D. B. Lindenmayer, G. Bistricher, A. D. Manning, y P. Gibbons (2016). Effects of entrance size, tree size and landscape context on nest box occupancy: Considerations for management and biodiversity offsets. Forest Ecology and Management 366:135-142.
- Leveau, L. M., y C. M. Leveau (2002). Uso de hábitat por aves rapaces en un agroecosistema pampeano. El Hornero 017:9-15.
- Liébana, M. S., J. H. Sarasola, y M. Á. Santillán (2013). Nest-Box occupancy by Neotropical raptors in a native forest of Central Argentina. Journal of Raptor Research 47:208-213.
- Liébana, M. S., J. H. Sarasola, y M. S. Bó (2009). Parental care and behavior of breeding American Kestrels (*Falco sparverius*) in Central Argentina. Journal of Raptor Research 43:338-344.
- Lopez, F. G. (2014). Oferta de cavidades para vertebrados en relación a parámetros de sustrato de bosques en distinto grado de estado sucesional en el caldenal pampeano. Tesis de Grado. Universidad nacional de La Pampa.
- Lorda, H., Z. Roberto, Y. Bellini Saibene, A. Sipowicz, y M. L. Belmonte (2008).

- Descripción de zonas y subzonas agroecológicas RIAP. Area de influencia de la EEA Anguil.
- Mansilla, A. P. (2015). Caracterización de arboledas de especies exóticas utilizadas por aves rapaces en ambientes agrícolas de la provincia de La Pampa.
- Mariottini, Y., M. L. de Wysiecki, y C. E. Lange (2011). Seasonal occurrence of life stages of grasshoppers (Orthoptera: Acridoidea) in the southern Pampas, Argentina. *Zoological Studies* 50:737-744.
- Martin, J. M., L. C. Branch, R. N. Raid, y S. C. Beyeler (2010). Temporal instability of agricultural habitat reduces reproductive success of Barn Owls (*Tyto alba*). *The Auk* 127:909-916.
- McClure, C. J. W., S. E. Schulwitz, R. Van, B. P. Pauli, y J. A. Heath (2017). Commentary: Research recommendations for understanding the decline of American Kestrels (*Falco sparverius*) across much of North America. *Journal of Raptor Research* 51:455-464.
- McDonald, P. G., P. D. Olsen, y A. Cockburn (2004). Weather dictates reproductive success and survival in the Australian brown falcon *Falco berigora*. *Journal of Animal Ecology* 73:683-692.
- Medan, D., J. P. Torretta, K. Hodara, E. B. de la Fuente, y N. H. Montaldo (2011). Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodiversity and Conservation* 20:3077-3100.
- Montgomery, D. C., y E. A. Peck (1992). *Introduction to linear regression analysis*. Wiley, New York.
- Murgatroyd, M., G. Avery, L. G. Underhill, y A. Amar (2016a). Adaptability of a specialist predator: the effects of land use on diet diversification and breeding performance of Verreaux's eagles. *Journal of Avian Biology* 47:834-845.
- Murgatroyd, M., L. G. Underhill, L. Rodrigues, y A. Amar (2016b). The influence of agricultural transformation on the breeding performance of a top predator: Verreaux's Eagles in contrasting land use areas. *The Condor* 118:238-252.
- Narosky, T., y D. Yzurieta (2003). *Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay*. Vázquez Mazzini Editores y Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires.
- Newton, I. (1979). *Population ecology of raptors*. T & A D Poyser, Berkhamsted.
- Newton, I. (1980). The role of food limiting bird numbers. *Ardea* 68:11-30.

- Newton, I. (1998). Population limitation in birds. Academic Press.
- Orians, H. G., y J. F. Wittenberger (1991). Spatial and temporal scales in habitat selection. *The American Naturalist* 137:S29-S49.
- Orozco-Valor, P. M., y J. M. Grande (2016). Exceptionally large clutches in two raptors breeding in nest boxes. *Journal of Raptor Research* 50:232-236.
- Pereyra, J. (1937). Contribución al estudio y observaciones ornitológicas de las aves de la zona norte de la gobernación de La Pampa. En *Memorias del Jardín (Zoológico de La Plata., Editor)*. La Plata. Buenos Aires., pp. 197-326.
- Preston, C. R. (1990). Distribution of raptor foraging in relation to prey biomass and habitat structure. *The Condor* 92:107-112.
- R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing.
- Redpath, S. M., B. E. Arroyo, B. Etheridge, F. Leckie, K. M. Bouwman, y S. J. Thirgood (2002). Temperature and hen harrier productivity: from local mechanisms to geographical patterns. *Ecography* 25:533-540.
- Rodríguez, C., L. Tapia, E. Ribeiro, y J. Bustamante (2013). Crop vegetation structure is more important than crop type in determining where Lesser Kestrels forage. *Bird Conservation International*:1-15.
- Rodríguez, C., y J. Bustamante (2003). The effect of weather on Lesser kestrel breeding success: Can climate change explain historical population declines? *Journal of Animal Ecology* 72:793-810.
- SA y DS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de La Nación). 2007. Primer inventario nacional de bosques nativos: informe regional espinal, segunda parte. Primera edición. Buenos Aires, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de La Nación, Buenos Aires.
- Sánchez-Zapata, J. A., M. Carrete, A. Grivilov, S. Sklyarenko, O. Ceballos, J. A. Donazar, y F. Hiraldo (2003). Land use changes and raptor conservation in steppe habitats of Eastern Kazakhstan. *Biological Conservation* 111:71-77.
- Sarasola, J. H., J. Bustamante, J. J. Negro, y A. Travaini (2008). Where do Swainson's hawks winter? Satellite images used to identify potential habitat. *Diversity and Distributions* 14:742-753.
- Sarasola, J. H., M. Á. Santillán, y M. A. Galmes (2003). Food habits and foraging ecology of American Kestrels in the semiarid forests of central Argentina. *Journal of Raptor Research* 37:236-243.
- Sarasola, J. H., y J. J. Negro (2006). Role of exotic tree stands on the current

- distribution and social behaviour of Swainson's hawk, *Buteo swainsoni* in the Argentine Pampas. *Journal of Biogeography* 33:1096-1101.
- Schrag, A. M., M. E. Zaccagnini, N. Calamari, y S. Canavelli (2009). Climate and land-use influences on avifauna in central Argentina: Broad-scale patterns and implications of agricultural conversion for biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 132:135-142.
- Senapathi, D., M. A. C. Nicoll, C. Teplitsky, C. G. Jones, y K. Norris (2011). Climate change and the risks associated with delayed breeding in a tropical wild bird population. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 278:3184-3190.
- Sergio, F., y I. Newton (2003). Occupancy as a measure of territory quality. *Journal of Animal Ecology* 72:857-865.
- Smallwood, J. A. (1987). Sexual segregation by habitat in American Kestrels wintering in Southcentral Florida: Vegetative structure and responses to differential prey availability. *The Condor* 89:842.
- Smallwood, J. A., M. F. Causey, D. H. Mossop, J. R. Klucsarits, B. Robertson, S. Robertson, J. Mason, M. J. Maurer, R. J. Melvin, R. D. Dawson, G. R. Bortolotti, et al. (2009). Why are American Kestrel (*Falco sparverius*) populations declining in North America? Evidence from Nest-Box programs. *Journal of Raptor Research* 43:274-282.
- Smallwood, J. A., y D. M. Bird (2002). American Kestrel (*Falco sparverius*). En *The birds of North America. The Birds*. Philadelphia, PA., p. 602.
- Smith, S. H., K. Steenhof, C. J. W. McClure, y J. A. Heath (2017). Earlier nesting by generalist predatory bird is associated with human responses to climate change. *Journal of Animal Ecology* 86:98-107.
- Smits, J., y V. Naidoo (2018). Toxicology of birds of prey. En *Birds of prey .Ecology and conservation in the XXI century*. Springer, pp. 229-245.
- Steenhof, K., M. N. Kochert, y T. L. McDonald (1997). Interactive effects of prey and weather on golden eagle reproduction. *The Journal of Animal Ecology* 66:350.
- Steenhof, K., y B. Peterson (2009). Site fidelity, mate fidelity, and breeding dispersal in American Kestrels. *The Wilson Journal of Ornithology* 121:12-21.
- Steenhof, K., y I. Newton (2007). Assessing nesting success and productivity. *Raptor Research and Management Techniques*:181-192.
- Steenhof, K., y J. A. Heath (2009). American kestrel reproduction: Evidence for the

- selection hypothesis and the role of dispersal. *Ibis* 151:493-501.
- Sternalski, A., J. F. Blanc, S. Augiron, V. Rocheteau, y V. Bretagnolle (2013). Comparative breeding performance of Marsh Harriers *Circus aeruginosus* along a gradient of land-use intensification and implications for population management. *Ibis* 155:55-67.
- Tarlow, E., y D. T. Blumstein (2007). Evaluating methods to quantify anthropogenic stressors on animals. *Applied Animal Behaviour Science* 102:429-451.
- Tilman, D. G. (1999). Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 96:5995-6000.
- Travaini, A., A. Rodriguez, J. A. Donázar, y F. Hiraldo (1995). Roadside raptor surveys in central Argentina. *El Hornero*:64-66.
- Vallejos, M., J. N. Volante, M. J. Mosciaro, L. M. Vale, M. L. Bustamante, y J. M. Paruelo (2015). Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: A plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments* 123:3-11.
- Veiga, J. P., W. Wamiti, V. Polo, y M. Muchai (2013). Interaction between distant taxa in the use of tree cavities in African ecosystems: a study using nest-boxes. *Journal of Tropical Ecology* 29:187-197.
- Vergara, P., J. A. Fargallo, E. Banda, D. Parejo, J. A. Lemus, y M. García-Montijano (2008). Low frequency of anti-acetylcholinesterase pesticide poisoning in lesser and Eurasian kestrels of Spanish grassland and farmland populations. *Biological Conservation* 141:499-505.
- Verhulst, S., y J. A. Nilsson (2008). The timing of birds' breeding seasons: a review of experiments that manipulated timing of breeding. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363:399-410.
- Visser, M. E., C. Both, y M. M. Lambrechts (2004). Global climate change leads to mistimed avian reproduction. *Advances in Ecological Research* 35:89-110.
- Wiebe, K. L., y G. R. Bortolotti (1995). Egg size and clutch size in the reproductive investment of American Kestrels. *Journal of Zoology* 237:301.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Wlaker, A. A. Savaliev, y G. M. Smith (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer.

Material suplementario

Tabla 1. Resumen de parámetros reproductivos generales del Halconcito colorado desde el 2011 al 2016. Se proporcionan los valores medios, el error estándar (\pm ES) y el número de cajas nido entre paréntesis.

| Temporada reproductiva | Fecha de puesta | Tamaño de puesta | Productividad | Éxito reproductivo |
|------------------------|-------------------|------------------|-------------------|--------------------|
| 2011 | 59,83+1,91 (n=24) | 4,22+0,20 (n=35) | 3,53+ 0,28 (n=31) | 0,87+0,06 (n=31) |
| 2012 | 55,06+1,4 (n=64) | 4,30+0,1 (n=75) | 2,65+ 0,23 (n=71) | 0,70+0,05 (n=71) |
| 2103 | 50,03+1,06 (n=51) | 4,54+0,08 (n=78) | 2,98+ 0,22 (n=78) | 0,87+0,06 (n=78) |
| 2104 | 40,41+1,54 (n=81) | 4,69+0,10 (n=89) | 3,39+ 0,18 (n=89) | 0,86+0,03 (n=89) |
| 2015 | 43,41+1,30 (n=87) | 4,46+0,07 (n=90) | 3,27+ 0,18 (n=86) | 0,83+0,04 (n=86) |
| 2106 | 45,72+1,50 (n=68) | 4,44+0,09 (n=81) | 2,55+ 0,21 (n=85) | 0,72+0,04 (n=84) |

Tabla 2. Resumen de parámetros reproductivos generales del Halconcito colorado en cada área de muestreo desde el 2011 a 2013. Se proporcionan los valores medios, el error estándar (\pm ES) y el número de cajas nido entre paréntesis. Las cajas de nidos en la zona agrícola intensiva se colocaron en el año 2012.

| RPPL | Fecha de puesta | Tamaño de puesta | Productividad | Éxito reproductivo |
|-------------|------------------|------------------|-------------------|--------------------|
| 2011 | 51,53+5,48 (n=3) | 3,75+0,94 (n=4) | 2,5+ 0,95 (n=4) | 0,75+0,20 (n=4) |
| 2012 | 48,83+5,30 (n=6) | 4,25+0,49 (n=8) | 3,57+ 0,92 (n=7) | 0,75+0,16 (n=8) |
| 2103 | 51+2 (n=2) | 4+0,63 (n=6) | 1,66+ 1,05 (n=6) | 0,33+0,21 (n=6) |
| 2104 | 49+2,24 (n=9) | 4,25+0,35 (n=12) | 3,16+ 0,54 (n=12) | 0,83+0,11 (n=12) |
| 2015 | 50,75+5,96 (n=8) | 4,6+0,22 (n=10) | 2,44+ 0,80 (n=10) | 0,50+0,16 (n=10) |
| 2106 | 49,8+4,19 (n=10) | 4+0,29 (n=10) | 2,3+ 0,57 (n=10) | 0,70+0,15 (n=10) |

| AT | Fecha de puesta | Tamaño de puesta | Productividad | Éxito reproductivo |
|-------------|-------------------|------------------|--------------------|--------------------|
| 2011 | 60,77+1,73 (n=27) | 4,29+0,19 (n=31) | 3,55+ 0,30 (n=31) | 0,85+0,06 (n=31) |
| 2012 | 52,25+1,75 (n=39) | 4,45+0,11 (n=44) | 2,64+ 0,28 (n=42) | 0,75+0,06 (n=44) |
| 2103 | 49,7+1,25 (n=40) | 4,63+0,08 (n=46) | 3,28+ 0,25 (n=46) | 0,86+0,05 (n=46) |
| 2104 | 38,51+1,88 (n=47) | 4,93+0,16 (n=49) | 23,75+ 0,19 (n=49) | 0,95+0,02 (n=49) |
| 2015 | 41,19+1,75 (n=46) | 4,56+0,09 (n=50) | 3,57+ 0,21 (n=49) | 0,88+0,04 (n=50) |
| 2106 | 46,87+1,97 (n=41) | 4,67+0,12 (n=45) | 3,1+ 0,28 (n=46) | 0,82+0,05 (n=46) |

| AI | Fecha de puesta | Tamaño de puesta | Productividad | Éxito reproductivo |
|-------------|-------------------|------------------|-------------------|--------------------|
| 2011 | ---- | ---- | ---- | ---- |
| 2012 | 60,76+2,06 (n=21) | 4,16+0,17 (n=25) | 2,70+ 0,42 (n=25) | 0,70+0,09 (n=25) |
| 2103 | 50,8+0,18 (n=15) | 4,43+0,14 (n=27) | 2,64+ 0,41 (n=27) | 0,69+0,09 (n=27) |
| 2104 | 40,92+3,36 (n=24) | 4,4+0,17 (n=29) | 2,80+ 0,38 (n=29) | 0,70+0,08 (n=29) |
| 2015 | 45,19+2,05 (n=27) | 4,3+0,11 (n=30) | 3,14+ 0,31 (n=29) | 0,82+0,07 (n=29) |
| 2106 | 41,83+2,55 (n=19) | 4,25+0,16 (n=27) | 1,68+ 0,32 (n=29) | 0,58+0,09 (n=27) |

Capítulo 4

Estado de salud del Halconcito colorado en ambientes naturales y agroecosistemas pampeanos: ¿los usos del suelo afectan la condición física y la respuesta inmune de los individuos?



Resumen

Diversos aspectos de los sistemas agrícolas intensivos pueden afectar al estado de salud de los animales que los habitan. La menor diversidad de ambientes y la destrucción de ambientes marginales que sirven de fuente y refugio pueden reducir la disponibilidad de alimento para las especies mientras que el uso masivo de pesticidas puede afectar directamente a la salud de los individuos. Las aves rapaces como depredadores tope podrían ser especialmente sensibles a estas transformaciones. En este capítulo, se evaluó si existen efectos negativos del proceso de intensificación agrícola sobre el índice de condición física (ICF) y capacidad pro-inflamatoria (CPI) de los individuos de Halconcito colorado en el marco del gradiente de intensificación agrícola ya descrito. A su vez, se evaluó si las precipitaciones tienen un efecto particular sobre el ICF. Se analizó el ICF de 968 pichones de Halconcito colorado en los años 2012 y 2014 a 2016. Tanto el uso del suelo, como las precipitaciones y como algunos de los parámetros reproductivos que operan dentro de cada caja nido (como el número de hermanos presentes) explican las diferencias en el ICF a lo largo del gradiente de intensificación agrícola. El ICF fue mayor en las hembras que en los machos y varió entre áreas de muestreo. El índice de condición física fue mayor en el área AI, seguido de la RPPL y por último en el área AT. El ICF se relacionó positivamente con el tamaño de puesta y negativamente con el número de pichones y las coberturas de girasol, cereales y rastrojos. Las precipitaciones del mes de noviembre y diciembre, se asociaron con un menor ICF y la lluvia trimensual en el periodo previo al inicio de la temporada reproductiva se asoció con un mayor ICF. En la temporada de cría del año 2016, se midió la CPI a 145 pichones. La CPI fue mayor en el área agrícola intensiva, seguido del área agrícola tradicional y la Reserva Provincial Parque Luro, con diferencias significativas sólo entre el área AI y la RPPL. La cobertura de árboles exóticos se asoció negativamente con la CPI, mientras que la cobertura de bosque de Caldén se asoció positivamente. Los pichones provenientes de cajas nido que presentaron una fecha de puesta tardía y mayor número de pichones tuvieron una menor CPI. No se observó un efecto claro de la intensificación agrícola sobre el ICF y la CPI, el porcentaje de soja no fue seleccionado por los modelos. *A priori* los resultados parecen indicar que la intensificación agrícola no compromete los dos indicadores de salud de los pichones de Halconcito colorado evaluados en este capítulo o al menos, si tiene efectos negativos, estos se ven enmascarados por la interacción de factores intranido. Sin embargo, la capacidad pro-inflamatoria fue medida tan solo un año, en un número no demasiado

elevado de individuos y en condiciones ambientales muy particulares, especialmente en el área agrícola intensiva, por lo que sería deseable incrementar el esfuerzo en años próximos, tal vez incorporando análisis más complejos que permitan obtener una visión más integradora de la respuesta inmune, incluyendo evaluaciones de sus componentes innatos y adquiridos, como también a los componente de la respuesta inmune celular y humoral.

INTRODUCCIÓN

La intensificación agrícola conlleva un proceso de pérdida de hábitats seminaturales y/o marginales, el sobrepastoreo, la eliminación de árboles o parches boscosos, el aumento en el área dedicada a un único o un reducido número de tipos de cultivos y el uso intensivo de agroquímicos (Fowler y Mooney 1990, Matson et al. 1997, Aizen et al. 2009). Estas prácticas generan un proceso de simplificación y homogeneización de los agroecosistemas lo que reduce la heterogeneidad ambiental y la biodiversidad (Benton et al. 2003). En el caso particular de los agroquímicos, y a pesar de sus beneficios para las actividades productivas por su acción como fertilizantes, herbicidas o insecticidas, sus residuos pueden persistir en los ambientes naturales por largo tiempo, contaminando así el suelo, los acuíferos, generando eutrofización de sistemas acuáticos e ingresando finalmente a la cadena alimentaria (Carvalho 2006), donde pueden afectar negativamente la abundancia y diversidad de la vida silvestre (Berny 2007, Köhler y Triebkorn 2013, Sandoz et al. 2018).

La degradación de la calidad del hábitat ligada a la intensificación agrícola puede afectar tanto a la disponibilidad de presas, como de lugares para reproducirse, o generar efectos negativos en la fisiología de los individuos afectando a la salud de las aves que habitan en los agroecosistemas (Chamberlain et al. 2000, Cardador et al. 2012, Köhler y Triebkorn 2013, Pigeon et al. 2013). Las aves rapaces son particularmente vulnerables a estos efectos debido a su posición en lo alto de la cadena trófica como depredadores o carroñeros, lo cual puede facilitar los procesos de bioacumulación de contaminantes (Newton 1979, Sergio et al. 2005). Por este motivo, este grupo de aves ha sido ampliamente estudiado para evaluar fenómenos de toxicidad vinculados a diferentes compuestos químicos (ver revisión en Smits & Naidoo 2018) y a los cambios producidos en los sistemas agrícolas (Grande et al. 2018). El uso de agroquímicos y medicamentos veterinarios es responsable de la muerte por intoxicación y del declive poblacional de muchas especies de aves rapaces (Dietrich et al. 1995, Goldstein et al. 1999a, Mougeot et al. 2011, Ortiz-Santaliestra et al. 2015, Smits y Naidoo 2018, Espín et al. 2018). En consecuencia, sería esperable que los cambios en la calidad del hábitat debido a los procesos de intensificación agrícola afecten a la condición corporal y la respuesta inmune en los individuos que se ven expuestos a esos procesos de intensificación.

La condición corporal es un indicador importante de la aptitud de un individuo y además se ha propuesto como un indicador indirecto de la calidad del hábitat (Johnson 2013). La condición corporal de un individuo hace referencia a su estado energético (Schulte-Hostedde et al. 2005), donde los individuos con mayores reservas de energía pueden tener una mejor resistencia y una mayor supervivencia que los individuos con reservas más pequeñas. Es decir, que la condición corporal puede ser indicativa de la capacidad de los individuos juveniles para resistir períodos de privación de alimentos justo después de dejar el nido. Comúnmente se utiliza un índice conocido como índice de condición física (ICF) (Green et al. 2001, Labocha y Hayes 2012). Este índice se ha relacionado con diferentes parámetros que reflejan la calidad individual como la inversión reproductiva, la supervivencia, la carga parasitaria, diferentes aspectos del comportamiento además de poder reflejar el efecto de las condiciones ambientales o la presión ejercida por la selección natural (Merilä et al. 2001, Blums et al. 2005, Labocha y Hayes 2012).

La respuesta inmune por su parte, es un complejo conjunto de respuestas que ejecuta el organismo para responder al ataque de un diverso abanico de patógenos (Schat et al. 2014). Los distintos componentes de esta respuesta llevan aparejado un importante costo energético, de forma que la energía dedicada a elaborar una respuesta inmune adecuada no estará disponible para otros procesos fisiológicos (Sheldon y Verhulst 1996). Por lo tanto, evaluar la capacidad de respuesta inmune de los individuos puede resultar una medida valiosa de la viabilidad de dichos individuos y un buen indicador de la presencia de factores negativos que puedan disminuir la calidad de un determinado hábitat (Alonso-Alvarez y Tella 2001). Así, los pichones con condiciones nutricionales deficientes o expuestos a otros elementos estresantes que puedan comprometer su salud, como podrían ser los agroquímicos, no pueden alcanzar un desarrollo óptimo de su sistema inmune y por lo tanto pueden ver comprometida su supervivencia (Tella et al. 2000a, Haussmann et al. 2005, Houston et al. 2007).

Tanto el índice de condición física como la respuesta inmune de los individuos podrían, además de verse afectados por los cambios en el uso de la tierra (en relación con cambios en la calidad del hábitat y por lo tanto, con la disponibilidad de alimentos y presencia de contaminantes), variar en relación a la fenología de la reproducción, a las condiciones particulares de cada evento reproductivo (por ejemplo al número de hermanos con los que se comparte el nido o el orden de nacimiento en la puesta) y el

clima. El momento en el cual se inicia la reproducción es importante para una reproducción exitosa (Capítulo 3). Es de esperar que las aves tiendan a reproducirse en sincronía con el pico en la abundancia de presas y cuando las condiciones ambientales son adecuadas. Por lo tanto, aquellos individuos que se reproducen demasiado temprano o demasiado tarde podrían enfrentar condiciones más difíciles (Bêty et al. 2003, Blums et al. 2005). Dentro de los nidos, el número de pichones afectaría la competencia entre ellos y por lo tanto la supervivencia de los mismos, aunque tamaños de nidada más grandes también pueden ser una señal de padres o territorios de buena calidad (Saino et al. 1997). Las condiciones climáticas y particularmente, las precipitaciones pueden afectar a las aves en forma diferencial. Por un lado, las precipitaciones pueden resultar positivas al determinar la disponibilidad de alimento a través de la producción primaria y por otro lado, en forma menos propicia pueden limitar la actividad de las presas y/o de alimentación de las aves si estas precipitaciones son demasiado intensas (Steenhof et al. 1997, Bionda y Brambilla 2012, Catry et al. 2012, Garcia-Heras et al. 2016) afectando directamente el crecimiento y la supervivencia de los pichones.

En Argentina se ha dado un fuerte proceso de expansión e intensificación agrícola a expensas de bosques secos y pastizales naturales para dar lugar a extensos ambientes dedicados al monocultivo principalmente de soja (Capítulo 1). En las últimas décadas, el país ha llegado a triplicar la superficie dedicada al monocultivo de soja (Aizen et al. 2009, Bolsa de Cereales de Buenos Aires 2017, Datos agroindustriales 2017). Estos cambios en los usos productivos afectan a las comunidades de presas de las aves rapaces (ver por ej. Bilenca *et al.* 2007, Lietti *et al.* 2008, Di Giacomo & Casenave 2010, Fraschina *et al.* 2012, Codesido *et al.* 2011, Díaz Porres *et al.* 2014) y por lo tanto afectan a su dieta generando respuestas funcionales de los depredadores (Gonzalez-Fischer *et al.* 2011, Capítulo 2). De la mano de este proceso de intensificación, se produjo un aumento en el uso y requerimiento de agroquímicos (Satorre 2005, Bernardos y Zaccagnini 2011). Para el año 2012 por ejemplo, el volumen de agroquímicos que se utilizó fue de 317,17 millones de kg/l (CASAFE 2012). Si bien, la intensificación de las prácticas agrícolas obviamente altera la calidad del hábitat original, no se sabe con exactitud los efectos que podrían tener sobre la salud de las aves rapaces en Argentina. Sin embargo, existen algunos antecedentes negativos. En la década del 90' se registraron en la región pampeana grandes mortandades de Aguiluchos langosteros (*Buteo swainsoni*) debido al envenenamiento de los individuos

con un pesticida organofosforado, el Monocrotophos, que se empleaba para controlar ortópteros (Goldstein et al. 1999a). Estas mortandades generaron una serie de reacciones en diversos actores sociales y finalmente se conquistó la prohibición del uso de ese pesticida en el país (Goldstein et al. 1999b). No obstante, con posterioridad, se han registrado diversos eventos de muertes de aves por intoxicación con otros pesticidas, lo que sugiere que la problemática sigue vigente (Bernardos y Zaccagnini 2011). Aunque los pesticidas en dosis críticas pueden provocar la muerte de los individuos, muchas veces en dosis menores pueden generar efectos subletales sobre los individuos, afectando su fisiología y rendimiento individual lo que puede llegar a comprometer la condición física o la capacidad inmune de los individuos pero sin llegar a provocarles la muerte (Smits y Naidoo 2018).

En el marco de la fuerte expansión de la agricultura intensiva en los agroecosistemas argentinos, el presente capítulo pretende analizar posibles efectos negativos de la intensificación agrícola sobre algunos indicadores del estado de salud del Halconcito colorado, más específicamente, sobre la condición física y la respuesta inmune de los pichones. Debido a que los distintos usos productivos de la tierra determinan a través de la estructura del paisaje, la abundancia de las distintas presas potenciales y la exposición a pesticidas la calidad de las distintas áreas para la especie, se evaluó si ambos parámetros (condición física y respuesta inmune) varían a lo largo de un gradiente de intensificación agrícola, desde hábitats naturales hasta tierras agrícolas intensivas utilizando la cobertura dedicada al cultivo de soja como un indicador de la intensificación agrícola. A su vez, se evaluó si la variabilidad en las precipitaciones que pueden determinar las diferencias en productividad e idoneidad entre las zonas junto con cambios en el uso de la tierra, tienen un efecto particular sobre la condición física de los pichones. Se espera que la condición física y la respuesta inmune de pichones criados en áreas más intensivas -un alto porcentaje de soja y baja cobertura de pastos, otros cultivos o bosques nativos- sean menores que las de pichones criados en tierras agrícolas tradicionales o en la zona de bosque natural -con un bajo porcentaje de soja y altos porcentajes de pastos, otros cultivos y bosque-. En cuanto a las precipitaciones, es de esperar que precipitaciones abundantes en el periodo previo a la reproducción incrementen la disponibilidad de alimento y por lo tanto afecten positivamente a la condición física de los pichones, mientras que abundantes precipitaciones durante la temporada reproductiva (especialmente durante el periodo de la crianza de los pichones) afecten negativamente a la condición física de los pichones de Halconcitos colorado al

reducir la actividad de alimentación y exigir un mayor gasto energético para termorregular.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en las tres áreas de muestreo anteriormente descritas (Capítulo 1) y que se corresponden con distintos usos productivos y cobertura vegetal. Un área que representa una muestra del bosque de Caldén, la Reserva Provincial Parque Luro (RPPL), y dos áreas ubicadas en agroecosistemas que presentan diferente intensidad en cuanto a los usos de suelo. En el área Agrícola Tradicional (AT), predomina la producción mixta, donde la agricultura y la ganadería coexisten en un régimen rotatorio tradicional y el área Agrícola Intensiva (AI), donde predomina la agricultura intensiva centrada en el cultivo de soja.

Monitoreo de cajas nido y condición física de los pichones (ICF)

Las cajas nidos fueron monitoreadas entre el año 2012 y 2016 durante la temporada de cría y visitadas periódicamente para determinar la ocupación, la fecha de puesta, tamaño de puesta, edad de los pichones y el número de pichones por nido (Capítulo 1 y 3). Todos los pichones fueron anillados a la edad de 20-25 días. Durante su manipulación, los individuos fueron examinados externamente para registrar la presencia de ectoparásitos. Al momento del marcaje de los individuos se les tomaron muestras morfométricas, incluyendo la longitud de la pluma octava primaria y peso, utilizando para ello una balanza digital con precisión de 0,1 gramos y una regla metálica con precisión de 1 mm. Se utilizó como índice de condición física (ICF) los residuos de la relación entre el logaritmo del peso y el logaritmo de la longitud de la octava primaria (Green et al. 2001).

Respuesta inmune: capacidad pro-inflamatoria (CPI)

Durante la temporada reproductiva del 2016 se evaluó la respuesta inmune a través de analizar la capacidad pro-inflamatoria (CPI) en los pichones de Halconcito colorado mediante el ensayo de fitohemaglutinina (PHA-P), siguiendo el método propuesto por Smits *et al.* (1999). La fitohemaglutinina, es una proteína lectina, extraída de *Phaseolus vulgaris* planta de la familia Fabácea, con propiedades mitogénicas, es decir

que estimulan la proliferación celular para muchos tipos de células de vertebrados (Martin et al. 2006, Vinkler et al. 2010). Esta prueba consiste en inyectar de forma subcutánea la phitohemaglutinina y luego medir la inflamación resultante de la piel en el sitio de inyección (Smits et al. 1999; Tella et al. 2002, 2008). La respuesta pro-inflamatoria se ha utilizado ampliamente en muchos estudios de biología aviar (Tella et al. 2002a, 2008a; Martin et al. 2006) e implica la participación de componentes celulares tanto del sistema inmune innato como adquirido (Vinkler et al. 2010). Se utiliza la intensidad de la inflamación de la piel como un índice del potencial/capacidad pro-inflamatorio de un individuo y en consecuencia de la inmunidad de los individuos (Vinkler et al. 2010).

Cuando los pichones registraron una edad aproximada de 22-24 días (edad, antes de abandonar el nido), se usó un marcador a prueba de agua para señalar el sitio de medición y de inyección en el patagio del ala izquierda. A continuación se inyectaron por vía intradérmica en el sitio señalado 20 µl de 1 mg/ml del mitógeno de phitohemaglutinina-P (empresa química Sigma-Aldrich) disuelto en buffer de fosfato (PBS) en proporción 5:1. El grosor del patagio del ala izquierda en el sitio marcado se midió con un micrómetro digital (precisión a 0,001 mm) tres veces justo antes de la inyección de la solución y otras tres veces consecutivas 24 horas después de la realizada la misma. Para obtener una mejor estimación del grosor del patagio, todas las mediciones fueron hechas por el mismo investigador.

Usos de suelo y datos de precipitación

Las variables utilizadas en el análisis para evaluar los efectos de la intensificación agrícola sobre la condición física y la respuesta inmune de los Halconcitos colorados de las poblaciones estudiadas, se corresponden con la superficie dedicada a cada uso de la tierra presentes en el área de influencia de 500 m de radio en torno a cada caja nido (bosque de Caldén, arboleda exótica, soja, pastizal, girasol, maíz, cereales, rastrojos y zona peridoméstica, ver Capítulo 1) durante la etapa de crianza de los pichones. Se consideró la cobertura de soja como indicador de la intensificación de la agricultura. Para el análisis de la condición física se utilizaron los datos de usos de suelo de cuatro épocas de cría (2012, 2014-2016). Para el análisis de la capacidad pro-inflamatoria se utilizó solamente la información correspondiente a la temporada reproductiva del 2016.

Los datos de precipitación se corresponden a los utilizados en el capítulo 3. Para evaluar si las precipitaciones tienen algún efecto sobre la condición física de los

pichones, se utilizaron los datos mensuales de precipitación de los meses que podían ser críticos durante el ciclo de reproducción (crecimiento de pichones -noviembre y diciembre-) y a su vez se agrupó la lluvia de varios meses para obtener: la precipitación anual, la precipitación durante la época reproductiva (agosto-enero), la precipitación acumulada en la época reproductiva, las precipitaciones acumuladas trimestral (agosto-octubre) en el período previo al nacimiento de los pichones.

Análisis estadísticos

Se evaluó la variación en el ICF y en la CPI de los pichones de Halconcito colorado utilizando Modelos Lineales Mixtos (MLM, Zuur et al. 2009) empleando el software R 3.2.4 (R Core Team 2016) con el módulo estadístico ‘lme4’ (Bates et al. 2015). EL ICF se calculó para cuatro temporadas reproductivas 2012 y 2014- 2016. En un primer análisis se realizó un modelo para examinar posibles variaciones en el ICF entre las áreas de muestreo (RPPL, AT, AI) y los años de estudio. La identificación de la caja nido fue incluida como factor aleatorio para controlar la falta de independencia, debido a que los pichones muestreados provenían de una misma nidada, correspondiendo a medidas repetidas sobre la misma unidad de muestreo (caja nido) en sucesivos años. Adicionalmente, realizamos un test de comparación de a pares empleando la prueba de Tukey para examinar las diferencias en el índice de condición física que ocurrieron entre las distintas áreas de muestreo y temporadas reproductivas. En un análisis posterior, se analizó la variación en ICF en función de las siguientes variables explicativas, área de muestreo (RPPL, AT, AI), el sexo del individuo (hembra/macho), fecha de puesta, tamaño de puesta, número de pichones (siendo estas tres últimas variables cuantitativa discreta), presencia/ausencia de ectoparásitos, los diferentes datos de precipitación (medidas en milímetros) y las diferentes categorías correspondientes a los distintos usos de la tierra dentro de un radio de 500 metros alrededor de la caja nido. Cada categoría de uso de suelo representa una variable medida en hectáreas. Nuevamente, y para controlar la falta de independencia entre las observaciones, la identificación de la caja nido y la temporada reproductiva fueron incluidos como factor aleatorio. Adicionalmente, realizamos un test de comparación de a pares empleando la prueba de Tukey para examinar las diferencias en el índice de condición física que ocurrieron entre las distintas áreas de muestreo o el sexo de los individuos.

Para el análisis de la respuesta inmune se incluyó el valor de inflamación como variable dependiente. Para minimizar el error de medición las medidas fueron tomadas en triplicado (ver más arriba). La repetitividad es la proporción de variación en un conjunto de mediciones debido a la variación entre los individuos y pueden obtenerse a partir de mediciones repetidas en varios individuos y a través del cálculo de coeficiente de correlación intraclase (ICC, Wolak *et al.* 2012). Por lo tanto, calculamos dicho coeficiente para las medidas tomadas en triplicado utilizando el paquete estadístico ‘ICC’ (Wolak *et al.* 2012) y como la repetitividad de las mediciones realizadas en el patagio fue alta (ICC = 0.9823949, k = 3), se utilizó la media de las mismas (Alonso-Alvarez y Tella 2001). La CPI se calculó como la diferencia en la inflamación del patagio del ala entre la media de las medidas tomadas antes y después de la inyección con el mitógeno. El área de muestreo (RPPL, AT, AI), el sexo del individuo (hembra/macho), fecha de puesta, tamaño de puesta, número de pichones (siendo estas tres últimas variables continua discreta) y los diferentes usos de la tierra dentro de un radio de 500 m alrededor de la caja nido fueron incluidos como variables explicativas. Además, se incluyó como covariable el índice de condición física de los pichones. La identificación de la caja nido fue incluida como factor aleatorio para controlar la falta de independencia entre las observaciones.

Tanto en los modelos de condición física como en los modelos para evaluar la variación en la respuesta inmune, la colinealidad se evaluó mediante la correlación de Pearson, donde se eliminaron secuencialmente las variables que presentaban una correlación de Pearson $r > 0,75$, eligiendo siempre la que tenía mayor sentido biológico. Luego, se calculó los factores de inflación de varianza generalizados (VIFs) para evaluar la presencia de multicolinealidad utilizando el paquete ‘usdm’ (Naimi *et al.* 2014). Se consideró la falta de multicolinealidad cuando todas las variables presentaron VIFs < 10 (Montgomery y Peck 1992). El procedimiento de modelado se inició a partir del modelo completo, el cual se fue simplificando siguiendo el procedimiento de pasos hacia atrás (*backward stepwise*), eliminando secuencialmente los términos no significativos del modelo y conservando sólo las variables explicativas significativas (Hosmer *et al.* 2013). Se consideró que una variable fue significativa cuando su valor de $p \leq 0,05$. El resultado final fue el modelo más adecuado para explicar la variabilidad en la variable de respuesta, donde solamente se conservaron las variables explicativas significativas. Se evaluó la normalidad de las variables cuantitativas continuas

utilizando el test de Shapiro Wilks, rechazando la hipótesis de normalidad de un conjunto de datos cuando $p < 0,05$. Cuando los datos no se distribuyeron normalmente, se comprobó la normalidad de los residuos para cumplir con el supuesto de normalidad que requieren los MLM. En caso que los residuos no se distribuyeran normalmente, la variable respuesta se transformó. En este caso, la variable capacidad pro inflamatoria fue transformada a logaritmo y la variable ICF no fue transformada. En todos los modelos finales, los componentes de la varianza se estimaron utilizando el método de máxima verosimilitud restringida (REML).

RESULTADOS

Análisis de hábitat

La proporción para los distintos usos de la tierra observados para la temporada reproductiva 2016 siguió similar tendencia a la observada para todo el período (ver Capítulo 3) aunque con algunas variaciones. El año 2016 fue extremadamente lluvioso, situación que se evidenció especialmente en el área AI donde debido a las precipitaciones y extensas inundaciones, en muchos campos no se pudo realizar la siembra de cultivos o se hizo fuera del período de estudio. Esta situación se ve reflejada en la menor cobertura de soja en torno a las cajas (39%, Tabla 1) en relación a los valores normales para el resto de años (en torno al 50%, Capítulo 3). Nuevamente las cajas nidos en el área agrícola intensiva tuvieron desde un 11% de soja a un 60% de cobertura de soja en el área de influencia a diferencia de otros años donde la cobertura de soja en las áreas de influencia en torno a las cajas nido era de hasta un 100%, con variaciones intermedias en la cobertura (Capítulo 3).

Tabla 1. Porcentajes promedios de los diferentes usos de la tierra alrededor de las cajas nidos en las áreas de muestreo durante la temporada reproductiva de 2016 en La Pampa (PLNR, Reserva Natural Parque Luro, AT, agrícola tradicional, AI, agrícola intensiva, zona_per, zona peridoméstica).

| | arboleda | bosque | pastizal | soja | girasol | cereales | maíz | rastrojos | zona_per |
|-------------|----------|--------|----------|-------|---------|----------|-------|-----------|----------|
| RPPL | 0,00 | 72,14 | 27,86 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| AT | 0,99 | 3,94 | 48,56 | 12,02 | 6,21 | 1,15 | 17,23 | 9,14 | 0,75 |
| AI | 1,71 | 0,00 | 29,62 | 39,81 | 1,42 | 0,00 | 24,75 | 2,29 | 0,40 |

Índice de condición física (ICF) de los pichones

Se calculó el ICF de 968 pichones de Halconcito colorado en cuatro temporadas reproductivas (2012, 2014-2016). Se observaron diferencias significativas en los valores de ICF entre las temporadas reproductivas con diferencias marginales entre las

áreas de muestreo (Tabla 2). La interacción entre ambas variables también fue significativa (Fig.1). El ICF de los pichones de Halconcito resultó mayor en la RPPL durante la temporada reproductiva del 2014, en comparación con ambas áreas agrícolas ($p < 0,01$ en ambos casos) y sin diferencias entre las distintas áreas de muestreo en las restantes temporadas reproductivas analizadas (Fig. 1). A su vez de la figura 1 se desprende que en la temporada 2016 el ICF en el área AI fue mayor que las demás temporadas reproductivas.

Tabla 2. Resultados del MLM para explicar la variación del ICF en pichones de Halconcito colorado entre zonas y temporadas reproductivas de muestreo.

| Parámetros | X ² | gl | p-valor |
|-----------------|----------------|----|---------|
| Temporada | 110,28 | 3 | <0,001 |
| Áreas | 5,89 | 2 | 0,0526 |
| temporada:áreas | 34,39 | 6 | <0,001 |

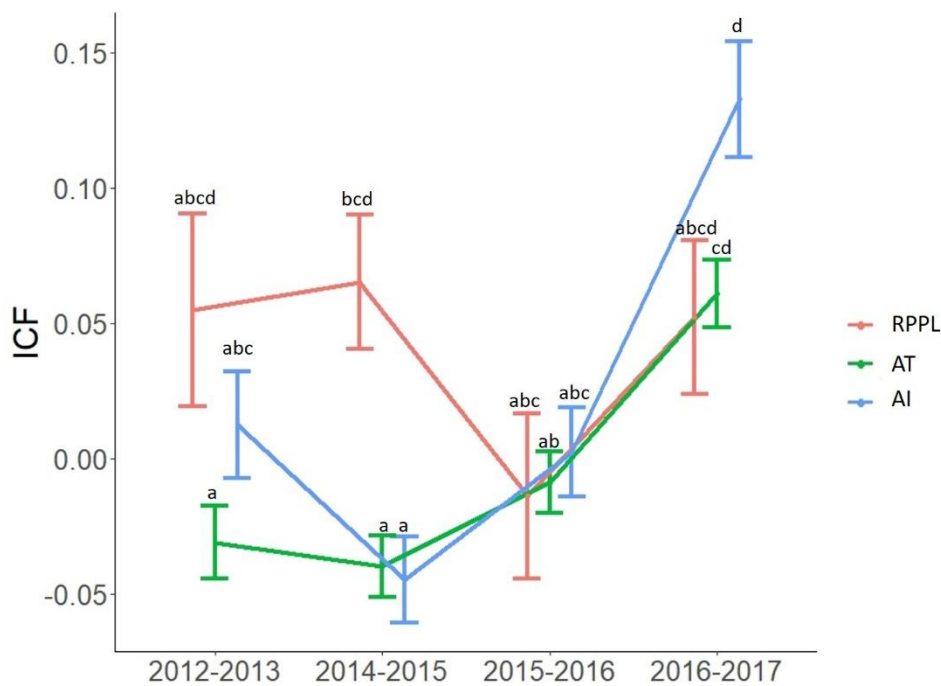


Figura 1. Diferencias en el Índice de Condición Física (ICF) (\pm ES) entre pichones de Halconcito colorado en las diferentes temporadas reproductivas y áreas de muestreo (RPPL, Reserva Natural Parque Luro, AT, agrícola tradicional, AI, agrícola intensiva). Las diferencias significativas ($p < 0,05$) como resultado de la prueba de Tukey se señalan con letras distintas sobre las barras.

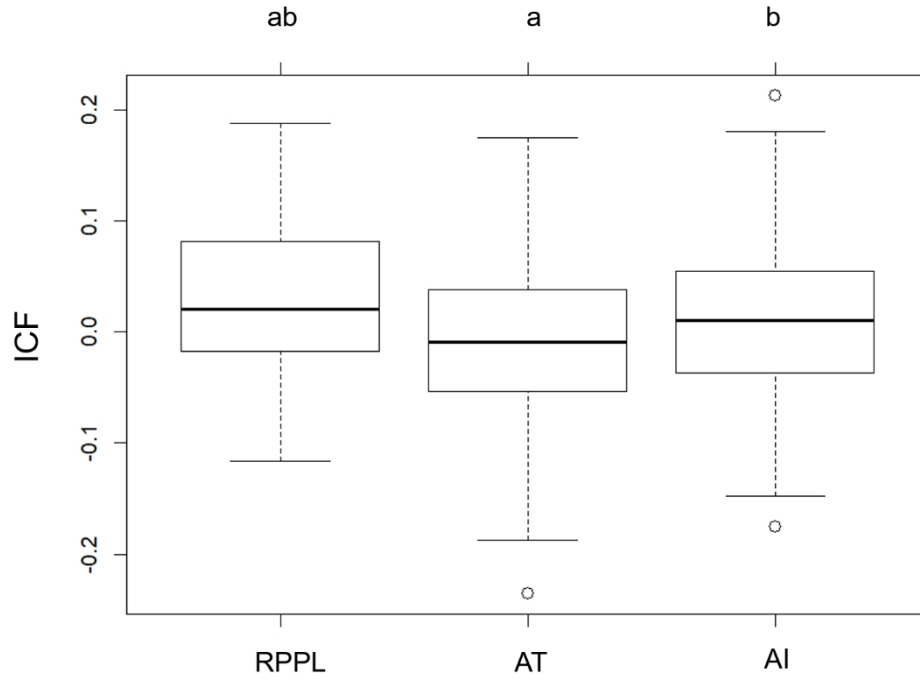
Al realizar la matriz de correlación previa a incluir las variables al modelo se comprobó que las variables que presentaron una fuerte correlación fueron la precipitación en la época reproductiva y la precipitación acumulada en la época reproductiva ($r = 1$), y la precipitación acumulada en la época reproductiva con la lluvia registrada en noviembre ($r = 0,77$) por lo cual la variable precipitación acumulada en la época reproductiva fue excluida. El modelo de ICF se construyó a partir de los datos de precipitación correspondientes a la temporada reproductiva, la lluvia trimestral y a lluvia de los meses críticos en el periodo de crianza de los pichones, noviembre y diciembre, las variables de usos de suelo presentes en el área de influencia de 500 m de radio en torno a las cajas nido, el sexo del individuo (hembra/macho), fecha de puesta, tamaño de puesta, número de pichones, presencia/ausencia de ectoparásitos y el área de muestreo. No se observó multicolinealidad entre las variables predictoras ingresadas en el modelo, todos los VIFs fueron menores a 10. El modelo resultante para evaluar diferencias en el ICF a lo largo del gradiente de intensificación agrícola, incluyó variables de uso del suelo, de precipitaciones y variables relacionadas a los individuos y al contexto reproductivo en el que nacieron (Tabla 3). La prueba de Tukey de comparaciones de a pares indicó que ICF fue mayor en las hembras que en los machos ($p < 0,001$; $z = -10,21$), y varió entre las áreas de estudio con diferente grado de intensidad en el uso de la tierra (Fig.2). El índice de condición física fue mayor en el AI, seguido de la RPPL y por último en el área AT. La prueba de Tukey de comparaciones de a pares indicó que el ICF fue mayor en el área agrícola intensiva con respecto al área tradicional ($p = 0,01$; $z = 2,75$), y no existirían diferencias en el área AT con respecto a la RPPL ($p = 0,06$; $z = -2,82$) y entre el área AI y la RPPL ($p = 0,97$; $z = 0,23$). El ICF se relacionó positivamente con el tamaño puesta, donde los pichones de Halconcito colorados proveniente de puestas grandes presentaron una condición corporal más alta.

Tabla 3 .Resultados del MLM para explicar la variación del ICF en pichones de Halconcito colorado a lo largo de un gradiente de intensificación agrícola.

| Parámetros | Estimador \pmes | X² | gl | p-valor |
|-------------------|-------------------------------------|----------------------|-----------|----------------|
| Intercepto | 0,058 \pm 0,047 | | | |
| Área muestreo | | 9,82 | 2 | 0,007 |
| AT | -0,052 \pm 0,023 | | | |
| AI | 0,006 \pm 0,025 | | | |
| sexo | | 105,28 | 1 | <0,001 |
| machos | -0,068 \pm 0,006 | | | |
| tamaño puesta | 0,013 \pm 0,006 | 4,63 | 1 | 0,031 |
| número pichones | -0,014 \pm 0,004 | 9,32 | 1 | 0,002 |
| girasol | -0,0012 \pm 0,0004 | 7,72 | 1 | 0,005 |
| cereales | -0,001 \pm 0,0004 | 7,15 | 1 | 0,007 |
| rastrojos | -0,0009 \pm 0,0001 | 5,46 | 1 | 0,019 |
| lluvia trimensual | 0,0002 \pm 0,0001 | 8,29 | 1 | 0,003 |
| lluvia noviembre | -0,0005 \pm 0,0001 | 7,24 | 1 | 0,007 |
| lluvia diciembre | -0,0002 \pm 0,0009 | 6,60 | 1 | 0,01 |

En contraste, la condición corporal disminuyó en pichones que provenían de cajas que presentaron un mayor número de pichones y con la presencia de la cobertura de girasol, cereales y rastrojos. Además, las precipitaciones mensuales registradas en noviembre y diciembre correspondientes al periodo de cría de los pichones, se asociaron con una menor condición física de los pichones. Sin embargo, la lluvia trimensual en el periodo previo al nacimiento de los pichones se asoció con una mayor condición física de los pichones de Halconcito colorado (Tabla 3).

a)



b)

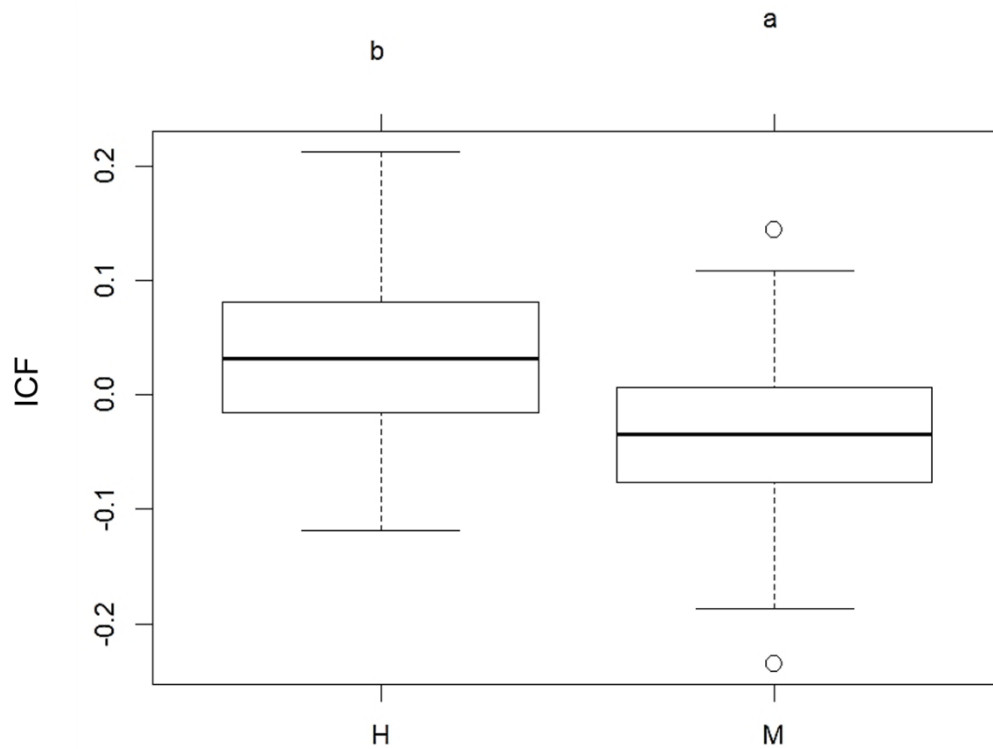


Figura 2. Diferencias en el Índice de Condición Física (ICF) en pichones de Halconcito colorado predichas por el modelo en función a) de las áreas de muestreo y b) del sexo de los individuos. Los brazos inferior y superior indican los percentiles del 10% y 90% respectivamente. Las diferencias significativas ($p < 0,05$) como resultado de la prueba de Tukey se señalan con letras distintas.

Respuesta inmune: capacidad pro-inflamatoria (CPI) de los pichones

Durante la temporada reproductiva del 2016, se midió la capacidad pro-inflamatoria a 145 pichones (RPPL=23, AT=105, AI=17) provenientes de 43 cajas nidos. La matriz de correlación realizada entre las variables de uso de suelo no evidenció ningún caso de correlación en el cual $r > 0,75$, por lo tanto, se descartó la posibilidad de colinealidad. Por tanto, el modelo de CPI fue construido a partir del sexo del individuo (hembra/macho), fecha de puesta, tamaño de puesta, número de pichones, presencia/ausencia de ectoparásitos, el área de muestreo y de todas las coberturas de los diferentes usos del suelo dentro de un radio de 500 metros alrededor de cada caja nido registradas en la etapa de crianza de los pichones. Los factores de inflación de la varianza (VIFs) calculados entre las variables predictoras, fueron en todos los casos menores a 10 descartando la presencia de multicolinealidad. Los resultados del modelo indican que la capacidad pro-inflamatoria varió entre las áreas de estudio (Tabla 4). La capacidad pro-inflamatoria fue mayor en la zona agrícola intensiva, seguido del área agrícola tradicional y la Reserva Provincial Parque Luro. Las comparaciones de a pares realizadas mediante la prueba de Tukey, indicaron que la capacidad pro-inflamatoria fue mayor en pichones provenientes del área agrícola intensiva con respecto al área de la RPPL ($p=0,03$, $z=2,44$) y no existirían diferencias entre ambas áreas agrícolas ($p=0,55$; $z= 1,55$) y tampoco entre el área agrícola tradicional y la RPPL ($p=0,16$; $z= 1,78$) (Fig.3).

Tabla 4. Resultados a) MLM para explicar la variación en la CPI en pichones de Halconcito colorado a lo largo de un gradiente de intensificación agrícola.

| Parámetros | Estimador \pm es | X2 | gl | p-valor |
|---------------|--------------------|-------|----|---------|
| Intercepto | 0,844 \pm 0,22 | | | |
| Área muestreo | | 7,449 | 2 | 0,024 |
| AT | 0,316 \pm 0,16 | | | |
| AI | 0,501 \pm 0,19 | | | |
| fecha puesta | -0,007 \pm 0,003 | 6,468 | 1 | 0,010 |
| tamaño nidada | -0,051 \pm 0,02 | 4,494 | 1 | 0,034 |
| arboleda | -0,057 \pm 0,03 | 4,31 | 1 | 0,037 |
| bosque | 0,004 \pm 0,002 | 3,905 | 1 | 0,048 |

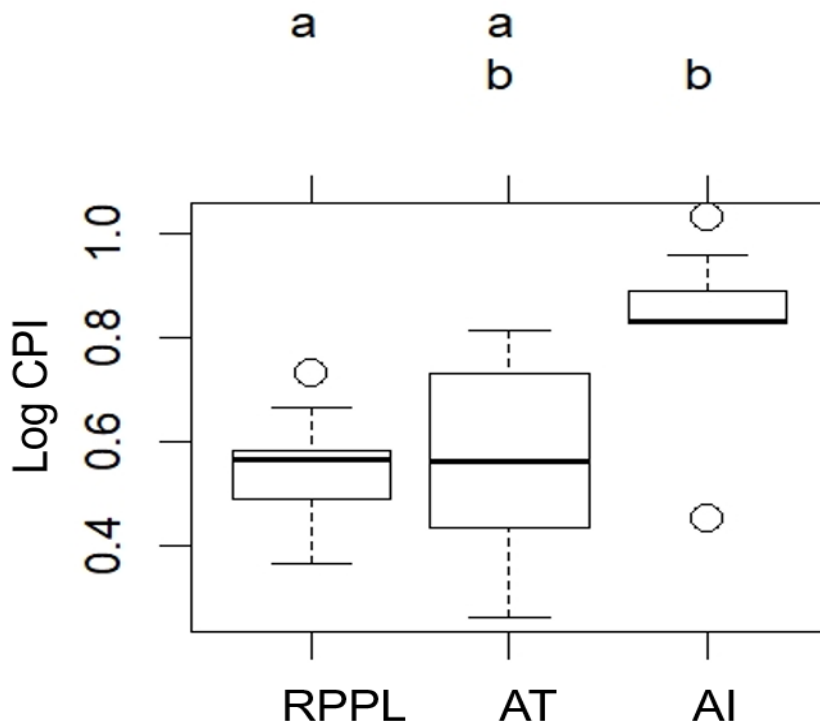


Figura 3. Diferencias en el logaritmo de la capacidad pro-inflamatoria (CPI) predicha por el modelo en pichones de Halconcito colorado en las diferentes áreas de muestreo (PLNR, Reserva Natural Parque Luro, AT, agrícola tradicional y AI, agrícola intensiva). Los brazos inferior y superior indican los percentiles del 10% y 90% respectivamente y los puntos blancos indican valores extremos. Las diferencias significativas ($p < 0,05$) como resultado de la prueba de Tukey se señalan con letras distintas.

Los pichones provenientes de cajas nidos que presentaron en el área de influencia la cobertura de árboles exóticos exhibieron una menor capacidad pro-inflamatoria. Por el contrario, aquellas cajas nidos que presentaron en el área de influencia la cobertura de bosque de Caldén tuvieron una mayor CPI. En cambio, la CPI fue decreciendo a medida que avanzó la temporada reproductiva, observando que aquellos pichones provenientes de cajas nido que presentaron una fecha de puesta tardía tenían una menor CPI (Fig.4), así como también lo hicieron aquellos pichones provenientes de cajas nido con un mayor número de volantones por caja nido.

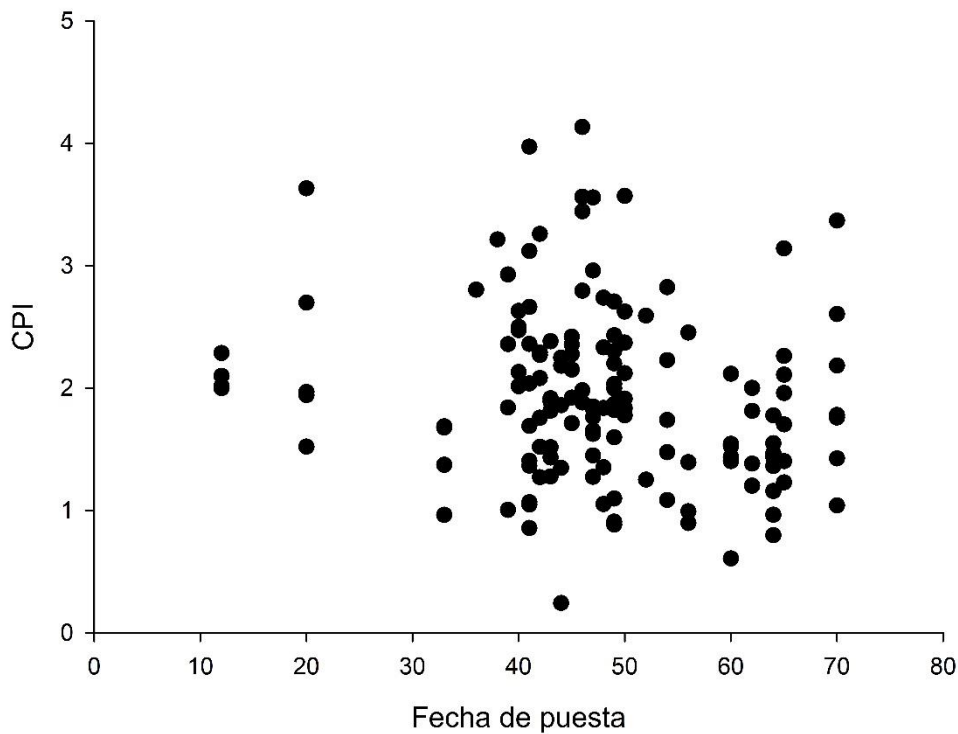


Figura 4. Variación observada en la capacidad pro-inflamatoria (CPI) de pichones de Halconcito colorado en función de la fecha de puesta (consideramos la fecha de puesta del primer huevo como días transcurridos a partir del 1° de septiembre).

DISCUSIÓN

Aunque el gradiente de intensificación agrícola en el cual se trabajó es marcado tomando en cuenta los distintos usos de la tierra predominantes en cada una de las áreas, no se observó un efecto claro de esta intensificación en la condición corporal ni en la respuesta inmune de los pichones de Halconcito colorado. Por el contrario, los resultados parecen indicar que los pichones de la especie tienen mejor condición física y respuesta inmune en el área agrícola más intensiva. Sin embargo, el ICF mostró variaciones en las diferentes áreas de muestreo en relación a las diferentes temporadas reproductivas, lo que sugiere que hay factores que actúan de manera diferencial entre las áreas a través de los años. Dada la complejidad de los factores involucrados en la determinación del ICF y la CPI en el Halconcito colorado, es posible que otros factores, como el contexto del nido en el que crecen los pichones (calidad de los padres o el territorio reflejado en la fecha de puesta, el tamaño de puesta y la competencia entre pichones expresada por la productividad) y las condiciones ambientales mediadas en este caso por las precipitaciones, enmascaren potenciales efectos negativos de la intensificación agrícola sobre ellos.

Al contrario de lo inicialmente esperado, las diferencias en la condición corporal no fueron explicadas por la cobertura de soja en torno a las cajas nido. Sin embargo, la cobertura de usos de suelo dedicadas a los rastrojos, girasol y los cereales si fueron seleccionados en los modelos y tuvieron un efecto negativo. El índice de condición física, se ha usado no solo para reflejar el crecimiento y el estado nutricional de los pichones sino también como una medida de la calidad del hábitat y del cuidado parental (Saino et al. 1997, Tella et al. 2002). En el Cernícalo primilla (*Falco naumanni*), por ejemplo, la estructura de la vegetación es más importante que el tipo de cultivo para determinar los sitios de alimentación (Rodríguez et al. 2013). El Cernícalo primilla prefiere cazar en hábitats seminaturales y en los márgenes de los campos dada la mayor densidad de presas en esas áreas, remarcando así la necesidad de mantener la heterogeneidad ambiental en áreas agrícolas para esta especie. Lo mismo ocurre en la región pampeana, donde se ha demostrado la importancia de mantener la heterogeneidad en los paisajes agrícolas, dado que los sistemas productivos mixtos (rotación de cultivos y ganado), donde los pastizales aunque limitados a las banquinas, márgenes de campos o vías del ferrocarril, presentaron una mayor riqueza y abundancia de artrópodos, de especies de aves y de micromamíferos (Bilenca et al. 2007, Lietti et al. 2008, Di Giacomo y Lopez de Casenave 2010, Codesido et al. 2011, 2013; Fraschina et al. 2012, Díaz Porres et al. 2014, Goijman et al. 2015). El Halconcito colorado prefiere los hábitats abiertos para cazar (Smallwood 1987, Sheffield et al. 2001), por lo que el girasol y los cereales podrían dificultar el acceso a las presas debido a la estructura de estos cultivos, aunque, los porcentajes de superficie cubiertos por estos cultivos fueron mínimos, y menores por ejemplo que los de maíz, que sin duda debería dificultar más el acceso a los Halconcitos, por lo que este resultado no parece tener una explicación simple. Por el contrario, los rastrojos de cultivos generalmente proveen un suministro de grano derramado y otras semillas en el suelo que pueden ser explotadas por diferentes animales y también pueden proporcionar un mejor hábitat para la vida silvestre. Sin embargo, en esta tesis se agrupó en una misma categoría los rastrojos de diferentes tipos de cultivos que podrían variar en la disponibilidad y abundancia de alimentos. Los rastrojos de cultivo de soja, por ejemplo, son generados por el rociado de las plantas con herbicidas lo que genera campos de suelo desnudo con ausencia casi total de refugios para vertebrados y con reducida disponibilidad de alimento para los artrópodos.

Las hembras de Halconcito colorado presentaron un mayor índice de condición física que los machos, diferencia que podría ser explicado por el típico dimorfismo sexual invertido que presentan las aves rapaces (Negro y Galván 2018). Así mismo, se ha demostrado que los pichones hembra de Halconcito colorado dominan a los pichones machos en la competencia por el alimento durante el período de crianza de los pichones debido a sus altos requerimientos de alimento por lo cual pueden adquirir un mayor índice corporal (Anderson et al. 1993a, b). Un mayor tamaño de puesta y una nidada más grande podrían indicar que los padres de dichas puestas/nidadas o el territorio en el que estas se han producido, son de buena calidad (Tella et al. 2000a, Sergio et al. 2009). Los pichones de Halconcito colorado de aquellas cajas nido con tamaños de puestas mayores presentaron un ICF más alto, sin embargo el ICF fue menor en pichones provenientes de nidadas más grandes. Es muy posible que un mayor tamaño de puesta indique una mejor habilidad de los padres para adquirir la condición adecuada para formar las puestas, lo que previsiblemente podría traducirse en pichones mejor alimentados. Esto concuerda con los resultados obtenidos en el capítulo 3, donde en el Halconcito colorado el tamaño de puesta resulta conservador a lo largo de las temporadas y las áreas de muestreo. Si bien lo mismo podría esperarse de nidos con nidadas de mayor tamaño, estas nidadas requieren un mayor aporte de presas, especialmente en el periodo en que los pichones son más grandes (cuando se midió el ICF). Esta situación sin duda debe incrementar la competencia por el alimento entre los pichones lo que podría explicar el efecto contrario al esperado (Saino et al. 1997).

Las lluvias registradas en el mes de noviembre y diciembre se asociaron con ICF menor en los pichones de Halconcito colorado. La lluvia puede reducir la actividad de las presas y/o de caza por parte de los adultos. Más aún, durante la época de cría de los pichones, en períodos de fuertes lluvias, los pichones son más susceptibles a sufrir los efectos de periodos de inanición o hipotermia (Dawson y Bortolotti 2000, Murgatroyd et al. 2016). El incremento en el gasto energético que pueden implicar estas condiciones adversas o una reducción en el aporte de alimento por parte de los adultos en el período más crítico de la cría de los pichones de Halconcito colorado podrían explicar esta relación. Como esperábamos, las precipitaciones acumuladas trimestral en el periodo previo al inicio de la reproducción tuvieron efectos positivos sobre ICF, tal vez a través de aumentar la disponibilidad de alimento mediada por la producción primaria.

Si bien la masa corporal es un buen indicador de la habilidad de los pichones para sobrevivir periodos luego de abandonar el nido, la inmunocompetencia resulta un mejor predictor de la supervivencia a largo plazo. En particular, la realización del ensayo de la phitohemaglutinina se ha correlacionado con distintos aspectos del *fitness* en las aves de vida silvestre (Tella et al. 2000a). Debido a que la masa corporal es un determinante de la condición física, estas variables deben ser consideradas en el estudio de la respuesta inmune de los individuos y evaluar así la compensación existente entre el estado nutricional y de salud. Otros estudios para explicar la evolución de la coloración (Gangoso et al. 2015), la tasa de supervivencia (Sorci et al. 1997), el estrés fisiológico (Merino et al. 1999), las estrategias de historias de vida (Tella et al. 2002); la carga parasitaria (Navarro et al., 2003), el esfuerzo reproductivo (Moreno et al. 1999) han encontrado un efecto positivo de la masa corporal sobre la respuesta inmune. Sin embargo, en el presente estudio dichas variables no mostraron una relación significativa. La respuesta inmune mostró diferencias entre las áreas muestreadas, pero al contrario de lo esperado, la CPI fue mayor en el área agrícola intensiva y decreciendo hacia el área de bosque. Cuando el sistema inmune funciona correctamente, un individuo que se encuentra ante un estímulo antigénico desarrolla una respuesta mediada por anticuerpos (respuesta humoral) y / o una respuesta celular con la intención de neutralizar y eliminar ese antígeno particular (Olsgard et al. 2008). Debido a que el ensayo de la phitohemaglutinina incluye componentes del sistema inmune innato y adquirido, la inflamación es indicativa del estado inmunológico del individuo (Martin et al. 2006). Sin embargo, Martin et al (2006) considera que la práctica del ensayo de la phithemaglutinina solo para "medir la inmunocompetencia" se debe hacer con precaución, sobre todo al interpretar las diferencias en la inflamación, ya que este enfoque puede fácilmente llevar a una interpretación *ad hoc* de los datos que podrían perjudicar la comprensión del sistema inmune en contextos naturales. En la naturaleza, las aves enfrentan numerosos desafíos ambientales, infecciosos, físicos y nutricionales, que interactúan afectando a la inmunocompetencia global de los individuos, por este motivo y siendo la función inmune un sistema multifacético, esta inmunocompetencia global no puede evaluarse mediante el uso de una sola técnica (Tella et al. 2000b).

Las diferencias encontradas en el CPI entre áreas de muestreo, podría deberse a distintos factores. Por una parte, puede ser que una mayor exposición a pesticidas de forma crónica en el área agrícola intensiva genere una mayor hiperreactividad en los

individuos o que los individuos potencien este componente del sistema inmune en detrimento de otros componentes como el sistema humoral (Grasman et al. 1996, Smits et al. 2002, Olsgard et al. 2008). Posibilidad que se ve reforzada por los resultados de trabajos experimentales con el Halconcito colorado en cautiverio en norte América. Smits *et al.* (2002) por ejemplo, encontraron una mayor CPI en machos de Halconcito expuestos a una dieta rica en policlorobifenilos (PCBs, compuestos organoclorados), pero los halconcitos presentaron niveles de actividad hormonal deprimidos. Smits y Bortolotti (2001) en otro experimento encontraron una mayor CPI en Halconcitos expuestos a PCBs pero una menor respuesta humoral. Por su parte, Olsgard *et al.* (2008), si bien aplicando otra técnica para medir la inmunidad mediada por células (prueba de hipersensibilidad de tipo retardado), registraron una disminución de actividad de linfocitos T y en los niveles de vitamina A en todos los individuos de Halconcito colorado (salvajes y cautivos) expuestos a una combinación de benceno y tolueno (presentes en un tipo de rodenticida), pero sin efecto sobre la inmunidad humoral de los linfocitos B. Es decir, estos trabajos, sugieren que la respuesta inmune de los individuos, incluso expuestos al mismo tratamiento, pueden variar en función de distintos factores y de la inversión en un tipo u otro de respuesta inmune. Debido a su fácil aplicabilidad en el campo, la evaluación de la respuesta inmune a través del ensayo de la phitohemaglutinina ha demostrado ser una buena herramienta para responder preguntas similares a las planteadas en este capítulo en animales de vida libre (Grasman et al. 1996; Tella et al. 2002, 2008; Martin et al. 2006). Sin embargo, esto no siempre es así, como ha ocurrido en nuestro caso, donde no podemos dilucidar si las diferencias en la inflamación tegumentaria pueden ser atribuidas a diferencias en el ambiente como a diversos contaminantes derivados de la intensificación agrícola o no. No obstante, dado que fueron varios los factores que aparentemente juegan un papel importante sobre la respuesta de la CPI de los Halconcitos en este estudio, es posible que las diferencias en la respuesta inmune entre áreas estén siendo mediadas por algunos de dichos factores que operan dentro de cada nido o de cada área, más allá de la exposición a pesticidas. En este sentido, se encontró un claro efecto negativo del tamaño de la nidada sobre la capacidad pro-inflamatoria. Este resultado, puede ser nuevamente atribuido a la competencia por alimento entre pichones, ya que el tamaño de nidada tuvo el mismo efecto en el ICF. El número de cajas nidos muestreado varió entre las distintas áreas debido que la temporada reproductiva del 2016, se caracterizó por un período de fuertes lluvias e inundaciones (<http://www.telam.com.ar/notas/201610/168676-la-pampa->

[inundaciones.html](#)) que dificultaron el acceso a las cajas nido en días consecutivos. Este proceso de inundaciones fue especialmente intenso en el área AI lo que se tradujo en un menor tamaño de nidada en las cajas muestreadas en dicha zona. Las cajas nido en las que se realizó la prueba de la phitohemaglutinina en el área AI tuvieron en promedio 2,5 pichones por nido (rango=1-4), y la mayoría de las cajas nidos presentaron entre 2 y 3 pichones. Mientras que en las cajas nido ubicadas en el área AT el promedio de pichones por caja nido fue de 3,92 pichones (rango=1-6), la mayoría de ellas presentaron 4, 5 y 3 pichones. Por su parte, las cajas nido muestreadas en el área de la Reserva Provincial Parque Luro el promedio fue de 3,42 pichones (rango=1-5), siendo más abundantes los nidos con cuatro pichones. De esta manera, si el efecto de la competencia entre pichones es muy marcado a la hora de determinar la CPI, es evidente que la situación intra-nido en área AI resultó favorable para los pichones en detrimento de las restantes áreas de muestreo.

La cobertura de soja como indicador de la intensificación agrícola no fue una variable significativa en los modelos sobre la respuesta inmune de los pichones. Sin embargo, como ya se mencionó, el año en el que se realizó el experimento se registró un período de abundantes lluvias que dificultaron y redujeron la siembra de soja y el crecimiento de la misma, como se ve reflejado en el análisis de cobertura de soja en torno a las cajas nido, que resultó ser más bajo que los valores promedio encontrados en otras temporadas. Por lo tanto, podría ocurrir que los efectos negativos de la intensificación agrícola se vean a su vez enmascarados por la menor cobertura de soja el año que se realizó el experimento. Sí, se detectó un efecto negativo en la respuesta inmune relacionada con la presencia de arboledas exóticas. En el capítulo 3 de esta tesis, se registró que la cobertura de arboledas exóticas también tuvo un efecto negativo sobre la fecha de puesta, de forma que las parejas con una mayor cobertura de arboledas exóticas pusieron más tarde en la temporada. Estos resultados, sugieren que la presencia de arboledas exóticas impone un costo a los Halconcitos. El motivo, no es evidente pero podría indicar una mayor presencia de factores de estrés para los Halconcitos. Podría corresponder a una mayor proximidad a perturbaciones antrópicas (Strasser y Heath 2013), a un mayor riesgo de depredación (Ardia y Bildstein 1997) o a una menor disponibilidad de alimento en dichas áreas.

La respuesta inmune se relacionó negativamente con la fecha de puesta tardía. Este resultado es consistente con lo que se espera teóricamente. Las aves tienden a

reproducirse en un rango de condiciones óptimas disponibles donde los reproductores de mejor calidad son capaces de ocupar antes los territorios reproductivos y de adquirir las condiciones necesarias para la reproducción, mientras que los reproductores tardíos, presumiblemente de peor calidad, más jóvenes o con menos experiencia, podrían enfrentar condiciones adversas y una falta de coincidencia con el pico máximo de disponibilidad de alimento (Korpimäki 1989, Bêty et al. 2003, Blums et al. 2005, Verhulst y Nilsson 2008). Sería esperable por lo tanto, que los pichones nacidos antes, consigan alcanzar un buen estado nutricional y de inmunocompetencia (Tella et al. 2002, Martin et al. 2006).

La presencia de parásitos ha demostrado ser un agente selectivo que afecta diferentes componentes de la aptitud en las aves, debido a la explotación de recursos que realizan sobre sus hospedadores, que de otra manera estos recursos podrían ser utilizados por los mismos hospedadores (Møller et al. 1998, Marzal et al. 2016). (Møller et al. 1998, Marzal et al. 2016). Diversos estudios demuestran que la carga parasitaria puede afectar en forma negativa tanto la condición física como la respuesta inmune de los individuos (Martínez-Padilla 2006, Navarro et al. 2016). Sin embargo, en los pichones de Halconcito colorado en este estudio, la presencia de ectoparásitos parece no tener un efecto claro en ninguna de las variables. Tal vez esto pueda deberse a que la presencia de ectoparásitos fue considerada como un factor binario presencia/ausencia y no se consideró la intensidad de la carga parasitaria presente en los pichones. También podría deberse al haber incorporado todos los ectoparásitos encontrados en una misma variable y no diferenciar el efecto de las distintas especies de ectoparásitos registrados. Una tercera alternativa, sería que la incidencia de otros factores analizados opaque los efectos del parasitismo.

Los resultados del presente capítulo destacan las complejas fuerzas, muchas veces con efectos opuestos, que determinan tanto la condición física como la CPI de los Halconcitos colorados en un gradiente de intensificación agrícola en el centro de Argentina. A pesar de las marcadas características del gradiente, los resultados del presente trabajo parecen sugerir que los factores que actúan dentro de los nidos juegan un papel primordial en la determinación de los indicadores de salud evaluados. Si bien algunos usos de suelo y las precipitaciones en el caso de la condición física, también jugaron un rol importante, no se detectó un efecto claro y negativo del proceso de intensificación agrícola sobre dichos parámetros. Dada la complejidad de los resultados

encontrados y en particular, debido a los compromisos que confluyen en la respuesta inmune, sería deseable abordar en el futuro estos aspectos utilizando diseños experimentales controlados donde se minimice el número de variables que puedan generar resultados confusos, donde a su vez se incluyan mediciones de los distintos tipos de respuesta inmune y centrados en la medición de dichas respuestas en individuos adultos (Hausmann et al. 2005).

BIBLIOGRAFÍA

- Aizen, M. A., L. A. Garibaldi, y M. Dondo (2009). Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecologia Austral* 19:45-54.
- Alonso-Alvarez, C., y J. L. Tella (2001). Effects of experimental food restriction and body-mass changes on the avian T-cell-mediated immune response. *Canadian Journal of Zoology* 79:101-105.
- Anderson, D. J., C. Budde, V. Apanius, J. E. Martinez Gomez, D. M. Bird, W. W. Weathers, J. E. M. Gomez, D. M. Bird, y W. W. Weathers (1993a). Prey size influences female competitive dominance in nestling American kestrels (*Falco sparverius*). *Ecology* 74:367-376.
- Anderson, D. J., J. Reeve, J. E. M. Gomez, W. W. Weathers, S. Hutson, H. V. Cunningham, y D. M. Bird (1993b). Sexual size dimorphism and food requirements of nestling birds. *Canadian Journal of Zoology* 71:2541-2545.
- Ardia, D., y K. Bildstein (1997). Sex-related differences in habitat selection in wintering American kestrels, *Falco sparverius*. *Animal behaviour* 53:1305-11.
- Bates, D., M. Maechler, B. Bolker, y S. Walker (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67:1-48.
- Benton, T. G., J. A. Vickery, y J. D. Wilson (2003). Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18:182-188.
- Bernardos, J., y M. E. Zaccagnini (2011). El uso de insecticidas en cultivos agrícolas y su riesgo potencial para las aves en la región pampeana. *Hornero* 26:55-64.
- Berny, P. (2007). Pesticides and the intoxication of wild animals. *Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics* 30:93-100.
- Bêty, J., G. Gauthier, y J. F. Giroux (2003). Body condition, migration, and timing of reproduction in snow geese: a test of condition-dependent model of optimal clutch size. *The American Naturalist* 162:110-121.
- Bilenca, D. N., C. M. González-Fischer, P. Teta, y M. Zamero (2007). Agricultural intensification and small mammal assemblages in agroecosystems of the Rolling Pampas, central Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121:371-375.

- Bionda, R., y M. Brambilla (2012). Rainfall and landscape features affect productivity in an alpine population of Eagle Owl *Bubo bubo*. *Journal of Ornithology* 153:167-171.
- Blums, P., J. D. Nichols, J. E. Hines, M. S. Lindberg, y A. Mednis (2005). Individual quality, survival variation and patterns of phenotypic selection on body condition and timing of nesting in birds. *Oecologia* 143:365-376.
- Bolsa de Cereales de Buenos Aires (2017). Panorama agrícola semanal. Departamento de estimaciones agrícolas. Newsletter, Bolsa de Cereales de Buenos Aires, p 146.
- Cardador, L., E. Planas, A. Varea, y S. Mañosa (2012). Feeding behaviour and diet composition of Marsh Harriers *Circus aeruginosus* in agricultural landscapes. *Bird Study* 59:228-235.
- Carvalho, F. P. (2006). Agriculture, pesticides, food security and food safety. *Environmental Science and Policy* 9:685-692.
- CASAFE (2012). Estadísticas. <http://www.casafe.org/publicaciones/estadisticas/>.
- Catry, I., A. M. A. Franco, y W. J. Sutherland (2012). Landscape and weather determinants of prey availability: Implications for the Lesser Kestrel *Falco naumanni*. *Ibis* 154:111-123.
- Chamberlain, D. E., R. J. Fuller, R. G. H. Bunce, J. C. Duckworth, y M. Shrubbs (2000). Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37:771-788.
- Codesido, M., C. González-Fischer, y D. N. Bilenca (2011). Distributional changes of landbird species in agroecosystems of Central Argentina. *The Condor* 113:266-273.
- Codesido, M., C. M. González-Fischer, y D. N. Bilenca (2013). Landbird assemblages in different agricultural landscapes: A case study in the Pampas of Central Argentina. *The Condor* 115:8-16.
- Datos agroindustriales (2017). Datos Agroindustriales. [En línea.] Disponible en <https://datos.agroindustria.gob.ar/>.
- Dawson, R. D., y G. R. Bortolotti (2000). Reproductive success of American Kestrels :

- the role of prey abundance and weather. *The Condor* 102:814-822.
- Di Giacomo, A. S., y J. Lopez de Casenave (2010). Use and importance of crop and field-margin habitats for birds in a Neotropical agricultural ecosystem. *The Condor* 112:283-293.
- Díaz Porres, M., M. H. Rionda, A. E. Duhour, y F. R. Momo (2014). Artropodos del suelo: Relaciones entre la composicion faunistica y la intensificacion agropecuaria. *Ecologia Austral* 24:327-334.
- Dietrich, D. R., P. Schmid, U. Zweifel, C. Schlatter, S. Jenni-Eiermann, H. Bachmann, U. Bühler, y N. Zbinden (1995). Mortality of birds of prey following field application of granular carbofuran: A case study. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 29:140-145.
- Espín, S., J. Terraube, B. E. Arroyo, P. R. Camarero, R. Mateo, R. Limiñana, X. Vázquez-Pumariño, A. Pinilla, J. T. J. T. García, F. Mougeot, y A. Vázquez-Pumariño, X., Pinilla (2018). Blood concentrations of p, p'-DDE and PCBs in harriers breeding in Spain and Kazakhstan. *Science of The Total Environment* 624:1287-1297.
- Fowler, C., y P. A. T. Mooney (1990). *The threatened gene: food, politics, and the loss of genetic diversity*. Lutterworth Press.
- Fraschina, J., V. A. León, y M. Busch (2012). Long-term variations in rodent abundance in a rural landscape of the Pampas, Argentina. *Ecological Research* 27:191-202.
- Gangoso, L., A. Roulin, A. L. Ducrest, J. M. Grande, y J. Figuerola (2015). Morph-specific genetic and environmental variation in innate and acquired immune response in a color polymorphic raptor. *Oecologia* 178:1113-1123.
- Garcia-Heras, M.-S., B. E. Arroyo, F. Mougeot, A. Amar, y R. E. Simmons (2016). Does timing of breeding matter less where the grass is greener? Seasonal declines in breeding performance differ between regions in an endangered endemic raptor. *Nature Conservation* 15:23-45.
- Gojman, A. P., M. J. Conroy, J. N. Bernardos, y M. E. Zaccagnini (2015). Multi-season regional analysis of multi-species occupancy: Implications for bird conservation in agricultural lands in east-central Argentina. *PLoS ONE* 10:e0130874.

- Goldstein, M. I., T. E. Lacher, B. Woodbridge, M. J. Bechard, S. B. Canavelli, M. E. Zaccagnini, G. P. Cobb, E. J. Scollon, R. Tribolet, y M. J. Hooper (1999a). Monocrotophos-induced mass mortality of Swainson's hawks in Argentina, 1995-96. *Ecotoxicology* 8:201-214.
- Goldstein, M. I., T. E. Lacher, M. E. Zaccagnini, M. L. Parker, y M. J. Hooper (1999b). Monitoring and assessment of Swainson's hawks in Argentina following restrictions on monocrotophos use, 1996-97. *Ecotoxicology* 8:215-224.
- Gonzalez-Fischer, C. M., M. Codesido, P. Teta, y D. Bilenca (2011). Seasonal and geographic variation in the diet of Barn Owls (*Tyto Alba*) in Temperate agroecosystems of Argentina. *Ornitologia Neotropical* 22:295-305.
- Grande, J. M., P. M. Orozco-Valor, M. S. Liébana, y J. H. Sarasola (2018). Birds of prey in agricultural landscapes: The role of agriculture expansion and intensification. En *Birds of prey .Ecology and conservation in the XXI century*. Springer, p. 197 a 228.
- Grasman, K. A., G. A. Fox, P. F. Scanlon, y J. P. Ludwig (1996). Organochlorine-associated immunosuppression in prefledgling Caspian terns and herring gulls from the Great Lakes: An ecoepidemiological study. *Environmental Health Perspectives*. pp. 829-842.
- Green, A. J., S. Ecology, y N. May (2001). Mass / Length residuals : Measures of body condition or generators of spurious results ? *Ecology* 82:1473-1483.
- Hausmann, M. F., D. W. Winkler, C. E. Huntington, D. Vleck, C. E. Sanneman, D. Hanley, y C. M. Vleck (2005). Cell-mediated immunosenescence in birds. *Oecologia* 145:270-275.
- Hosmer, D., L. S, y R. Sturdivant (2013). *Applied logistic regression*. John Wiley & Sons.
- Houston, A. I., J. M. McNamara, Z. Barta, y K. C. Klasing (2007). The effect of energy reserves and food availability on optimal immune defence. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 274:2835-2842.
- Johnson, M. D. (2013). Measuring habitat quality : a review. *The Condor* 109:489-504.
- Köhler, H.-R., y R. Triebkorn (2013). Wildlife ecotoxicology of pesticides: can we

- track effects to the population level and beyond? *Science* 341:759-765.
- Korpimäki, E. (1989). Breeding performance of Tengmalm's Owl *Aegolius funereus*: effects of supplementary feeding in a peak vole year. *Ibis* 131:51-56.
- Labocha, M. K., y J. P. Hayes (2012). Morphometric indices of body condition in birds: A review. *Journal of Ornithology* 153:1-22.
- Lietti, M., J. C. Gamundi, G. Montero, A. Molinari, y V. Bulacio (2008). Efecto de dos sistemas de labranza sobre la abundancia de artrópodos que habitan en el suelo. *Ecologia Austral* 18:71-87.
- Martin, L. B., P. Han, J. Lewittes, J. R. Kuhlman, K. C. Klasing, y M. Wikelski (2006). Phytohemagglutinin-induced skin swelling in birds: Histological support for a classic immunoeological technique. *Functional Ecology* 20:290-299.
- Martínez-Padilla, J. (2006). Daytime variation in T-cell-mediated immunity of Eurasian kestrel *Falco tinnunculus* nestlings. *Journal of Avian Biology* 37:419-424.
- Marzal, A., F. de Lope, C. Navarro, y A. P. Møller (2016). Malaria parasites decrease reproductive success: an experimental study in a passerine bird. *Oecologia* 101:291-298.
- Matson, P. A., W. J. Parton, A. G. Power, y M. J. Swift (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277:504-509.
- Merilä, J., L. E. B. Kruuk, y B. C. Sheldon (2001). Natural selection on the genetical component of variance in body condition in a wild bird population. *Journal of Evolutionary Biology* 14:918-929.
- Merino, S., J. Martínez, A. P. Møller, L. Sanabria, F. De Lope, J. Pérez, y F. Rodríguez-Caabeiro (1999). Phytohaemagglutinin injection assay and physiological stress in nestling house martins. *Animal Behaviour* 58:219-222.
- Møller, A. P., P. Christe, J. Erritzøe, y J. Mavarez (1998). Condition, disease and immune defence. *Oikos* 83:301-306.
- Montgomery, D. C., y E. A. Peck (1992). Introduction to linear regression analysis. Wiley, New York.
- Moreno, J., J. J. Sanz, y E. Arriero (1999). Reproductive effort and T-lymphocyte cell-

- mediated immunocompetence in female pied flycatchers *Ficedula hypoleuca*. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 266:1105-1109.
- Mougeot, F., J. T. Garcia, y J. Viñuela (2011). Breeding biology, behaviour, diet and conservation of the red kite (*Milvus milvus*), with particular emphasis on Mediterranean populations. Ecology and conservation of European dwelling forest raptors and owls:190–204.
- Murgatroyd, M., L. G. Underhill, L. Rodrigues, y A. Amar (2016). The influence of agricultural transformation on the breeding performance of a top predator: Verreaux's Eagles in contrasting land use areas. The Condor 118:238-252.
- Naimi, B., N. Hamm, T. A. Groen, A. K. Skidmore, y A. G. Toxopeus (2014). Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling. Ecography 37:191-203.
- Navarro, C., A. Marzal, F. de Lope, y A. P. Møller (2016). Dynamics of an immune response in House Sparrows *Passer domesticus* in relation to time of day, body condition and blood parasite infection. Oikos 101:291-298.
- Negro, J. J., y I. Galván (2018). Behavioural ecology of teleost fishes. En Birds of prey .Ecology and conservation in the XXI century (J. J. Sarasola, José Hernán, Grande, Juan Manuel, Negro, Editor). Springer, pp. 33-62.
- Newton, I. (1979). Population ecology of raptors. T & A D Poyser, Berkhamsted.
- Olsgard, M. L., G. R. Bortolotti, B. R. Trask, y J. E. G. Smits (2008). Effects of inhalation exposure to a binary mixture of benzene and toluene on vitamin A status and humoral and cell-mediated immunity in wild and captive American kestrels. Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A: Current Issues 71:1100-1108.
- Ortiz-Santaliestra, M. E., J. Resano-Mayor, A. Hernández-Matías, J. Rodríguez-Estival, P. R. Camarero, M. Moleón, J. Real, y R. Mateo (2015). Pollutant accumulation patterns in nestlings of an avian top predator: Biochemical and metabolic effects. Science of the Total Environment 538:692-702.
- Pigeon, G., R. Baeta, M. Bélisle, D. Garant, y F. Pelletier (2013). Effects of agricultural intensification and temperature on immune response to phytohemagglutinin in Tree

- Swallows (*Tachycineta bicolor*). Canadian Journal of Zoology 91:56-63.
- R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing.
- Rodríguez, C., L. Tapia, E. Ribeiro, y J. Bustamante (2013). Crop vegetation structure is more important than crop type in determining where Lesser Kestrels forage. Bird Conservation International:1-15.
- Saino, N., S. Calza, y A. P. Møller (1997). Immunocompetence of nestling barn swallows in relation to brood size and parental effort. J. Anim. Ecol. 66:827-836.
- Sandoz, M. A., K. J. Wooten, S. L. Clendening, L. L. Hensley, L. R. Smith, y P. N. Smith (2018). Transport mechanisms for veterinary pharmaceuticals from beef cattle feedyards to wetlands: Is aerial deposition a contributing source? Agriculture, Ecosystems & Environment 252:14-21.
- Satorre, E. H. (2005). Cambios Tecnológicos en la Agricultura Argentina Actual. Ciencia Hoy 15.
- Schat, K. A., B. Kaspers, y P. Kaiser (2014). Avian immunology. Academic Press, San Diego, USA.
- Schulte-Hostedde, A. I., B. Zinner, J. S. Millar, y G. J. Hickling (2005). Restitution of mass-size residuals: Validating body condition indices. Ecology 86:155-163.
- Sergio, F., I. Newton, y L. Marchesi (2005). Conservation: Top predators and biodiversity. Nature 436:192.
- Sergio, F., J. Blas, R. Baos, M. G. Forero, J. A. Donazar, y F. Hiraldo (2009). Short- and long-term consequences of individual and territory quality in a long-lived bird. Oecologia 160:507-514.
- Sheffield, L. M., J. R. Crait, W. D. Edge, y G. Wang (2001). Response of American kestrels and gray-tailed voles to vegetation height and supplemental perches. Canadian Journal of Zoology 79:380-385.
- Sheldon, B. C., y S. Verhulst (1996). Ecological immunology - costly parasite defenses and trade-offs in evolutionary ecology. Trends in Ecology & Evolution 11:317-321.
- Smallwood, J. A. (1987). Sexual segregation by habitat in American Kestrels Wintering

- in Southcentral Florida: vegetative structure and responses to differential prey availability. *The Condor* 89:842.
- Smits, J. E. G., y G. R. Bortolotti (2001). Antibody-mediated immunotoxicity in American kestrels (*Falco sparverius*) exposed to polychlorinated biphenyls. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A* 62: 217-226.
- Smits, J. E., G. R. Bortolotti, y J. L. Tella (1999). Simplifying the phytohaemagglutinin skin-test technique in studies of avian immunocompetence. *Functional Ecology* 13:567-572.
- Smits, J. E., K. J. Fernie, G. R. Bortolotti, y T. A. Marchant (2002). Thyroid hormone suppression and cell-mediated immunomodulation in American kestrels (*Falco sparverius*) exposed to PCBs. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 43:338-344.
- Smits, J., y V. Naidoo (2018). Toxicology of birds of prey. En *Birds of prey .Ecology and conservation in the XXI century*. Springer, pp. 229-245.
- Sorci, G., J. J. Soler, y A. P. Moller (1997). Reduced immunocompetence of nestlings in replacement clutches of the European magpie (*Pica pica*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 264:1593-1598.
- Steenhof, K., M. N. Kochert, y T. L. McDonald (1997). Interactive effects of prey and weather on Golden Eagle reproduction. *The Journal of Animal Ecology* 66:350.
- Strasser, E. H., y J. A. Heath (2013). Reproductive failure of a human-tolerant species, the American kestrel, is associated with stress and human disturbance. *Journal of Applied Ecology* 50:912-919.
- Tella, J. L., A. Scheuerlein, y R. E. Ricklefs (2002). Is cell-mediated immunity related to the evolution of life-history strategies in birds? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 269:1059-1066.
- Tella, J. L., G. R. Bortolotti, M. G. Forero, y R. D. Dawson (2000b). Environmental and genetic variation in T-cell-mediated immune response of fledgling American kestrels. *Oecologia* 123:453-459.
- Tella, J. L., G. R. Bortolotti, R. D. Dawson, y M. G. Forero (2000a). The T-cell-mediated immune response and return rate of fledgling American kestrels are

positively correlated with parental clutch size. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 267:891-895.

Tella, J. L., J. A. Lemus, M. Carrete, y G. Blanco (2008). The PHA test reflects acquired T-cell mediated immunocompetence in birds. *PLoS ONE* 3:e3295.

Verhulst, S., y J. A. Nilsson (2008). The timing of birds' breeding seasons: a review of experiments that manipulated timing of breeding. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363:399-410.

Vinkler, M., H. Bainová, y T. Albrecht (2010). Functional analysis of the skin-swelling response to phytohaemagglutinin. *Functional Ecology* 24:1081-1086.

Wolak, M. E., D. J. Fairbairn, y Y. R. Paulsen (2012). Guidelines for estimating repeatability. *Methods in Ecology and Evolution* 3:129-137.

Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev, y G. M. Smith (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer.

Capítulo 5

Variación en la actividad de la colinesterasa
plasmática en pichones de Halconcito colorado
lo largo de un gradiente de intensificación
agrícola



Resumen

La intensificación de la actividad agrícola en Argentina llevó aparejado el incremento en el uso de diversos agroquímicos para aumentar la producción. El uso de estos compuestos afecta no sólo a las especies objetivo del tratamiento sino que también puede afectar a otras especies no blanco. Dada su posición como depredadores y carroñeros en las redes tróficas, las aves rapaces pueden ser especialmente sensibles a estos compuestos debido a procesos de bioacumulación. Más allá de la muerte de individuos por intoxicación aguda, son poco conocidos los costos que sufren los individuos de vida libre con niveles de toxicidad no letal o subclínica. En particular, los insecticidas organofosforados y carbamatos, dos de los grupos de pesticidas más utilizados en la agricultura moderna, actúan como inhibidores de la colinesterasa (ChE). La inhibición de la actividad enzimática de la ChE provoca una alteración en el funcionamiento del sistema nervioso autónomo, las neuronas motoras somáticas y el cerebro pudiendo generar la muerte del individuo en casos de intoxicación aguda. La comparación de la actividad de esta enzima en condiciones naturales y en condiciones de presumible exposición a pesticidas inhibidores de su actividad, podría por lo tanto ser utilizado para evaluar si esa exposición a pesticidas está afectando o no a los individuos. En este capítulo se analizó si existen indicios de exposición a agroquímicos inhibidores de ChE en los niveles de actividad de la ChE plasmática en pichones de Halconcito colorado nacidos en agroecosistemas con distinto grado de intensificación en el centro de Argentina. Al mismo tiempo se evaluaron cuáles son los valores de referencia de la actividad de ChE en pichones nacidos en una reserva de bosque de Caldén donde presumiblemente no deberían estar expuestos a los efectos de pesticidas. La actividad de la Che fue medida por colorimetría en laboratorio. Se analizaron 353 muestras de plasma de Halconcitos nacidos en 2015 y 2016. Los niveles de actividad de la ChE plasmática solo variaron en función de las temporadas reproductivas y si bien la actividad de la ChE fue menor en el área con agricultura intensiva, estas diferencias no fueron significativas. Se registraron muchos Halconcitos con niveles de actividad de la ChE en el rango más bajo de actividad medible incluso en el área control de la reserva. Esto parece indicar que los valores de actividad plasmática normal, o de referencia, en los Halconcitos son tan bajos que con la técnica utilizada es muy difícil detectar descensos significativos en dicha actividad. Es posible que la ausencia de efectos diferenciales entre las áreas muestreadas responda a una discordancia temporal entre los

eventos de aplicaciones de pesticidas y toma de muestras de plasma de la especie, ya que la actividad de esta enzima se recupera un tiempo después de las aplicaciones. Los resultados del presente trabajo no son concluyentes en cuanto a la exposición de los pichones de Halconcito colorado a pesticidas inhibidores de la actividad de la ChE plasmática, sin embargo parecen señalar que este bioindicador, al menos utilizando la técnica empleada no sería adecuado para detectar esos efectos. Por su historia de vida, su abundancia en agroecosistemas y sus hábitos tróficos, el Halconcito colorado debería ser un buen centinela del efecto del uso de pesticidas; y por lo tanto sería deseable, continuar evaluando la exposición a pesticidas empleando otras metodologías, a fin de poder descartar, o no, con mayor certeza, la presencia de efectos nocivos de los pesticidas sobre la especie.

INTRODUCCIÓN

Al igual que ha ocurrido en gran parte del mundo, la expansión e intensificación de la actividad agrícola que se ha producido en Argentina a partir de la década del 70, se basó en la incorporación de nuevas tecnologías, como la siembra directa, la introducción de variedades de semillas transgénicas y el incremento en el uso de compuestos químicos que incluyen fertilizantes, pesticidas químicos y fármacos de uso veterinario (Viglizzo 2001, Zak et al. 2004, Grau et al. 2005, Paruelo et al. 2005, Aizen et al. 2009). Sin embargo, estas tecnologías y especialmente los productos químicos asociadas a ellas, no son ambientalmente inocuas. El uso de agroquímicos y de medicamentos veterinarios en la actividad ganadera se encuentra entre los factores de degradación del medio natural más citados en relación con el mencionado proceso de intensificación en la producción agrícola. Si bien estos compuestos se utilizan para maximizar la producción de granos y ganado, su uso intensivo pueden afectar negativamente a la biodiversidad (Dale et al. 2002, Whitfield et al. 2003, Berny 2007, Köhler y Triebkorn 2013, Arnold et al. 2014, Vasquez et al. 2014, Ortiz-Santaliestra et al. 2015, Gothwal y Shashidhar 2015, Sandoz et al. 2018). En general, el uso de diferentes agroquímicos para el control de plagas (o en ciertos casos para el envenenamiento ilegal de especies conflictivas) afecta no solo a las especies objetivo de los tratamientos, sino que genera daños colaterales y afectan normalmente a un número elevado de especies para las que no estaban destinados (Grue et al. 1997, Zaccagnini 2004, Mateo-Tomás et al. 2012). Dada su posición como depredadores y carroñeros en las redes tróficas, las aves rapaces pueden ser especialmente sensibles a estos compuestos debido a procesos de bioacumulación al alimentarse de presas contaminadas (Newton 1979, Smits y Naidoo 2018). La intoxicación con estos compuestos (fertilizantes, herbicidas, insecticidas, rodenticidas, fungicidas y medicamentos veterinarios) pueden provocar desde alteraciones subletales de los sistemas nervioso, endocrino, reproductivo e inmune, hasta la muerte por intoxicación de los individuos (Ecobichon 1996, Ortego et al. 2007).

En el caso de los productos veterinarios, el ejemplo más tristemente conocido es el del diclofenac, antiinflamatorio utilizado para tratar el ganado y que afecta particularmente a las especies carroñeras que se alimenta del ganado muerto, situación que determinó que varias especies de buitres se encuentren al borde de la extinción en el subcontinente Indio y a nivel global (Green et al. 2004, Oaks et al. 2004, Ogada et al. 2012). Sin embargo, existen evidencias de otros fármacos que ingresan a las cadenas

tróficas que también tienen consecuencias sobre las aves rapaces, como por ejemplo los productos antibióticos (Blanco et al. 2017). En cuanto a los plaguicidas, los compuestos más ampliamente utilizados corresponden a los organofosforados (OP), carbamatos (CB) y organoclorados (OC). Se utilizan tanto para controlar plagas de insectos en cultivos agrícolas como para controlar vectores de enfermedades (malaria y/o tripanosomiasis) en regiones tropicales y subtropicales, habiendo afectado negativamente a diversas especies de aves rapaces en todo el globo (Newton 1979, Goldstein et al. 1999a, Mineau et al. 1999, Margalida et al. 2008, Hille y Collar 2011, Botha et al. 2015). Los pesticidas organoclorados, (incluido el DDT y su metabolito DDE, dieldrina, hexaclorobenceno, por nombrar algunos), resultan altamente tóxicos debido a su gran estabilidad (tardan años en degradarse en el ambiente) y su liposolubilidad (se disuelven en la grasa), por lo cual pueden incrementar los procesos de bioacumulación a través de la cadena trófica (Köhler y Triebskorn 2013). El aumento en los registros de los efectos no deseados causados por los organoclorados derivó en su prohibición en gran parte del mundo, lo cual desplazó el mercado hacia el uso de pesticidas menos persistentes o biodegradables (Köhler y Triebskorn 2013). En el caso del DDT, incluso décadas después de prohibir su uso, todavía se encuentran niveles bajos de residuos en las aves rapaces de Eurasia y América del Norte (Ortiz-Santaliestra et al. 2015, Espín et al. 2018). En África, el DDT todavía se utiliza legalmente para controlar mosquitos en áreas con malaria crónica y, aunque ilegalmente, también se emplea en algunas áreas agrícolas para control de insectos plagas (Wells y Leonard 2006, Yohannes et al. 2014, Garcia-Heras et al. 2018). Dados los serios problemas generados por estos pesticidas “de legado”, persistentes y tóxicos, se desarrollaron nuevas líneas de pesticidas más específicas, destinadas a combatir más eficientemente un rango más restringido de especies objetivo y reducir los efectos secundarios en las no-objetivo y las posibilidades de bioacumulación, generando productos menos persistentes en el ambiente (en principio se degradan en días). Los carbamatos y organofosforados se encuentran en este grupo. Si bien en teoría estos compuestos tienen bajos efectos sobre las especies no blanco, pueden de todas formas generar en ciertas condiciones eventos de toxicidad leves o agudas para las aves (Smith 1993, Dietrich et al. 1995, Goldstein et al. 1999b, Mineau et al. 1999, Mitra et al. 2011, Botha et al. 2015).

Más allá de la muerte de los individuos por intoxicación aguda, es evidente que los casos de intoxicaciones con niveles de toxicidad no letal o subclínica pueden de todas formas tener un impacto importante sobre la probabilidad de supervivencia futura o en el desempeño reproductivo de los individuos expuestos, aunque estos efectos se hallan poco evaluados (Smits y Naidoo 2018). Los organofosforados y carbamatos pueden afectar las funciones metabólicas de las aves, como la termorregulación, el consumo de agua y alimentos, el comportamiento, así como en su desempeño reproductivo al provocar reducciones en el tamaño de sus puestas y en el éxito de eclosión de los huevos (Mittra et al. 2011, Köhler y Triebkorn 2013). En particular los insecticidas organofosforados y carbamatos, como ya mencionamos dos de los grupos de pesticidas más utilizados en la agricultura, son conocidos como inhibidores de las enzimas colinesterasas (ChE) (Milesón et al. 1998; Mineau et al. 1999, 2001). Las colinesterasas se producen en todo el sistema nervioso central y periférico de los vertebrados, y su acción fisiológica normal es hidrolizar el neurotransmisor acetilcolina (ACh) para que la activación de los receptores colinérgicos sea transitoria. Cuando la actividad enzimática de la colinesterasa se inhibe, se genera la acumulación de ACh en el sistema nervioso, provocando una estimulación ininterrumpida. Esta acumulación de ACh altera la función del sistema nervioso autónomo (modifica el control visceral), las neuronas motoras somáticas (en relación al control voluntario de funciones) y al cerebro (altera el comportamiento) (Milesón et al. 1998). Ante la inhibición de la colinesterasa, la concentración de esta enzima en sangre se encuentra reducida (Mineau et al. 1999, 2001), variando los niveles según sea un evento de exposición o de muerte por envenenamiento (Priyono y Leighton 1991). En general la muerte se produce por paro respiratorio debido a la parálisis de los músculos respiratorios (Thompson 1999), mientras que en los casos en los que la exposición no es letal, puede perjudicar las funciones normales, alterando las respuestas fisiológicas y conductuales esenciales para la supervivencia y la reproducción, provocando daños por depredación, inanición y finalmente la muerte de los individuos intoxicados (Grue et al. 1997). Estas funciones críticas de las colinesterasas en el metabolismo de los neurotransmisores, hacen que la medición de su actividad o inhibición pueda ser utilizada como un excelente bioindicador de la exposición de un individuo a la acción de CB y OP. La sensibilidad a OP y CB varía ampliamente entre especies y en función del pesticida al que se exponen los individuos, pero un análisis de sus niveles a nivel intraespecífico, en particular, en relación a niveles de referencia de actividad de dichas enzimas cuando los individuos no

están expuestos a esos compuestos, puede ser un buen indicador de la exposición de esa especie en particular a estos pesticidas. Los efectos de compuestos inhibidores de las colinesterasas han sido evaluados tanto en plasma como cerebro en paseriformes (Hill 1988, Smith et al. 1995, Maul y Farris 2005, Fildes et al. 2006, Cheke et al. 2012), aves playeras y acuáticas (Strum et al. 2008, Santos et al. 2012) y rapaces (Henny et al. 1987, Hill 1988, Goldstein et al. 1999b, Roy et al. 2005, Vergara et al. 2008, Naidoo y Wolter 2016, Stuber et al. 2018).

En Argentina se ha dado un fuerte proceso de expansión e intensificación agrícola a expensas en gran medida de los bosques secos del Chaco y del Espinal y sobre todo de los pastizales naturales y seminaturales para dar lugar a extensos ambientes dedicados al monocultivo principalmente de soja (Capítulo 1). Tanto la producción agrícola como el consumo de agroquímicos ha ido en aumento en el país a lo largo de las últimas décadas (Satorre 2005, Bernardos y Zaccagnini 2011). Para el año 2012 por ejemplo, el volumen de agroquímicos que se utilizó fue de 317,17 millones de kg/l (CASAFE 2012). Precisamente en la región pampeana, en la segunda mitad de la década de los 90 se documentaron importantes mortandades de Aguiluchos langosteros (*Buteo swainsoni*) intoxicados con un pesticida organofosforado de nombre comercial Monocrotophos, utilizado para combatir explosiones demográficas de ortópteros (Goldstein et al. 1999a). Estas mortandades masivas, generaron una sinergia de interacción entre investigadores nacionales y norteamericanos, políticos y gestores que dio lugar a la prohibición del uso de este OP en Argentina y puso en marcha un protocolo de seguimiento de mortandades de aves en agroecosistemas (Goldstein et al. 1999b, Zaccagnini et al. 2007). Estos protocolos permitieron detectar otros 36 eventos de mortandad en la región pampeana que incluyeron tanto especies de paseriformes como de rapaces afectadas por el uso de pesticidas organofosforados y carbamatos (Bernardos y Zaccagnini 2011). Sin embargo, la casi ausencia de trabajos que impliquen la captura de aves rapaces vivas, y el monitoreo de la reproducción de dichas rapaces en relación a los distintos usos de la tierra, tipos de cultivo y de pesticidas utilizados, hace que hasta la fecha no existan en el país trabajos que aborden posibles efectos subletales de estos compuestos. A pesar de que los agroquímicos más modernos presentan baja persistencia en el ambiente y tienen un bajo potencial de bioacumulación, su toxicidad aguda es alta para las aves por breves periodos de tiempo después de la aplicación. A esto hay que añadir diversos trabajos que cuestionan esa pretendida baja persistencia y

que sugieren que, incluso en las concentraciones recomendadas, pueden afectar a la salud de distintos vertebrados (López et al. 2012) lo que sugiere la necesidad de abordar evaluaciones de la presencia de pesticidas o de sus posibles efectos en las poblaciones de aves silvestres de los agroecosistemas.

En el presente capítulo se analizaron indicios de exposición a agroquímicos inhibidores de colinesterasa en los niveles de actividad de la colinesterasa plasmática en pichones de Halconitos colorados nacidos en agroecosistemas con distinto grado de intensificación en el centro de Argentina. Al mismo tiempo se evaluaron y presentan posibles valores de referencia de la actividad de colinesterasa para pichones de Halconitos colorado nacidos en una reserva natural de bosque de Caldén donde presumiblemente no deberían estar expuestos a los efectos de pesticidas. En el caso de que los individuos que habitan sistemas productivos agrícolas se encuentren expuestos a pesticidas inhibidores de la colinesterasa, sería esperable que presenten valores menores de actividad de la colinesterasa los individuos nacidos en áreas de uso agrícola más intensivo, seguidos de los nacidos en áreas de producción agrícola tradicional y finalmente, con valores más elevados, normales, los individuos nacidos en el área de bosque de Caldén. De igual forma, dado que el cultivo de soja es el que precisa un mayor aporte de pesticidas (Zaccagnini 2004, Zaccagnini et al. 2007), se esperaría una relación negativa entre la actividad de la colinesterasa y la cobertura de soja, de forma que cuanta más soja haya en torno a las cajas nido, menor sea la actividad de dicha enzima.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en las tres áreas de muestreo ya descritas (Capítulo 1) y que se corresponden con distintos usos productivos y cobertura vegetal. Un área que representa una muestra del bosque de Caldén, la Reserva Provincial Parque Luro (RPPL), donde no se utilizan pesticidas, aunque las aplicaciones podrían darse en los campos agrícolas cercanos. El área Agrícola Tradicional (AT), predomina la producción mixta, donde la agricultura y la ganadería coexisten en un régimen rotatorio tradicional y el uso de pesticidas sea previsiblemente bajo, excepto en ocasiones puntuales de irrupción de plagas. En el área Agrícola Intensiva (AI) predomina la agricultura intensiva y el cultivo de soja por métodos de siembra directa, y en menor medida trigo (alternado

generalmente con soja en un mismo año), girasol y maíz, con algunas parcelas de pasturas seminaturales o implantadas para el ganado. En esta área previsiblemente el uso de pesticidas sea elevado, debido al cultivo intensivo de soja transgénica (Zaccagnini 2004, Zaccagnini et al. 2007).

Monitoreo de cajas nido y marcaje pichones

Las cajas nidos fueron monitoreados durante 6 temporadas reproductivas desde el año 2011 a 2016, si bien para el presente capítulo solo se usó información del seguimiento de las cajas durante las dos últimas temporadas de cría, 2015 y 2016. Durante la temporada de cría, todas las cajas nido fueron visitadas periódicamente para determinar diferentes parámetros reproductivos: ocupación de la caja, fecha de puesta, tamaño de puesta, edad de los pichones y número de pichones por nido (Capítulo 1 y 3). Todos los pichones fueron anillados a la edad de 20-25 días, ocasión en que se les tomaron distintas medidas morfométricas del cuerpo (longitud de la octava pluma primaria y peso) y se les extrajo una muestra de sangre de unos 0,5 ml de la vena braquial con jeringas heparinizadas. Las muestras de sangre fueron centrifugadas a 3.000 r.p.m. para separar el plasma de las células y tanto plasma como sangre entera inmediatamente congeladas a -20°C .

Determinación de la actividad de la colinesterasa (ChE) plasmática

Medir la actividad de la colinesterasa (ChE) en plasma es un método efectivo y no destructivo (no requiere la toma de muestras de tejidos estructurales del individuo) para medir los efectos de la exposición a carbamatos y organofosforados (ver por ej. Goldstein, Lacher, Zaccagnini, *et al.* 1999).

Como referencia de los niveles de actividad de la colinesterasa en el Halconcito colorado, tomamos como muestras control aquellas muestras provenientes de Halconcitos que se criaron en cajas nido en los bosques de Caldén de la Reserva Provincial Parque Luro, donde en principio los pichones no deberían estar expuestos a pesticidas.

Los análisis de los niveles de actividad de la colinesterasa se realizaron en laboratorios de la EAA INTA Anguil (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria), siguiendo el método de colorimetría propuesto por Ellman *et al.* (1961). Se utilizaron 3 ml de ácido 5,5'-ditiobis-2-nitrobenzoico (DTNB) en buffer fosfatos (para obtener un pH final de mezcla de reacción de 7,7) mezclado con ioduro de S-butiriltiocolina

(IBTC) (Kit Colinesterasa, Laboratorio Wiener, Argentina) y 20 µl de muestra de plasma. Se tomaron cuatro lecturas de absorbancia (longitud de onda 405 nm) a los 0, 30, 60 y 90 segundos después del comienzo de la reacción. Luego, se determinó la diferencia promedio de absorbancia cada 30 segundos ($\Delta A/30\text{seg}$) restando cada lectura de la anterior y promediando los valores. Se utilizó dicho promedio para los cálculos de la actividad de la colinesterasa. La actividad enzimática se expresó en µmol de hidrolizado de enzima/min/ml de plasma.

Como forma adicional de evaluar variación en la actividad de la colinesterasa entre las diferentes áreas de muestreo, se utilizaron los intervalos de referencia o umbrales diagnósticos (Hill 1988, Fildes et al. 2006, Stuber et al. 2018). Estos intervalos de referencia, incluyen aquellos valores de actividad de la colinesterasa considerados como normales. Se utilizan para definir dicho intervalo, los valores que resultan dos desviaciones estándar (SD) por encima y por debajo de la actividad de ChE media de los valores control (en nuestro caso, nuestro valor de referencia sería el promedio de las muestras de plasma provenientes de nuestra área control, no expuesta a agroquímicos, la RPPL). Así, las muestras de plasma que tuvieran un valor dos SD por debajo de la actividad media de ChE en la RPPL, estarían mostrando signos de inhibición de la actividad de la colinesterasa.

Variables de hábitat

Para analizar los efectos de la intensificación de la agricultura sobre la actividad de la colinesterasa plasmática, se utilizaron como variables explicativas las superficies dedicadas a cada uso de la tierra en las áreas de 500 metros de radio en torno a cada caja nido registradas durante el período de crianza de los pichones (Capítulo 1). Nuevamente se utilizó el porcentaje de cobertura soja como indicador de la intensificación de la agricultura en las tres áreas de muestreo durante la temporada reproductiva del 2015 y 2016.

Análisis Estadísticos

Se construyeron modelos lineales mixtos (MLM, Zuur et al. 2009) utilizando el software R 3.2.4 (R Core Team 2016) con el módulo estadístico lme4 (Bates et al. 2015) para evaluar la variación en la actividad de la colinesterasa de los pichones de Halconcito colorado. Se realizó un modelo completo para evaluar si había efecto de los

distintos sistemas productivos en el cual el año de cría, el área de muestreo (RPLL, AT, AI), el sexo del individuo, el índice de condición física y los diferentes usos de la tierra para cada caja nido se incluyeron como variables explicativas y la actividad de la colinesterasa como variable dependiente. Para controlar la falta de independencia, debido a que varios pichones provenían de una misma nidada, la identidad de la caja nido (ID) fue incluida como factor aleatorio.

La colinealidad se evaluó mediante la correlación de Pearson, donde se eliminaron secuencialmente las variables que presentaban una correlación de Pearson $r > 0,75$, y solo se retuvo las variables de mayor sentido biológico. Luego, se calculó los factores de inflación de varianza generalizados (VIFs) para evaluar la presencia de multicolinealidad utilizando el paquete ‘usdm’ (Naimi et al. 2014). Se consideró la falta de multicolinealidad cuando todas las variables presentaron VIFs < 10 (Montgomery y Peck 1992). Para simplificar el modelo máximo, se evaluó la significancia de cada variable explicativa siguiendo el procedimiento de modelado de pasos hacia atrás (*backward stepwise*), eliminando secuencialmente los términos no significativos del modelo y conservando sólo las variables explicativas significativas (Hosmer et al. 2013). Se consideró que una variable fue significativa con valores de $p < 0,05$. El resultado final fue el modelo más adecuado para explicar la variabilidad en la variable respuesta, donde sólo se conservan las variables explicativas significativas. Se probó la normalidad de la variable cuantitativa continua utilizando el test de Shapiro Wilks, descartando la normalidad de un conjunto de datos cuando $p < 0,05$. Cuando los datos no se distribuyeron normalmente, se comprobó la normalidad de los residuos para cumplir con el supuesto de normalidad que requieren los MLM. En caso que los residuos no se distribuyeran normalmente, la variable respuesta se transformó. En este caso, la variable fue transformada a logaritmo. En el modelo final, los componentes de la varianza se estimaron utilizando el método de máxima verosimilitud restringida (REML). Adicionalmente, realizamos comparaciones de a pares empleando la prueba de Tukey para examinar las diferencias en la actividad de la colinesterasa que ocurrieron entre las temporadas reproductivas.

RESULTADOS

Determinación de la actividad de la colinesterasa (ChE)

Se analizó un total de 353 muestras de plasma de Halconcito colorado correspondientes a las temporadas reproductivas de los años 2015 y 2016. La matriz de correlación

realizada entre las variables predictoras previa a la construcción del modelo no evidenció ningún caso de correlación en el cual $r > 0,75$, por lo tanto, se descartó la posibilidad de colinealidad. A su vez, los factores de inflación de la varianza (VIFs) calculados entre las variables predictores, fueron en todos los casos menores a 10 descartando la presencia de multicolinealidad. Los valores medios generales de actividad de la colinesterasa plasmática fueron muy similares entre sí, siendo ligeramente menores para las muestras provenientes del área intensiva (Tabla 1). Sin embargo, los resultados de los MLM indican que los niveles de actividad de la colinesterasa plasmática solo variaron en función de las temporadas reproductivas ($\chi^2=273,81$, $df=1$, $p<0,01$, fig.1), es decir, si bien la actividad promedio de la colinesterasa fue ligeramente menor en el área con agricultura intensiva, estas diferencias no fueron significativas ($\chi^2=2,14$, $df=2$, $p=0,34$). Tampoco se detectaron relaciones significativas entre la actividad de la colinesterasa y el sexo de los pichones, su índice de condición física o con los distintos usos del suelo medidos en el entorno de las cajas ($p > 0,05$ en todos los casos).

Tabla 1. Actividad media de la colinesterasa (\pm error standar) medida como μmol hidrolizado de enzima/min/ml en muestras de plasma de pichones de Halconcito colorado durante la temporada reproductiva de 2015 y 2016 en La Pampa, Argentina.

| | <i>Reserva Provincial Parque Luro</i> | <i>Agrícola Tradicional</i> | <i>Agrícola Intensiva</i> | <i>General</i> |
|-----------------------------------|---|-----------------------------|-------------------------------|---------------------|
| Media (\pmES) | 0,4475 \pm 0,0472 | 0,4579 \pm 0,020 | 0,4085 \pm 0,0234 | 0,4419 \pm 0,0148 |
| N | 34 | 212 | 107 | 353 |

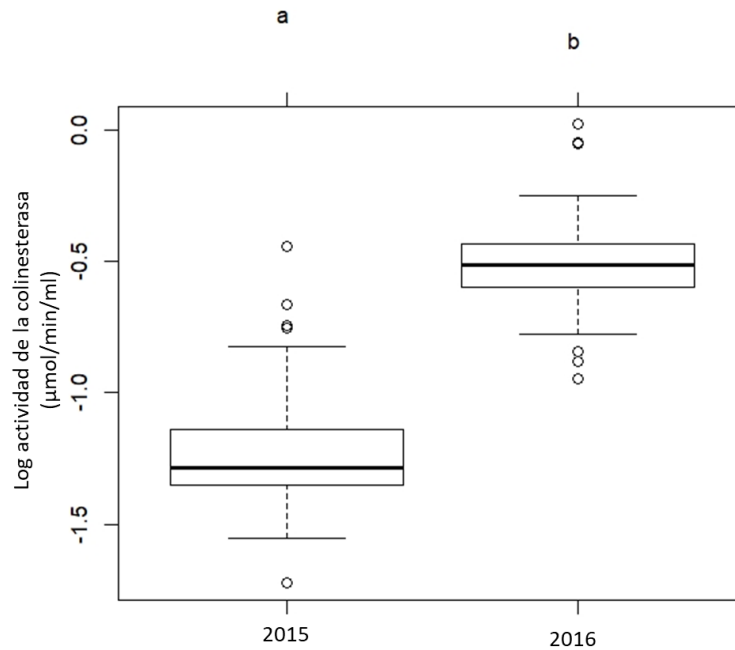


Figura 1. Diferencias en la actividad de la colinesterasa en muestras de plasma entre pichones de Halconcito colorado predicha por el modelo en las diferentes temporadas reproductivas. Los brazos inferior y superior indican los percentiles del 10% y 90% respectivamente y los puntos negros indican valores extremos. Las diferencias significativas ($p < 0,05$) como resultado de la prueba de Tukey se señalan con letras distintas.

Al examinar los niveles plasmáticos de actividad de ChE de los pichones de Halconcito colorado muestreados en ambas áreas agrícolas (tradicional e intensiva) en relación con los valores de la población de referencia de la Reserva Provincial Parque Luro, no se encontraron valores que fueran dos desviaciones estándar por debajo de la media para la población de referencia (Tabla 2), lo que indica que no habría indicios medibles de inhibición en la actividad de la colinesterasa entre áreas.

Tabla 2. Niveles de actividad de la colinesterasa plasmática (\pm SD) medida como μmol hidrolizado de enzima/min/ml en pichones de Halconcito colorado en la Reserva provincial Parque Luro (valores de referencia) y ambas áreas agrícolas durante la temporada reproductiva de 2015 y 2016 en La Pampa, Argentina.

| Reserva Provincial Parque Luro | | | | | Agrícola Tradicional | | | Agrícola Intensiva | | | | |
|--------------------------------|--------|-------|---------------------|----------|----------------------|---------------|---------------|--------------------|-----|---------------|---------------|-----------|
| n | media | SD | intervalo \pm 2SD | | n | N° por debajo | N° por encima | N° dentro | n | N° por debajo | N° por encima | N° dentro |
| | | | superior | inferior | | | | | | | | |
| 35 | 0,4833 | 0,344 | 1,172 | -0,205 | 213 | 0 | 8 | 205 | 106 | 0 | 1 | 105 |

DISCUSIÓN

El presente estudio comprende uno de los primeros trabajos en los que se analiza la existencia de posibles exposiciones a compuestos inhibidores de colinesterasa en poblaciones de aves rapaces, en el marco del proceso de intensificación agrícola que se produjo en Argentina en las últimas décadas. Si bien existen antecedentes de mortandades masivas de otras rapaces en el área de estudio por acción de este tipo de compuestos OP, como el mencionado caso de los Aguiluchos langosteros (Goldstein et al. 1999a), en la actualidad no hay registros de mortandades similares. La ausencia de registros de este tipo sugiere que de existir efectos negativos de pesticidas OP y CB, los mismos deben ser menos marcados y posiblemente mantenerse en niveles subletales (Goldstein et al. 1999b). Los resultados indican que la actividad de la colinesterasa fue algo menor en el área agrícola intensiva, aunque esa diferencia es mínima y no significativa. Es decir que las condiciones de exposición a pesticidas carbamatos y organofosforados son reducidas o al menos no deja señales evidentes en los individuos de la especie analizada.

Estos resultados, sin embargo, deben ser tomados con cautela por varios motivos. Por una parte, medir la actividad de la colinesterasa en plasma resulta una medida más imprecisa del efecto que tienen los agroquímicos inhibidores de colinesterasa, que si estos niveles de actividad son medidos en el cerebro, principalmente porque la inhibición después de la exposición a pesticidas es más rápida pero también la duración de esta inhibición en el plasma es más corta que en los tejidos nerviosos (Burgess et al. 1999, Goldstein et al. 1999a). Por otra parte, la inhibición de ChE en plasma puede no necesariamente comprometer a un individuo. Sin embargo, se trata de una medida que al contrario de lo que ocurre si se abordan muestreos de niveles de actividad cerebral, permite trabajar de forma relativamente sencilla con animales vivos por lo que resulta una prueba diagnóstica de la presencia de exposición a inhibidores más apropiada si se trabaja con animales silvestres (Zwarg et al. 2012). Estudios previos en el Halconcito colorado en Norte América demostraron que a niveles altos de exposición a metil paratión, un plaguicida organofosforado actualmente prohibido, se observaba hiperglucemia, hipotermia, alta concentración plasmática de corticosterona e inhibiciones claras y medibles de la actividad de la colinesterasa, tanto en cerebro como en plasma, en los individuos expuestos (Rattner y Franson 1984). Así mismo, Halconcitos a los que se le suministraron dosis de acefato, insecticida

organofosforado, mostraron inhibiciones de la actividad de la colinesterasa tanto cerebral como plasmática, superiores a los necesarios para considerar un evento de exposición a inhibidores de la colinesterasa. Sin embargo, estos individuos no mostraron una alteración de la actividad de caza (Rudolph et al. 1984).

Dado que los niveles de actividad de esta enzima pueden reestablecerse luego de un evento de exposición (Fleming y Grue 1981, Goldstein et al. 1999b, Fildes et al. 2006) cabe la posibilidad que la toma de muestras en este trabajo se haya realizado en momentos en los cuales no haya habido aplicaciones de pesticidas cercanas en el tiempo, permitiendo la recuperación de la actividad enzimática a niveles normales. En base a calendarios generales de cultivos elaborados por el INTA (<https://inta.gob.ar/documentos/principales-cultivos-por-provincia-argentina-y-mes-de-siembra-y-cosecha>), la siembra de cultivos de cosecha fina (trigo y cebada) se realiza en los meses de marzo-agosto y su cosecha en septiembre-diciembre, mientras que los cultivos de cosecha gruesa (soja, girasol y maíz) son principalmente los que coinciden con la fenología de reproducción del Halconcito colorado en nuestra área de estudio transcurriendo todo el proceso en el período de octubre hasta febrero y marzo. Sin embargo, la aplicación de pesticidas en estos cultivos se realiza en general en febrero, meses después de la reproducción de esta especie, pudiendo ocurrir otra aplicación al momento de la siembra según se encuentre la presencia de plagas (Saluso et al. 2006), mientras que la toma de muestras en los pichones de Halconcito colorado se realizó en noviembre-diciembre dando lugar a una posible discordancia entre el evento de exposición. Si los pesticidas inhibidores de la colinesterasa que se aplican en nuestra área de estudio tienen poca persistencia, de no realizarse muestreos en fechas cercanas a las aplicaciones, es muy probable que no se detecten estas exposiciones diferenciales.

La actividad de ChE en plasma tiende a ser muy variable entre individuos y entre especies. Si bien los pichones resultan más sensibles que los adultos a los compuestos OP (Burgess et al. 1999), el Halconcito colorado parece tener niveles de actividad de colinesterasa plasmática menores en comparación a otras rapaces (Goldstein et al. 1999b, Zwarg et al. 2012, Liébana et al. 2017, este estudio). En este estudio registramos un porcentaje elevado de individuos con niveles de actividad de la colinesterasa en el rango más bajo de actividad medible. De hecho, al utilizar como indicador los intervalos de referencia o umbrales diagnóstico (Fildes et al. 2006, Stuber et al. 2018), el valor inferior de $-2SD$ entregó valores negativos. Esto indicaría los

valores de actividad plasmática normal o de referencia de esta enzima para la especie son tan bajos que con la técnica utilizada es muy difícil detectar descensos significativos de la actividad. En el estudio realizado por Zwarg y colaboradores (2012), la actividad de la colinesterasa fue medida en solo dos individuos de Halconcito colorado, siendo la media de 0,3988 $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{ml}$ con un rango de actividad de 0,25 a 0,547 $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{ml}$. Si bien los autores proponen dichas medidas como valores de referencia, por tratarse de animales que no poseían antecedentes o signos clínicos de intoxicación, estos valores dan un promedio más bajo que los registrados por este estudio, lo que sugiere que estos resultados no responden a un error en la elaboración de los protocolos de muestreo, sino efectivamente a que esta especie presenta de forma natural valores muy bajos de actividad plasmática, y en definitiva, no sería un buen indicador para realizar este tipo de muestreos, al menos con esta técnica.

Además del trabajo realizado por Zwarg *et al.* (2012), Goldstein, Lacher, Zaccagnini, *et al.* (1999) y Liébana *et al.* (2017), los valores de referencias de la actividad de ChE en plasma para aves rapaces aparentemente sanas se desconocen para la región Neotropical y en particular para la Argentina. Por lo cual, los resultados presentados en este trabajo son relevantes al ser una de las primeras aproximaciones para evaluar posibles exposiciones a compuestos inhibidores de colinesterasa en rapaces silvestres. Si bien no se pudo confirmar la inhibición de la actividad ChE plasmática en los pichones de la especie durante el periodo de estudio abarcado, este trabajo no permite tampoco descartar la existencia de exposición a contaminantes por parte de la especie, sobre todo si se considera su historia de vida, su abundancia en agroecosistemas y sus hábitos tróficos (Hunt *et al.* 1992, Mineau *et al.* 1999). De acuerdo con estimaciones de riesgo por toxicidad en diferentes cultivos realizado por Zaccagnini (2004), la soja es uno de los cultivos que presenta mayor riesgo de mortandad para las aves debido a la necesidad de realizar frecuentes aplicaciones para contrarrestar plagas, por lo cual cabría esperar posibles efectos negativos en el área agrícola intensiva, sin descartar efectos adversos en el área tradicional donde se podrían aplicar pesticidas para tratar plagas en pasturas y demás cultivos. Liébana *et al.* (2017), encontraron niveles significativamente menores de actividad de la colinesterasa en pichones de Halcón plomizo (*Falco femoralis*) nacidos en áreas agrícolas que en pichones nacidos en áreas de pastizal en la misma área de estudio de este trabajo, si bien no encontraron diferencias para el caso de Caranchos (*Caracara plancus*) muestreados en las mismas

zonas. Esto sugiere que además de un patrón específico (los valores para ambas especies fueron bastante superiores a los encontrados en esta tesis), la dieta en la que basan su alimentación estas especies posiblemente tenga un papel importante en la probabilidad de exposición a pesticidas y a la forma en que se acumulan los efectos de los mismos (Mineau et al. 1999).

Sin duda, para evaluar posibles exposiciones de las aves rapaces en los campos agrícolas argentinos serán necesarios la realización de análisis clínicos complementarios, tanto en pichones como en adultos, evaluando la presencia directa de estos pesticidas o sus residuos en sangre, así como el análisis de huevos sin eclosionar o cáscaras (Fernie et al. 2000, Stuber et al. 2018) o la realización de pruebas controladas en laboratorio. Estos análisis permitirán dilucidar la exposición de estas especies a contaminantes, la identidad de estos contaminantes y posibles mecanismos que contribuyan a la toxicidad o al rendimiento reproductivo subóptimo de las aves.

BIBLIOGRAFÍA

- Aizen, M. A., L. A. Garibaldi, y M. Dondo (2009). Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecologia Austral* 19:45-54.
- Arnold, K. E., A. R. Brown, G. T. Ankley, y J. P. Sumpter (2014). Medicating the environment: assessing risks of pharmaceuticals to wildlife and ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 369:20130569-20130569.
- Bates, D., M. Maechler, B. Bolker, y S. Walker (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67:1-48.
- Bernardos, J., y M. E. Zaccagnini (2011). El uso de insecticidas en cultivos agrícolas y su riesgo potencial para las aves en la región pampeana. *Hornero* 26:55-64.
- Berny, P. (2007). Pesticides and the intoxication of wild animals. *Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics* 30:93-100.
- Blanco, G., A. Junza, y D. Barrón (2017). Food safety in scavenger conservation: Diet-associated exposure to livestock pharmaceuticals and opportunist mycoses in threatened Cinereous and Egyptian vultures. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 135:292-301.
- Botha, C. J., H. Coetser, L. Labuschagne, y A. Basson (2015). Confirmed organophosphorus and carbamate pesticide poisonings in South African wildlife (2009–2014). *Journal of the South African Veterinary Association* 86.
- Burgess, N. M., K. A. Hunt, C. Bishop, y D. V. (Chip) Weseloh (1999). Cholinesterase inhibition in Tree Swallows (*Tachycineta Bicolor*) and Eastern Bluebirds (*Sialia sialis*) exposed to organophosphorus insecticides in apple orchards in Ontario, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18:708.
- CASAFE (2012). Estadísticas. <http://www.casafe.org/publicaciones/estadisticas/>.
- Cheke, R. A., A. N. McWilliam, C. Mbereki, E. Van Der Walt, B. Mtobesya, R. N. Magoma, S. Young, y J. P. Eberly (2012). Effects of the organophosphate fenthion for control of the redbilled quelea *Quelea quelea* on cholinesterase and haemoglobin concentrations in the blood of target and non-target birds. *Ecotoxicology* 21:1761-1770.

- Dale, P. J., B. Clarke, y E. M. G. Fontes (2002). Potential for the environmental impact of transgenic crops. *Nature Biotechnology* 20:567-574.
- Dietrich, D. R., P. Schmid, U. Zweifel, C. Schlatter, S. Jenni-Eiermann, H. Bachmann, U. Bühler, y N. Zbinden (1995). Mortality of birds of prey following field application of granular carbofuran: A case study. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 29:140-145.
- Ecobichon, D. J. (1996). Toxic effects of pesticides. En Cassarett and Doulls toxicology, the basic science of poisons (K. CD, Editor). pp. 643–689.
- Ellman, G. L., K. D. Courtney, V. Andres, y R. M. Featherstone (1961). A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical Pharmacology* 7:88-95.
- Espín, S., J. Terraube, B. E. Arroyo, P. R. Camarero, R. Mateo, R. Limiñana, X. Vázquez-Pumariño, A. Pinilla, J. T. J. T. García, F. Mougeot, y A. Vázquez-Pumariño, X., Pinilla (2018). Blood concentrations of p, p'-DDE and PCBs in harriers breeding in Spain and Kazakhstan. *Science of The Total Environment* 624:1287-1297.
- Fernie, K. J., G. R. Bortolotti, J. E. Smits, J. Wilson, K. G. Drouillard, y D. M. Bird (2000). Changes in egg composition of American kestrels exposed to dietary polychlorinated biphenyls. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 60:291-303.
- Fildes, K., L. B. Astheimer, P. Story, W. A. Buttemer, y M. J. Hooper (2006). Cholinesterase response in native birds exposed to fenitrothion during locust control operations in eastern Australia. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25:2964-2970.
- Fleming, W. J., y C. E. Grue (1981). Recovery of cholinesterase activity in five avian species exposed to dicotophos, and organophosphorus pesticide. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 16:129-135.
- Garcia-Heras, M. S., B. E. Arroyo, R. E. Simmons, P. R. Camarero, R. Mateo, y F. Mougeot (2018). Blood concentrations of PCBs and DDTs in an avian predator endemic to southern Africa: Associations with habitat, electrical transformers and diet. *Environmental Pollution* 232:440-449.

- Goldstein, M. I., T. E. Lacher, B. Woodbridge, M. J. Bechard, S. B. Canavelli, M. E. Zaccagnini, G. P. Cobb, E. J. Scollon, R. Tribolet, y M. J. Hooper (1999a). Monocrotophos-induced mass mortality of Swainson's hawks in Argentina, 1995-96. *Ecotoxicology* 8:201-214.
- Goldstein, M. I., T. E. Lacher, M. E. Zaccagnini, M. L. Parker, y M. J. Hooper (1999b). Monitoring and assessment of Swainson's hawks in Argentina following restrictions on monocrotophos use, 1996-97. *Ecotoxicology* 8:215-224.
- Gothwal, R., y T. Shashidhar (2015). Antibiotic Pollution in the Environment: A Review. *Clean - Soil, Air, Water* 43:479-489.
- Grau, H. R., N. I. Gasparri, y T. M. Aide (2005). Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation* 32:140.
- Green, R. E., I. Newton, S. Shultz, A. a. Cunningham, M. Gilbert, D. J. Pain, y V. Prakash (2004). Diclofenac poisoning as a cause of vulture population declines across the Indian subcontinent. *Journal of Applied Ecology* 41:793-800.
- Grue, C. E., P. L. Gibert, y M. E. Seeley (1997). Neurophysiological and behavioral changes in non-target wildlife exposed to organophosphate and carbamate pesticides: Thermoregulation, food consumption, and reproduction. *American Zoology* 37:369-388.
- Henny, C. J., E. J. Kolbe, E. F. Hill, y L. J. Blus (1987). Case histories of bald eagles and other raptors killed by organophosphorus insecticides topically applied to livestock. *Journal of wildlife diseases* 23:292-5.
- Hill, E. F. (1988). Brain cholinesterase activity of apparently normal wild birds. *Journal of wildlife diseases* 24:51-61.
- Hille, S. M., y N. J. Collar (2011). Status assessment of raptors in Cape Verde confirms a major crisis for scavengers. *ORYX* 45:217-224.
- Hosmer, D., L. S, y R. Sturdivant (2013). *Applied logistic regression*. John Wiley & Sons.
- Hunt, K. A., D. M. Bird, P. Mineau, y L. Shutt (1992). Selective predation of organophosphate-exposed prey by American kestrels. *Ecology* 73:971-976.

- Köhler, H.-R., y R. Triebskorn (2013). Wildlife ecotoxicology of pesticides: Can we track effects to the population level and beyond? *Science* 341:759-765.
- Liébana, M. S., J. M. Grande, H. D. Gimenez, M. Fort, M. Á. Santillán, y J. Mallet (2017). Characterization of acetilcholinesterasa levels in *Falco femoralis* and *Caracara plancus* in environments with different insecticide exposure. En Libro de Resúmenes, Ornithological Congress of the Americas.
- López, S. L., D. Aiassa, S. Benítez-Leite, R. Lajmanovich, F. Mañas, G. Poletta, N. Sánchez, M. F. Simoniello, y A. E. Carrasco (2012). Pesticides used in South American GMO-based agriculture. A review of their effects on humans and animal models. *Advances in Molecular Toxicology* 6:41-75.
- Margalida, A., R. Heredia, M. Razin, y M. Hernández (2008). Sources of variation in mortality of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in Europe. *Bird Conservation International* 18:1-10.
- Mateo-Tomás, P., P. P. Olea, I. S. Sánchez-Barbudo, y R. Mateo (2012). Alleviating human-wildlife conflicts: Identifying the causes and mapping the risk of illegal poisoning of wild fauna. *Journal of Applied Ecology* 49:376-385.
- Maul, J. D., y J. L. Farris (2005). Monitoring exposure of northern cardinals, *Cardinalis cardinalis*, to cholinesterase-inhibiting pesticides: enzyme activity, reactivations, and indicators of environmental stress. *Environmental toxicology and chemistry / SETAC* 24:1721-1730.
- Milesón, B. E., J. E. Chambers, W. L. Chen, W. Dettbarn, M. Ehrich, a T. Eldefrawi, D. W. Gaylor, K. Hamernik, E. Hodgson, a G. Karczmar, S. Padilla, et al. (1998). Common mechanism of toxicity: a case study of organophosphorus pesticides. *Toxicological sciences : an official journal of the Society of Toxicology* 41:8-20.
- Mineau, P., A. Baril, B. T. Collins, J. Duffe, G. Joerman, y R. Luttik (2001). Pesticide acute toxicity reference values for birds. *Reviews of environmental contamination and toxicology* 170:13-74.
- Mineau, P., M. . Fletcher, L. Glaser, N. J. Thomas, B. C, y W. LK (1999). Poisoning of raptors with organophosphorus and carbamate pesticides with emphasis on Canada, US and UK. *Journal of Raptor Research* 33:1-37.

- Mitra, A., C. Chatterjee, y F. B. Mandal (2011). Synthetic chemical pesticides and their effects on birds. *Research journal of environmental toxicology* 5:81-96.
- Montgomery, D. C., y E. A. Peck (1992). *Introduction to linear regression analysis*. Wiley, New York.
- Naidoo, V., y K. Wolter (2016). Serum and plasma cholinesterase activity in the Cape Griffon Vulture (*Gyps coprotheres*). *Journal of Wildlife Diseases* 52:369-372.
- Naimi, B., N. Hamm, T. A. Groen, A. K. Skidmore, y A. G. Toxopeus (2014). Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling. *Ecography* 37:191-203.
- Newton, I. (1979). *Population ecology of raptors*. T & A D Poyser, Berkhamsted.
- Oaks, J. L., M. Gilbert, M. Z. Virani, R. T. Watson, C. U. Meteyer, B. A. Rideout, H. L. Shivaprasad, S. Ahmed, M. J. I. Chaudhry, M. Arshad, S. Mahmood, et al. (2004). Diclofenac residues as the cause of population decline of vultures in Pakistan. *Nature* 427:630-633.
- Ogada, D. L., F. Keesing, y M. Z. Virani (2012). Dropping dead: Causes and consequences of vulture population declines worldwide. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1249:57-71.
- Ortego, J., J. M. Aparicio, A. Muñoz, y R. Bonal (2007). Malathion applied at standard rates reduces fledgling condition and adult male survival in a wild lesser kestrel population. *Animal Conservation* 10:312-319.
- Ortiz-Santaliestra, M. E., J. Resano-Mayor, A. Hernández-Matías, J. Rodríguez-Estival, P. R. Camarero, M. Moleón, J. Real, y R. Mateo (2015). Pollutant accumulation patterns in nestlings of an avian top predator: Biochemical and metabolic effects. *Science of the Total Environment* 538:692-702.
- Paruelo, J. M., J. Guerschman, y S. Verón (2005). Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia hoy* 15:14-23.
- Prijono, W. B., y F. A. Leighton (1991). Parallel measurement of brain acetylcholinesterase and the muscarinic cholinergic receptor in the diagnosis of acute, lethal poisoning by anti-cholinesterase pesticides. *Journal of wildlife diseases* 27:110-115.

- R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing.
- Rattner, B. A., y J. C. Franson (1984). Methyl parathion and fenvalerate toxicity in American kestrels: acute physiological responses and effects of cold. *Canadian journal of physiology and pharmacology* 62:787-92.
- Roy, C., G. Grolleau, S. Chamoulaud, y J.-L. Rivière (2005). Plasma B-esterase activities in European raptors. *Journal of wildlife diseases* 41:184-208.
- Rudolph, S. G., J. G. Zinkl, D. W. Anderson, y P. J. Shea (1984). Prey-capturing ability of American kestrels fed DDE and acephate or acephate alone. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 13:367-372.
- Saluso, A., R. De Carli, M. E. Zaccagnini, J. Decarre, y C. Cáceres (2006). Guía práctica para el control químico de artrópodos plaga en soja considerando el riesgo de toxicidad aguda para las aves. Proyecto monitoreo ecotoxicológico de biodiversidad en agroecosistemas pampeanos. INTA ISSN, (0325-8874).
- Sandoz, M. A., K. J. Wooten, S. L. Clendening, L. L. Hensley, L. R. Smith, y P. N. Smith (2018). Transport mechanisms for veterinary pharmaceuticals from beef cattle feedyards to wetlands: Is aerial deposition a contributing source? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 252:14-21.
- Santos, C. S. A., M. S. Monteiro, A. M. V. M. Soares, y S. Loureiro (2012). Characterization of cholinesterases in plasma of three portuguese native bird species: Application to biomonitoring. *PLoS ONE* 7.
- Satorre, E. H. (2005). Cambios tecnologicos en la agricultura Argentina actual. *Ciencia Hoy* 15.
- Smith, G. (1993). Pesticide use and toxicology in relation to wildlife: Organophosphorus and Carbamate, Compounds. En U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. pp. 5-7.
- Smith, M. R., N. J. Thomas, y C. Hulse (1995). Application of brain cholinesterase reactivation to differentiate between organophosphorus and carbamate pesticide exposure in wild birds. *Journal of wildlife diseases* 31:263-267.
- Smits, J., y V. Naidoo (2018). Toxicology of birds of Prey. En *Birds of Prey .Ecology and conservation in the XXI century*. Springer, pp. 229-245.

- Strum, K. M., M. Alfaro, B. Haase, M. J. Hooper, K. a Johnson, R. B. Lanctot, a J. Lesterhuis, L. Lopez, a C. Matz, C. Morales, B. Paulson, et al. (2008). Plasma cholinesterases for monitoring pesticide exposure in Nearctic-Neotropical migratory shorebirds. *Ornitologia Neotropical* 19:641-651.
- Stuber, M. J., M. J. Hooper, J. R. Belthoff, y J. A. R. B. Elthoff (2018). Examination of pesticide exposure in Burrowing Owls nesting in agricultural and nonagricultural areas in the Morley Nelson Snake River Birds of Prey National Conservation Area, Idaho. *Journal of Raptor Research* 52:191-206.
- Thompson, H. M. (1999). Esterases as markers of exposure to organophosphates and carbamates. *Ecotoxicology* 8:369-384.
- Vasquez, M. I., A. Lambrianides, M. Schneider, K. Kümmerer, y D. Fatta-Kassinos (2014). Environmental side effects of pharmaceutical cocktails: What we know and what we should know. *Journal of Hazardous Materials* 279:169-189.
- Vergara, P., J. A. Fargallo, E. Banda, D. Parejo, J. A. Lemus, y M. García-Montijano (2008). Low frequency of anti-acetylcholinesterase pesticide poisoning in lesser and Eurasian kestrels of Spanish grassland and farmland populations. *Biological Conservation* 141:499-505.
- Viglizzo, E. F. (2001). La Trampa de Malthus - Agricultura, competitividad y medio ambiente en el siglo XXI. 90-91.
- Wells, M., y L. Leonard (2006). DDT contamination in South Africa. In *The International POPs Elimination Project (IPEP): fostering active and effective civil society participation in preparations for implementation of the Stockholm Convention*. Prepared by Groundwork, Pietermaritzburg, South Africa.
- Whitfield, D. P., D. R. A. McLeod, J. Watson, A. H. Fielding, y P. F. Haworth (2003). The association of grouse moor in Scotland with the illegal use of poisons to control predators. *Biological Conservation* 114:157-163.
- Yohannes, Y. B., Y. Ikenaka, S. M. M. Nakayama, y M. Ishizuka (2014). Organochlorine pesticides in bird species and their prey (fish) from the Ethiopian Rift Valley region, Ethiopia. *Environmental Pollution* 192:121-128.
- Zaccagnini, M. E. (2004). Porqué monitoreo ecotoxicológico de diversidad de aves en

sistemas productivos? INTA Expone 2004 Ediciones INTA, Buenos Aires. pp. 68-89.

Zaccagnini, M. E., J. Bernardos, C. González, C. N. R. D. E. Carli, y I. G. Covas (2007). Evaluación del riesgo ecotoxicológico para aves por insecticidas usados en cultivos en Entre Ríos. En *Agricultura sustentable en Entre Ríos*, INTA. (O. Caviglia, O. Papparotti y M. Sasal, Editores). INTA. pp. 127-136.

Zak, M. R., M. Cabido, y J. G. Hodgson (2004). Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological Conservation* 120:589-598.

Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev, y G. M. Smith (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer.

Zwarg, T., F. Prioste, R. E. Thijl Vanstreels, R. J. Dos Santos, y E. R. Matushima (2012). Normal plasma cholinesterase activity of Neotropical Falconiformes and Strigiformes. *Journal of Raptor Research* 46:201-207.

Capítulo 6

Conclusiones generales



Conclusiones generales

La expansión e intensificación agrícola es un fenómeno global que ha implicado tanto la deforestación de enormes superficies de bosques nativos, como la transformación de pastizales a campos de cultivo a tal magnitud que hoy en día, las tierras destinadas a actividades agrícolas cubren más del 40% de la superficie terrestre libre de hielo (Foley et al. 2005). Las prácticas agrícolas modernas implican la destrucción de hábitats semi-naturales, marginales, la eliminación de árboles o parches boscosos y todo elemento no productivo de los campos de cultivos, el sobrepastoreo, el uso masivo de maquinaria, cultivos modificados genéticamente y de una ingente cantidad de compuestos químicos (Matson et al. 1997, Foley et al. 2005). El resultado son áreas agrícolas cada vez más homogéneas y pobres en biodiversidad. En este contexto, las aves rapaces, como depredadores y carroñeros en los niveles más altos de las cadenas tróficas, se ven seriamente afectadas por este tipo de transformaciones (Newton 1979, Sergio et al. 2005). La expansión e intensificación de las prácticas agrícolas es, en la actualidad, un factor de peligro para el 83% de las especies de aves rapaces que presentan algún grado de amenaza (Newton 1979, Sergio et al. 2005). Así, la intensificación agrícola es en la actualidad uno de los principales motores detrás de los procesos que generan extinción local y regional de aves rapaces a nivel mundial (Grande et al. 2018).

En la presente tesis, a lo largo de 4 capítulos (sumados al capítulo introductorio y al presente de conclusiones generales), se han desarrollado diversas aproximaciones para intentar evaluar el posible impacto de la intensificación agrícola en diferentes áreas productivas del centro de Argentina sobre una rapaz generalista que habita frecuentemente agroecosistemas, el Halconcito colorado (*Falco sparverius*). Para ello, se utilizaron datos de monitoreo de una población que cría en cajas nido en tres áreas de muestreo, una reserva provincial de bosque de Caldén (Reserva provincial Parque Luro RPPL), una área agrícola con producción mixta tradicional, con rotación de ganadería y cultivos (AT) y una tercera área donde el principal uso productivo es el cultivo intensivo de soja por métodos de siembra directa (AI). A lo largo del gradiente de intensificación agrícola planteado, se evaluó la variación de la dieta, el patrón de ocupación y la ecología reproductiva, el estado de salud y la variación de la actividad de la colinesterasa del Halconcito colorado. Sin duda, este trabajo comprende la recopilación más detallada y extensa que se haya hecho hasta la fecha sobre dicha temática en relación a un ave rapaz en Argentina y posiblemente, en Sudamérica.

En el capítulo 2, se demostró mediante un análisis exhaustivo de restos de presas y egagrópilas cómo varía la dieta de los pichones de Halconcito colorado a lo largo del gradiente de intensificación agrícola planteado durante el periodo de estadía en el nido. A diferencia de lo esperado, la dieta no fue más diversa en las áreas menos modificadas, ya que ambas medidas de diversidad de la dieta (amplitud del nicho trófico y el índice diversidad H) resultaron más bajas en la RPPL que en ambas áreas. A su vez, la amplitud de nicho trófico estandarizado, que nos permite comparar la amplitud de nicho trófico entre áreas, fue muy bajo en todas las áreas muestreadas debido, fundamentalmente, al alto consumo de artrópodos, destacando el carácter oportunista de la especie para aprovechar recursos dominantes disponibles en cada área de muestreo. Efectivamente, los artrópodos fueron el principal componente de la dieta del Halconcito en las tres áreas de muestreo, tanto en frecuencia como en biomasa. Sin embargo, la proporción de los distintos tipos de invertebrados, varió entre las diferentes áreas. Se registró un mayor consumo de vertebrados y ortópteros en el área RPPL, mientras que en las áreas agrícolas el consumo de estas presas fue menor y en consecuencia aparecen diversas frecuencias de otros grupos de presas. El consumo de los principales grupos de presas (Ortópteros, Coleópteros, Arácnidos y Vertebrados) durante la época reproductiva evidenció influencia de los diferentes tipos de uso suelo en torno a las cajas nido, aunque la respuesta varió entre grupos. La superficie ocupada por el bosque natural y los rastrojos influyeron de forma positiva en la ocurrencia de vertebrados. Por el contrario, la soja tuvo un efecto negativo sobre el consumo de vertebrados. A su vez la superficie ocupada por el bosque natural tuvo un efecto negativo sobre el consumo de los arácnidos. Sin embargo, la ocurrencia de coleópteros y ortópteros no estuvo determinada por los diferentes usos de suelo. Estos hallazgos sugieren que el proceso de intensificación agrícola se asocia con una substitución en las presas principales del Halconcito colorado en el centro de Argentina. Dado el carácter generalista-oportunista de la especie, es esperable que estos cambios en la dieta respondan a cambios en la disponibilidad de presas. Así, en los ambientes más intensivos se reducen las presas principales del Halconcito como son los ortópteros y los vertebrados y en un ejemplo de respuesta funcional esta rapaz incorpora distintos grupos alternativos de presas. Todas las parejas de las cajas nido en las que se estudió la dieta se reprodujeron con éxito, por lo cual con estos resultados no es posible saber si estos cambios en la dieta generan una respuesta numérica de las poblaciones de la especie estudiada. Los datos de dieta de este trabajo, al igual que lo reportado en trabajos previos, confirman que el Halconcito

colorado, debido a su amplio espectro trófico y su habilidad para aprovechar los recursos dominantes, es una especie plástica y con una elevada capacidad de adaptación a ambientes con distinto grado de modificación. El alto consumo de artrópodos y, en menor medida, de roedores podría resultar beneficiosas para los productores agrícolas. Por lo tanto, incentivar la instalación de cajas nido para la especie en los sistemas productivos argentinos podría ser una medida de manejo de especies plaga para la agricultura agroecológica, fomentando el desarrollo de una producción sustentable (reduciendo el uso de agroquímicos y aumentando el beneficio económico de los productores) y la conservación de la vida silvestre.

Los resultados del capítulo 3 sugieren que existe una cierta variación entre los parámetros reproductivos presentes en las tres áreas, en general relacionados con los usos de suelo. El elevado porcentaje de cajas nido ocupadas en las áreas agrícolas indican que la especie resulta abundante y tiene una disponibilidad limitada de buenos sitios de nidificación en dichas áreas. En contraste, la baja ocupación de cajas nido por parte del Halconcito en el bosque de Caldén, a pesar de su abundancia, sugiere una elevada disponibilidad para la especie de cavidades naturales y nidos de otras especies que podrían utilizar para criar. Los parámetros reproductivos generales y entre las áreas de muestreo, incluyendo la fenología, tamaño de puesta/nidada y éxito reproductivo, fueron similares a los reportados en trabajos previos en el país y en Norteamérica. Sin embargo, en el presente estudio el periodo reproductivo se extendió desde mediados de septiembre hasta mediados de febrero, es decir, indicando una temporada reproductiva mucho más larga que la reportada previamente por otros autores en el país. La mayoría de las parejas reproductivas iniciaron la puesta de huevos en la segunda semana de octubre. Al contrario de lo inicialmente esperado, el porcentaje de la tierra destinada a la cobertura de soja como variable indicadora de la intensificación agrícola no tuvo un efecto negativo sobre el rendimiento reproductivo del Halconcito colorado entre las áreas de muestreo. Aunque cabe destacar que ciertos tipos de uso de la tierra jugaron un papel modulando los parámetros reproductivos. Si tenemos en cuenta medidas de la eficacia biológica de los individuos, los resultados obtenidos indican que la presencia de pasturas es importante para determinar la fecha de puesta, la productividad y el éxito reproductivo del Halconcito colorado. Esto sugiere, que si bien la ocupación de las cajas nido en el área con agricultura intensiva es muy elevada, los parámetros reproductivos en dicha área, en la medida en que se ve reducida la cobertura de pasturas, serían

menores. Las precipitaciones también actuaron modelando el desempeño reproductivo de esta rapaz. Las precipitaciones en septiembre, parecen tener un efecto positivo sobre la reproducción del Halconcito colorado, posiblemente a través de un efecto positivo sobre la abundancia de alimento que permitiría a las hembras adquirir la condición física necesaria para realizar la puesta en fechas más tempranas, mientras que las precipitaciones durante el mes de noviembre, coincidiendo con el período de crianza de los pichones, tuvieron un efecto negativo, reduciendo la productividad, posiblemente por dificultar las labores de caza a los adultos o directamente afectando a la probabilidad de supervivencia de los pichones.

El marcaje intensivo de individuos permitió coleccionar un volumen moderado de información sobre historiales individuales, dispersión natal, reproductiva y fidelidad al nido. Los Halconcitos colorados en el área de estudio crían al primer año de edad en la mayoría de los casos. Al igual que en lo relativo a la edad de la primera reproducción y la fidelidad al nido, las distancias de dispersión natal de los individuos fueron similares a los detectados para la especie en Norteamérica. A su vez, el reavistamiento de individuos en invierno sugiere que al menos una parte de la población de Halconcito colorado pampeano sería residente.

Al igual que en estudios previos en la RPPL, en nuestro trabajo el número de fracasos reproductivos fue relativamente bajo. La depredación de adultos, huevos y pichones y la competencia por las cajas nido fueron las principales causas de fracaso identificadas. Fue posible identificar a la Abeja doméstica (*Apis mellifera*) como un importante competidor por las cajas nido, capaz de provocar la pérdida tanto de huevos como de pichones. A no ser que mueran en el invierno, la presencia de abejas en las cajas nido y cavidades impide su posterior ocupación por los halcones por lo que la competencia por las cavidades con esta especie invasora podría limitar a las poblaciones de Halconcito colorado en nuestra área de estudio.

En el capítulo 4 se evaluó como afecta la intensificación agrícola a dos aspectos relacionados con el estado de salud de los pichones nacidos en las diferentes áreas de muestreo, el índice de condición física y la respuesta inmune. No se observó, sin embargo un efecto claro de la intensificación agrícola tanto en la condición corporal como en la respuesta inmune de los pichones (medida a partir de la capacidad pro-inflamatoria) de Halconcito colorado. Al contrario de lo esperado, *a priori* los resultados parecen indicar que los pichones tienen mayor capacidad pro-inflamatoria y

condición física en el área agrícola intensiva. Las diferencias en la condición corporal, no fueron explicadas por la cobertura de soja. Sin embargo, la cobertura de otros tipos de usos de suelo fueron seleccionados en los modelos posiblemente relacionado con la calidad de los hábitats y con la disponibilidad de alimentos y el acceso a las presas. Las hembras presentaron un mayor índice de condición física que los machos, lo cual refleja el dimorfismo sexual invertido que presentan las aves rapaces. Se ha demostrado que esta diferencia en tamaño en los halcones les confiere a las hembras dominancia sobre los machos. Esto mismo, podría ocurrir en el nido, de forma tal que las hembras podrían ejercer dominio sobre los machos incrementando aún más la diferencia en el desarrollo. Los factores que operan dentro de cada caja nido también tuvieron un papel importante en la determinación del índice de condición física de los pichones. Los pichones de Halconcito colorado que provenían de puestas con más huevos presentaron un índice de condición física más alto, asociado posiblemente con adultos reproductores de mayor calidad. Por el contrario, éste índice fue menor en pichones provenientes de nidadas más grandes, lo cual de nuevo podría reflejar la competencia entre pichones. Nuevamente, las lluvias registradas en el mes de noviembre durante el periodo de crianza de los pichones se asociaron con un menor índice de condición física. La capacidad pro-inflamatoria mostró diferencias entre las áreas muestreadas, siendo mayor en el área agrícola intensiva y decreciendo hacia el área de bosque. Este resultado contradice nuestra hipótesis de que en las áreas ambientalmente más alteradas como pueden ser las áreas de producción intensiva, las condiciones inmunitarias de los individuos son peores. Estas diferencias con lo esperado, podrían ser explicadas por la importancia de los factores que operan intra-nido. Nuestros resultados sugieren un papel importante del tamaño de nidada, de forma que en nidadas más grandes haya posiblemente una menor disponibilidad de alimento per cápita. Los nidos a los que se les midió la respuesta inmune en el área agrícola intensiva tuvieron en promedio un menor número de pichones por caja nido que en las áreas restantes lo que podría ayudar a explicar su mejor respuesta inmune. La respuesta inmune se relacionó negativamente con la fecha de puesta lo que indica que los pichones de nidos tempranos (posiblemente con padres de mejor calidad) tienen una mejor respuesta inmune que los más tardíos. El porcentaje de soja nuevamente no fue seleccionado por los modelos como una variable determinante en la respuesta inmune de los pichones. Esto podría deberse a las particulares condiciones climáticas del año en que se realizó el análisis de la respuesta inmune, donde el porcentaje de soja en torno a las cajas nido fue mucho menor del que

se registró el resto de los años. En conclusión, los resultados de este capítulo sugieren que la intensificación agrícola no tiene un efecto negativo evidente sobre los dos aspectos de la salud evaluados, aunque estos efectos podrían verse enmascarados por factores a nivel individual, del sitio de nacimiento y de las condiciones ambientales.

En el último capítulo, se evaluó la exposición a pesticidas inhibidores de la actividad de la colinesterasa (organofosforados y carbamatos, dos de los grupos de pesticidas más comúnmente utilizados en la agricultura moderna) en el marco del gradiente de intensificación agrícola que se encuentra en la provincia de La Pampa. Si bien la actividad de la colinesterasa fue ligeramente menor en el área agrícola intensiva con respecto a las restantes áreas, estas diferencias no fueron significativas. Este resultado podría estar indicando que la exposición a pesticidas es reducida o al menos no deja señales muy evidentes en los individuos analizados. Sin embargo, la actividad de la colinesterasa en plasma es una medida más imprecisa y de vida más corta del efecto que tienen los agroquímicos inhibidores de colinesterasa, que si dichos niveles de actividad son medidos en el cerebro. Además, debido a que los niveles de actividad de esta enzima pueden reestablecerse luego de un evento de exposición cabe la posibilidad que exista una discordancia entre la toma de muestras y los momentos en los cuales se realizan las aplicaciones de pesticidas en el área de estudio. Por último, los bajos valores de actividad de la colinesterasa detectados, que por otra parte, coinciden con valores de referencia publicados en otros trabajos, sugieren que la actividad de esta enzima es muy baja en la especie y por lo tanto la metodología utilizada no permitió evaluar diferencias entre las áreas.

Los resultados recabados en el desarrollo de esta tesis indican que los cambios producidos en los sistemas agrícolas vinculados a los procesos de intensificación y expansión de la agricultura, así como el clima, interactúan para modelar la dieta, la reproducción y el estado de salud del Halconcito colorado de forma compleja. La cobertura de usos del suelo que más se ha reducido por efecto directo del proceso de intensificación agrícola en la región pampeana y las áreas transformadas del Espinal, son los pastizales, que van desapareciendo progresivamente. Estos ambientes en declive, parecen tener sin embargo efectos positivos sobre diversos parámetros de la reproducción del Halconcito colorado, por lo que su progresiva desaparición posiblemente genere un efecto negativo sobre la reproducción de la especie a escala regional.

Desde el punto de vista de la conservación, de esta tesis se pueden extraer algunas conclusiones. Por un lado, mantener los márgenes de vegetación natural a lo largo de los campos y/o caminos y la creación de parches o bandas de pasturas intercaladas en los márgenes de los campos podrían paliar en cierta medida los efectos negativos de la destrucción de pastizales. Estas prácticas podrían servir no sólo para mantener la heterogeneidad ambiental en paisajes agrícolas homogeneizados sino que además servirían para incrementar los hábitats refugio para las presas del Halconcito colorado y otras especies, además de fomentar la provisión de servicios ecosistémicos. Por otro lado, las precipitaciones ejercen un papel clave en la reproducción, favoreciéndola cuando se produce en la primavera antes de la puesta y con efectos negativos cuando se produce con intensidad en el período de crecimiento de los pichones. En el marco del actual cambio climático, el estudio de especies que demuestran una clara sensibilidad a la climatología como el Halconcito colorado podría ser clave para entender las consecuencias en la fauna de dichos cambios.

Este estudio representa una aproximación al conocimiento de aspectos básicos sobre la biología, ecología y ecotoxicología del Halconcito colorado y de cuan complejas pueden ser respuestas de las aves de presa a cambios en los usos de suelo. La realización de estudios que impliquen el monitoreo de la adecuación ecológica o *fitness* de las aves rapaces en relación a los tipos de cultivo y la exposición a contaminantes será fundamental para explicar los patrones de ocupación del espacio e identificar los factores limitantes que de manera directa determinan dichos patrones. Asimismo, permitirán identificar los posibles mecanismos que contribuyan a la toxicidad o rendimiento reproductivo subóptimo de las aves. Esta información, permitiría delimitar los efectos y costos de estas transformaciones del hábitat sobre los individuos y sus poblaciones.

BIBLIOGRAFÍA

- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, et al. (2005). Global consequences of land use. *Science* 309:570-574.
- Grande, J. M., P. M. Orozco-Valor, M. S. Liébana, y J. H. Sarasola (2018). Birds of prey in agricultural landscapes: The role of agriculture expansion and intensification. En *Birds of prey. Ecology and conservation in the XXI century*. Springer, p. 197 a 228.
- Matson, P. A., W. J. Parton, A. G. Power, y M. J. Swift (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277:504-509.
- Newton, I. (1979). *Population ecology of raptors*. T & A D Poyser, Berkhamsted, UK.
- Sergio, F., I. Newton, y L. Marchesi (2005). Conservation: Top predators and biodiversity. *Nature* 436:192.

ANEXO 1

Trabajo de respaldo

Exceptionally Large Clutches in Two Raptors Breeding in Nest Boxes

Author(s): Paula M. Orozco-Valor and Juan M. Grande

Source: Journal of Raptor Research, 50(2):232-236.

Published By: The Raptor Research Foundation

DOI: <http://dx.doi.org/10.3356/0892-1016-50.2.232>

URL: <http://www.bioone.org/doi/full/10.3356/0892-1016-50.2.232>

BioOne (www.bioone.org) is a nonprofit, online aggregation of core research in the biological, ecological, and environmental sciences. BioOne provides a sustainable online platform for over 170 journals and books published by nonprofit societies, associations, museums, institutions, and presses.

Your use of this PDF, the BioOne Web site, and all posted and associated content indicates your acceptance of BioOne's Terms of Use, available at www.bioone.org/page/terms_of_use.

Usage of BioOne content is strictly limited to personal, educational, and non-commercial use. Commercial inquiries or rights and permissions requests should be directed to the individual publisher as copyright holder.

LETTER

J. Raptor Res. 50(2):232–236

© 2016 The Raptor Research Foundation, Inc.

EXCEPTIONALLY LARGE CLUTCHES IN TWO RAPTORS BREEDING IN NEST BOXES

PAULA M. OROZCO-VALOR AND JUAN M. GRANDE¹

Instituto de las Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas de Argentina, Avenida Uruguay 151, (6300) Santa Rosa, La Pampa, Argentina
and

Centro para el Estudio y Conservación de las Aves Rapaces en Argentina, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa, Avenida Uruguay 151, (6300) Santa Rosa, La Pampa, Argentina

KEY WORDS: *Ferruginous Pygmy-Owl*; *Glaucidium brasilianum*; *American Kestrel*; *Falco sparverius*; *breeding*; *clutch size*; *nest box*.

In birds, clutch size can be affected by many factors. These factors include territory quality, food availability, predation pressure, parasitism, competition for nesting sites, nest size, age, and body condition of breeding birds, and finally, by various abiotic factors (Lack 1954, Högstedt 1980, Korpimäki 1985, Martin et al. 2000).

The Ferruginous Pygmy-Owl (*Glaucidium brasilianum*) is a small owl that breeds from southern U.S.A., mainly Texas and Arizona, south to the center of Argentina (Holt et al. 1999). In such a large range, it inhabits tropical, subtropical, and semiarid forests, as well as areas with pastures and shrubs. In Argentina the species occupies diverse wooded areas, from small groves to large forests (Narosky and Yzurieta 2003). It is considered a generalist predator, feeding mostly on insects and small vertebrates (Holt et al. 1999, Proudfoot and Johnson 2000, Sarasola and Santillán 2014). One review reported a mean clutch size of 3.3 eggs and a range of 2–5 eggs in 43 nests, although with no geographic location (Holt et al. 1999). In North America, Proudfoot and Johnson (2000) found an average clutch size of 4.9 (range 3–7 eggs, $n = 58$ nests) in Texas. In Arizona and Mexico, mean clutch size was 4.2 eggs (range 2–6 eggs, $n = 229$ nests) and most nests produced four young (range = 1–5 young, $n = 186$ nests) in natural cavities (Flesch 2007). In South America, information on this species' breeding biology is scarce. König and Weick (2008) mention clutch sizes ranging from three to five eggs. In the dry Chaco of Argentina, clutch size in two nests averaged five eggs and brood size was 3.3 nestlings per nest ($n = 2$ nests, Carrera et al. 2008). De La Peña (2010) reports a clutch size of five eggs, with four nestlings per nest in three nests in the Espinal.

The American Kestrel (*Falco sparverius*) is a small falcon widely distributed in America from Alaska and Canada in the north to Tierra del Fuego and Islas Malvinas (Falkland Islands) in the south. It inhabits most natural and modified environments through the continent as long as they contain

some open areas; it is not present in heavily forested areas, the tundra, and some areas of the Amazon basin and coastal Brazil (del Hoyo et al. 1994, Ferguson-Lees and Christie 2001, Smallwood and Bird 2002). In Argentina, it occurs throughout the country, occupying almost all ecosystems, being especially abundant in agricultural areas and other open areas (Donázar et al. 1993, De la Peña and Rumboll 1998, Narosky and Yzurieta 2003). An opportunist-generalist predator, the kestrel feeds on insects and small vertebrates (Ferguson-Lees and Christie 2001, Smallwood and Bird 2002, Sarasola et al. 2003, Liébana et al. 2009). Its breeding biology has been extensively investigated in North America using both natural nests and nest boxes (Smallwood and Bird 2002), but little studied in South America (Balgooyen 1989, De Lucca and Saggese 1993, Sarasola et al. 2003, Liébana 2008, Santillán et al. 2009, Liébana et al. 2013). In the northern hemisphere, where several large-scale long-term studies have been conducted, clutch sizes usually range from four to six eggs, with rare extreme ranges of 1–7 and a single record of eight eggs that was discounted because it was presumed to be the product of two females (Bird and Palmer 1988, Smallwood and Bird 2002). As an example, Wiebe and Bortolotti (1995) studied 1124 clutches during 3 yr in Saskatchewan and found only 48 clutches of six eggs (4.3%) and none of seven or eight. In Venezuela, mean clutch size was 3.7 eggs (range of 2–5 eggs, $n = 12$ nests, Balgooyen 1989). In Patagonia, De Lucca and Saggese (1993) found 3.2 nestlings per nest ($n = 6$ nests), whereas in our study area, the semiarid forests of central Argentina, Liébana (2008) reported a mean clutch size of 4.3 eggs (range 2–5 eggs) and a reproductive rate of 2.7 nestlings per nest (range 2–5 nestlings, $n = 6$ nests). We here present records of exceptionally large clutches in 2014 for the American Kestrel and the Ferruginous Pygmy-Owl, both breeding in nest boxes in central Argentina.

In 1998, we installed 10 nest boxes for American Kestrels in Parque Luro Natural Reserve, a remnant of semiarid forest of Caldén (*Prosopis caldenia*) located 35 km south of Santa Rosa, La Pampa province, in central Argentina. The following year, 40 additional boxes were put up in the reserve (Liébana 2008, Liébana et al. 2013). Since then, between 13 and 50 nest boxes have been monitored

¹ Email address: manuhola@yahoo.es

Table 1. Nest-box availability and occupancy by American Kestrels and Ferruginous Pygmy-Owls in a semiarid forest and agricultural land in La Pampa Province, central Argentina from 1998 to 2014. Data for the semiarid forest from 1998 to 2010 taken from Liébana et al. (2013).

| HABITAT | NO. OF NEST BOXES | YEAR | | | | | | | | | | | |
|--------------------|--|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2006 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 |
| Semiarid forest | No. available nest boxes | 10 | 50 | 42 | 42 | 42 | 42 | 13 | 19 | 24 | 24 | 24 | 24 |
| | No. occupied by American Kestrels | 2 | 7 | 7 | 8 | 8 | 5 | 6 | 6 | 4 | 6 | 6 | 12 |
| | No. occupied by Ferruginous Pygmy-Owls | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Agricultural lands | No. available nest boxes | | | | | | | | | 50 | 80 | 80 | 80 |
| | No. occupied by American Kestrels | | | | | | | | | 33 | 74 | 73 | 78 |
| | No. occupied by Ferruginous Pygmy-Owls | | | | | | | | | 0 | 0 | 0 | 0 |

annually in the reserve, except in 2004–2005 and 2007–2009. In 2011, another 50 boxes were put up on power poles in an agricultural area between the towns of Anguil, Colonia Barón, and Winifreda, approximately at 30–70 km north-northeast of Santa Rosa, La Pampa. The area is characterized by a rotation of crops and cattle in a matrix of croplands and pastures, with small fragments of Caldén forest. In 2012, another 30 boxes were put up on power poles in a more intensively farmed area, mostly devoted to soybean production, close to the towns of Intendente Alvear and Ojeda in northwestern La Pampa province, at approximately 180–190 km from Santa Rosa (Table 1). These newer sets of boxes have been monitored annually since they were put up. All nest boxes were constructed approximately following the design of Bortolotti (1994), although with a larger entrance hole (ca. 9 cm in diameter), as we initially expected that they might also be occupied by the Spot-winged Falconet (*Spizapteryx circumcincta*). The breeding season in our study area (from egg-laying to fledging) began in late October and ended in late December–early January (Liébana et al. 2009). In each year, we monitored the boxes regularly every week until the clutch was complete and then not again until near the presumed hatching date. We considered a box occupied if we observed breeding behavior such as a copulation near the box or a prey delivery by the male to the female, if we found a nest cup within the box and saw the adults near the box, or if we found adults, eggs, or fledglings inside the box during the breeding season.

Since 2011, a high percentage of boxes were occupied by American Kestrels in agricultural lands (from 66%

[33 of 50] in 2011 to 97.5% [78 of 80] in 2014), whereas the percentage in Parque Luro Natural Reserve has typically been <25%, although in the 2014 season, it was of 50% (Table 1). Ferruginous Pygmy-Owls rarely used the nest boxes, occupying them only in 3 yr of 12, no more than 7.1% of the boxes in any single year, and only in Parque Luro Natural Reserve. In the 2014 breeding season, one of the boxes in Parque Luro Natural Reserve was occupied by Ferruginous Pygmy-Owls (Table 1). This pair produced an exceptional clutch of seven eggs (to our knowledge the largest clutch ever recorded for the species in South America, Fig. 1), from which six nestlings hatched. Although the information on clutch or brood size for the species in South America is scarce, there are no records of even a six-egg clutch, suggesting that this



Figure 1. Seven-egg clutch of Ferruginous Pygmy-Owl (*Glaucidium brasilianum*) in a nest box in Parque Luro Natural Reserve in the 2014 breeding season, La Pampa, Argentina.



Figure 2. Seven- and eight-egg clutches of American Kestrels (*Falco sparverius*) in two nest boxes in agricultural lands in the 2014 breeding season, La Pampa, Argentina.

clutch was indeed a rare event. In the northern hemisphere, Proudfoot and Johnson (2000) reported a range of 3–7 eggs, indicating that there was at least one seven-egg clutch among 58 monitored nests. However, Flesch (2007) did not record any seven-egg clutches among 229 nests in Arizona and Mexico, suggesting again that the clutch size we found in Parque Luro Natural Reserve represents a rare event.

In the same 2014 breeding season, we also recorded unusually large clutches for American Kestrels, with six clutches of six eggs, and three clutches of seven eggs among 88 recorded clutches. Eight eggs were found in another box, although they apparently resulted from two separate laying episodes: on the first visit on 30 October 2014, we found five eggs and 19 d later there were eight eggs in the box. On subsequent visits, the number of eggs was reduced to three. Two young hatched and fledged, but their hatching date indicated that the eggs were laid around 16 November 2014, 16 d after our first visit. This suggests there were two laying episodes, the first producing 5–6 eggs and the second, at least 15 d later yielding 2–3 eggs. We don't know whether clutches belonged to one or two different females; however, the female in this box was particularly defensive and we observed no differences in its attack intensity throughout the season, suggesting that it was the same individual. Although there was a progressive reduction in the number of eggs present in the box, the eight eggs were perfectly ordered in the box when we found them on our second visit on 19 November, as if they were all being properly incubated (Fig. 2). In all the remaining large clutches, eggs hatched when predicted according to the laying dates.

No more than six nestlings hatched in any of the exceptional clutches, which might be expected, as American Kestrels only rarely are able to raise six fledglings and seem to have difficulties properly covering large clutches (Bortolotti and Wiebe 1993, Wiebe and Bortolotti 1995). For American Kestrels, six-egg clutches in our study area, although rare,

were found in some previous years. One such clutch was recorded in each of 2001, 2002, 2003 (Liébana pers. comm.), and 2011 breeding seasons, two were recorded in 2013, and none in the remaining years. In our study area, there were no previous records of seven or eight eggs in a box in the past, and records of clutches of six or more eggs are rare elsewhere (Bird and Palmer 1988, Wiebe and Bortolotti 1995, Smallwood and Bird 2002). Our results, even considering that the number of occupied boxes in the early years was low (2–6; Table 1), suggest that in our study area a relatively high percentage of pairs can have unusually large clutches in certain years: ca. 12% in 2001 and 2002, 20% in 2003 and 10% (with a much larger sample size) in 2014.

Clutch size is related to latitude, with larger clutches farther from the equator. Larger females and spacious nest boxes are also correlated with larger clutches (Lack 1954, Korpimäki 1985). In previous seasons, breeding parameters in our study area were similar to those reported in other areas, at least in the case of American Kestrels for which there is more information (Bird and Palmer 1988, Smallwood and Bird 2002, Liébana 2008, Liébana et al. 2013). Therefore, the high frequency of unusually large clutches we report for 2014 (and some previous years in the case of the American Kestrel) are probably the result of exceptionally good years in food resources for these two species, or at least the result of the birds' perception of the year as exceptionally good. Long-term monitoring of larger samples of pairs in coming years will eventually allow us to analyze potential sources of variation in breeding success and assess environmental factors supporting the unusually large clutches reported in this study.

We thank F.G. López, M.E. Rebollo, A. Marzalletti, C. López, M. Simón, J. Mallet, S. Castro, J. Etcheverry, A. Costán, A. Fonseca, A. Videla, F. Moreno, D. Orozco, H. Marani, M. De Benito, B. Vogler, M. Santillan, S. Liébana, A. Mansilla, I. Luque, L. Grande, Pocho, I.

Zuazagoitia, E. López, A. Pedrajas, and J.H. Sarasola for their help with the fieldwork. The study was conducted under permits from the Subsecretaría de Ecología (La Pampa province, Argentina) to work in Parque Luro Natural Reserve and from the Dirección de Recursos Naturales (La Pampa province, Argentina). Financial support was provided by CONICET (PIP 2012-2014 no. 11420110100366 to J.M. Grande), the ANPCyT (PICTO 2011 0229 UNLPam to J.M. Grande), The Peregrine Fund (American Kestrel Partnership) and Grupo Asegurador La Segunda. Three anonymous referees greatly improved an earlier version of this report.

LITERATURE CITED

- BALGOOYEN, T.G. 1989. Natural history of the American Kestrel in Venezuela. *Journal of Raptor Research* 23: 85–93.
- BIRD, D.M. AND R.S. PALMER. 1988. American Kestrel. Pages 253–290 in R.S. Palmer [Ed.], *Handbook of North American birds*. Vol. 5: diurnal raptors. Part 2. Yale Univ. Press, New Haven, CT U.S.A.
- BORTOLOTTI, G.R. 1994. Effect of nest-box size on nest-site preference and reproduction in American Kestrels. *Journal of Raptor Research* 28:127–133.
- AND K.L. WIEBE. 1993. Incubation behaviour and hatching patterns in the American Kestrel *Falco sparverius*. *Ornis Scandinavica* 24:41–47.
- CARRERA, J.D., F.J. FERNANDEZ, F.P. KACOLIRIS, L. PAGANO, AND I. BERKUNSKY. 2008. Field notes on the breeding biology and diet of Ferruginous Pygmy Owl (*Glaucidium brasilianum*) in the dry Chaco of Argentina. *Ornitología Neotropical* 19:315–319.
- DE LA PEÑA, M.R. 2010. Nidos de aves Argentinas (CD-ROM). Universidad Nacional del Litoral, Santa Fe, Argentina.
- AND M. RUMBOLL. 1998. *Birds of southern South America and Antarctica*. Harper Collins Publishers, London, U.K.
- DEL HOYO, J., A. ELLIOTT AND J. SARGATAL. 1994. *Handbook of the birds of the world*, Vol. 2. New World Vultures to Guinea Fowl. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- DE LUCCA, R.E. AND M.D. SAGGESE. 1993. Nidificación del halconcito colorado (*Falco sparverius*) en la Patagonia. *Hornero* 13:302–305.
- DONÁZAR, J.A., O. CEBALLOS, A. TRAVAINI, AND F. HIRALDO. 1993. Roadside raptor surveys in the Argentinean Patagonia. *Journal of Raptor Research* 27:106–110.
- FERGUSON-LEES, J. AND D.A. CHRISTIE. 2001. *Raptors of the world*. Christopher Helm, London, U.K.
- FLESCH, A.D. 2007. Population and demographic trends of Ferruginous Pygmy-Owls in northern Sonora Mexico and implications for recovery in Arizona. Report to Defenders of Wildlife, Tucson Audubon Society, Rincon Chapter of the Sierra Club, and Center for Biological Diversity, Tucson, AZ U.S.A.
- HÖGSTEDT, G. 1980. Evolution of clutch size in birds: adaptive variation in relation to territory quality. *Science* 210:1148–1150.
- HOLT, D.W., R. BERKLEY, C. DEPPE, P.L. ENRÍQUEZ-ROCHA, P.D. OLSEN, J.L. PETERSEN, J.L. RANGEL-SALAZAR, K.P. SEGARS, AND K.L. WOOD. 1999. Strigidae species accounts. Pages 153–243 in J. del Hoyo, A. Elliott, and J. Sargatal [Eds.], *Handbook of the birds of the world*, Vol. 5. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- KÖNIG, C. AND F. WEICK. 2008. *Owls: a guide to the owls of the world*. Christopher Helm, London, U.K.
- KORPIMÄKI, E. 1985. Clutch size and breeding success in relation to nest-box size in Tengmalm's Owl *Aegolius funereus*. *Holarctic Ecology* 8:175–180.
- LACK, D. 1954. The significance of clutch-size. *Ibis* 89:302–352.
- LIÉBANA, M.S. 2008. *Ecología reproductiva del halconcito colorado (Falco sparverius) en nidos artificiales en el bosque semiárido del centro de Argentina*. B.S. thesis, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- , J.H. SARASOLA, AND M.S. BÓ. 2009. Parental care and behavior of breeding American Kestrels (*Falco sparverius*) in central Argentina. *Journal of Raptor Research* 43:338–344.
- , ———, AND M.Á. SANTILLÁN. 2013. Nest-box occupancy by Neotropical raptors in a native forest of central Argentina. *Journal of Raptor Research* 47: 208–213.
- MARTIN, T.E., P.R. MARTIN, C.R. OLSON, B.J. HEIDINGER, AND J.J. FONTAINE. 2000. Parental care and clutch sizes in North and South American birds. *Science* 287: 1482–1485.
- NAROSKY, T. AND D. YZURIETA. 2003. *Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay*. Vázquez Mazzini Editores y Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- PROUDFOOT, G.A. AND R.R. JOHNSON. 2000. Ferruginous Pygmy-Owl (*Glaucidium brasilianum*). In A. Poole [Ed.], *The birds of North America online*, No. 498. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY U.S.A. <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/498> (last accessed 4 January 2016).
- SANTILLÁN, M., A. TRAVAINI, S.C. ZAPATA, A. RODRÍGUEZ, J. DONÁZAR, D.E. PROCOPIO, AND J.I. ZANÓN. 2009. Diet of the American Kestrels in Argentine Patagonia. *Journal of Raptor Research* 43:377–381.
- SARASOLA, J.H. AND M.Á. SANTILLÁN. 2014. Spatial and temporal variations in the feeding ecology of Ferruginous Pygmy-Owls (*Glaucidium brasilianum*) in semiarid forests of central Argentina. *Journal of Arid Environments* 109:39–43.
- , ———, AND M.A. GALMES. 2003. Food habits and foraging ecology of American Kestrels in the semiarid forests of central Argentina. *Journal of Raptor Research* 37:236–243.

SMALLWOOD, J.A. AND D.M. BIRD. 2002. American Kestrel (*Falco sparverius*). In A. Poole [Ed.], The birds of North America online, No. 602. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY U.S.A. <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/602> (last accessed 4 January 2016).

WIEBE, K.L. AND G.R. BORTOLOTTI. 1995. Egg size and clutch size in the reproductive investment of American Kestrels. *Journal of Zoology* 237:285–301.

Received 11 June 2015; accepted 22 October 2015