



FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA

Tesina presentada para obtener el grado académico de
LICENCIADA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

USO Y SELECCIÓN DE SITIO REPRODUCTIVO Y HÁBITOS TRÓFICOS DEL
CARANCHO (*Caracara plancus*) EN EL NORESTE DE LA PAMPA

JULIETA MALLET

SANTA ROSA (LA PAMPA)

ARGENTINA

AÑO 2016

PREFACIO

Esta Tesina es presentada como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Licenciado en Ciencias Biológicas, de la Universidad Nacional de La Pampa y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad ni en otra Institución Académica. Se llevó a cabo en el Centro para el Estudio y Conservación de Aves Rapaces en Argentina (CECARA), dependiente del Departamento de Recursos Naturales, durante el período comprendido entre el 7 de septiembre de 2015 y el 18 de marzo de 2016, bajo la dirección del Dr. Juan Manuel Grande y la codirección de la Dra. María Soledad Liébana.

Agradecimientos

- A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y la Universidad Nacional de La Pampa, por permitirme formarme bajo el ala de la educación pública.
- A los integrantes del jurado, por sus aportes y contribuciones a esta tesis.
- A mis directores Manu y Sole, por sus aportes, correcciones, paciencia y sobre todo calidez y generosidad.
- A toda la gente del CECARA por la ayuda, la buena onda de siempre y los lindos momentos compartidos.
- A Migue, maestro, por la gran ayuda tanto en el campo como en el laboratorio.
- A mis amigos, por bancarme y estar siempre.
- A mi familia, especialmente a mis padres por el esfuerzo, el apoyo incondicional y darme la posibilidad de estudiar y cumplir mis sueños.
- A Jana, Canela, Jipi y Soni, que me acompañaron en este camino...

07/04/2016

Mallet, Julieta

CENTRO PARA EL ESTUDIO
Y CONSERVACIÓN
DE LAS AVES RAPACES
EN ARGENTINA

FACULTAD DE CIENCIAS
EXACTAS Y NATURALES

UNIVERSIDAD NACIONAL
DE LA PAMPA

RESUMEN

En las últimas décadas la conversión de tierras para uso agrícola-ganadero en la Argentina se ha acelerado. Las rapaces son depredadores tope que, por su baja abundancia relativa y sus amplios rangos de acción, son especialmente sensibles a los cambios ambientales. El objetivo de esta tesina es aportar información sobre el hábitat de nidificación y la dieta del Carancho (*Caracara plancus*) en los agroecosistemas pampeanos, así como evaluar la fidelidad al nido de la especie en distintos ambientes. Se buscaron nidos de la especie en la Reserva Provincial Parque Luro (bosque de Caldén *Prosopis caldenia*) y en un área agrícola-ganadera al noreste de La Pampa. En la zona agrícola los Caranchos utilizaron árboles más altos que los encontrados al azar y evitaron nidificar en zonas con cobertura de bosque nativo en un radio de 500 m del nido, posiblemente para reducir la probabilidad de sufrir depredación. En Parque Luro la reutilización de los nidos fue mayor que en la zona agrícola tal vez debido a una menor incidencia de las molestias y la persecución humana dentro del área protegida. A través del análisis de egagrópilas recolectadas debajo de nidos y dormideros analizamos la dieta en la zona agrícola. Se identificaron 2052 ítems presas provenientes de 171 egagrópilas. Los artrópodos fueron las presas más comunes aunque la carroña constituiría la mayor proporción de biomasa ingerida. A pesar de la baja amplitud de su nicho trófico, la especie puede considerarse una especie oportunista y generalista.

ABSTRACT

During the last decades, the conversion of lands for agriculture and livestock breeding increased in Argentina. Birds of prey are top predators that because their low relative abundance and wide home-ranges, are particularly sensitive to environmental changes. Our objective here is to provide information about the nesting habitat and diet of the Southern Caracara (*Caracara plancus*) in Pampean agroecosystems, as well as assess the fidelity to the nest of Caracaras in two contrasting environments. We searched for nests of the species in, Parque Luro Natural Park (native forest) and in agroecosystems in the northeast of La Pampa province. In the agroecosystems, Southern Caracaras nested in trees higher than random trees and in areas without native forest, probably to reduce the chances of nest predation. The reoccupation of nests was higher in Parque Luro probably because the protected area successfully reduced the incidence of disturbance and persecution towards the species. Through the analysis of pellets collected under nests and roosts, we analyzed the species diet in the agricultural area. We identified 2052 prey items from 171 pellets. Arthropods were the most abundant prey, although carrion accounted for a largest proportion of ingested biomass. Despite its low food-niche breadth, the species can be considered as a generalist and opportunistic species.

INDICE

Resumen	2
Introducción General	6
Especie de estudio.....	8
Objetivos.....	12
Hipótesis.....	12
Área de estudio.....	12
Capítulo 1. Uso y selección de sitio reproductivo del Carancho (<i>Caracara plancus</i>)	17
Introducción	17
Metodología	20
Búsqueda de nidos y selección de sitios control	20
Caracterización del hábitat reproductivo	20
Sitio de nidificación	20
Territorio entorno al nido	21
Reutilización de los nidos	22
Análisis estadístico	22
Resultados	23
Sitio de nidificación	23
Territorio entorno al nido	25
Reutilización de los nidos	26
Discusión	28
Sitio de nidificación	28
Territorio entorno al nido	29
Reutilización de los nidos	31
Capítulo 2. Hábitos tróficos del Carancho (<i>Caracara plancus</i>) en los agroecosistemas pampeanos	34
Introducción	34
Metodología	36
Resultados	37
Discusión	44

Conclusiones	47
Bibliografía	48

INTRODUCCIÓN GENERAL

A partir de la última mitad del siglo XX, las actividades humanas comenzaron a cambiar los ecosistemas terrestres a un ritmo acelerado, reemplazándose aproximadamente el 40% de la superficie continental de la vegetación natural por cultivos y tierras destinadas al uso ganadero (Ramankutty y Foley 1999, Tilman et al. 2001). Los agroecosistemas pueden ser definidos como ecosistemas que son manejados por el hombre con la finalidad de producir alimentos y fibras de valor para sí mismos (Swift et al. 2004), por lo que son sometidos a frecuentes e intensas modificaciones tanto de sus componentes bióticos como abióticos (Coleman y Hendrix 1988, Soriano y Aguiar 1998). Estas intervenciones afectan prácticamente todos los procesos ecológicos, desde el comportamiento de los individuos y la dinámica de las poblaciones hasta su composición y estructura, así como también los flujos de materia y energía (Ghersa y Martínez-Ghersa 1991). En tal sentido, el establecimiento de los agroecosistemas y la intensificación de los usos del suelo se encuentran entre las principales fuentes de cambio global (Baldi et al. 1996, Matson et al. 1997, Foley et al. 2005) y de impacto sobre la biodiversidad (Sala et al. 2000, Donald 2004, Foley et al. 2005, Kareiva et al. 2007, Bilenca et al. 2008). Si bien los procesos característicos de los ecosistemas tales como la competencia, la depredación y la herbivoría continúan operando cuando el sistema silvestre es reemplazado, éstos son ahora regidos de un modo peculiar por las labranzas, el manejo de los animales, la aplicación de distintos tipos de subsidios, las operaciones de cosecha, etc. (Soriano y Aguiar 1998). Los ambientes naturales de la República Argentina han sufrido, al igual que el resto del planeta, diversas transformaciones a lo largo de los últimos siglos, en gran medida debido a la acción humana (Brown et al. 2006), ocupando cerca del 80% de su territorio con actividades agrícolas, ganaderas y forestales, lo cual ha generado un impacto importante en la base de sus recursos naturales (Pérez Pardo 2005). Las regiones más transformadas han sido los pastizales Pampeanos, las selvas Paranaenses y los bosques xerófilos del Espinal y el Chaco (Brown et al. 2006).

La pampa argentina es una amplia llanura con más de 58 millones de hectáreas de tierra, más o menos fértiles, adecuada para la cría de ganado y la producción de cultivos. Análogamente a lo ocurrido en otras regiones templadas, la implantación de agroecosistemas en los pastizales de la región pampeana modificó sustancialmente su estructura y funcionamiento (Ghersa y León 2001, Viglizzo et al. 2005). Este cambio regional se produjo tanto por la conversión de los pastizales naturales en campos de labranza como también por una gradual intensificación

de la agricultura en las tierras ya cultivadas (Viglizzo 1994). A estos cambios en el uso de la tierra como producto del reemplazo de vegetación nativa por cultivos, se le ha sumado también una intensificación de las prácticas agrícolas en desmedro de la actividad ganadera (Grau et al. 2005). En sus inicios, la actividad agrícola se encontraba limitada a zonas de la región pampeana cuyas condiciones climáticas y edáficas óptimas permitían la implantación de cultivos, quedando así las zonas menos favorables bajo un régimen de explotación ganadero o agro-ganadero (Viglizzo 1994). Luego, la implementación de nuevas tecnologías, como el reemplazo del sistema de labranza convencional por el sistema de siembra directa y la creación de variedades de semilla cada vez más resistentes a la sequía (Bilenca et al. 2008), permitieron la intensificación de las actividades agrícolas en la región, provocando una rápida transformación de muchas zonas que empleaban sistemas mixtos de producción a sistemas exclusivamente agrícolas (Rabinovich y Torres 2004). Asimismo, en zonas de ecotono entre la región pampeana y ambientes de bosques xerófilos o secos, como el Espinal hacia el oeste o el Chaco semiárido en el norte, este proceso ha avanzado incluso sobre el bosque nativo generando el desmonte en amplias superficies para la subsiguiente implantación de cultivos de oleaginosas, particularmente de soja (Donald 2004).

El funcionamiento de los agroecosistemas está regulado en gran medida por la biodiversidad, que provee además de la producción de alimentos, numerosos servicios ecosistémicos (Altieri 1999, Jackson et al. 2007, Zaccagnini 2013). El proceso de intensificación agrícola, lleva aparejada una simplificación espacial y temporal del paisaje que resulta en una pérdida importante de la heterogeneidad de los ambientes, lo cual se traduce de forma directa en una reducción en la biodiversidad asociada a dichos ambientes (Altieri 1999, Benton et al. 2003, Paruelo et al. 2005, Codesido et al. 2008). La flora y fauna de los pastizales pampeanos no han sido la excepción y se han visto seriamente alteradas por la actividad agraria (Bilenca 2000).

Las comunidades de aves responden a las transformaciones introducidas por el hombre en los agroecosistemas, con respuestas desde la escala de paisaje hasta la de microhábitat (Andrén 1994, McLaughlin y Mineau 1995, Tilman 1999, Herzon y O'Hara 2007). Sin embargo, los efectos de estas transformaciones no son uniformes para todas las especies sino, más bien, diferenciales (Hansen y Urban 1992, Vickery et al. 1999, Fahrig 2003). Así, las características particulares de cada especie determinan las escalas espaciales de sus respuestas, con las consecuentes repercusiones para las interacciones interespecíficas y la estructura de la comunidad (Codesido et al. 2008). En general, la mayoría de las especies responde de manera

negativa, sobre todo las especies raras o especialistas (McKinney y Lockwood 1999, La Sorte 2006, Codesido et al. 2012), las cuales se convierten en más raras aún disminuyendo su abundancia, retrayendo su distribución y, en muchos casos, extinguiéndose localmente (Vickery et al. 1999, Andrén 1994, Leveau y Leveau 2004, Filloy y Belloq 2007(a), Cozzani 2009, Schrag et al. 2009, Johnson 2011). No obstante, la alteración humana del hábitat puede beneficiar a especies generalistas (Allen y O'Connor 2000) que son menos sensibles o incluso pueden adaptarse con éxito a los sistemas agrícolas intensivos y tomar ventaja de estos cambios (Bucher y Nores 1988, O'Connor et al. 1999, Filloy y Belloq 2007(a), Leveau y Leveau 2004, Johnson 2011).

Las aves rapaces por su baja abundancia y sus amplias áreas de forrajeo, suelen ser especialmente sensibles a alteraciones importantes de los ecosistemas tales como la presencia de contaminación, la fragmentación y pérdida del hábitat, o la actividad y persecución humana, por lo tanto suelen ser excelentes bioindicadores (Newton 1979, Bierregaard 1998, Sergio et al. 2004). En la región pampeana, la información existente acerca de la abundancia, riqueza y distribución de estas aves sugiere que, en general, existe una correlación positiva con la cubierta de vegetación nativa y negativa con el uso agrícola (Rabuffetti y Reborada 1999, Pedrana et al. 2008, Schrag et al. 2009, Gavier-Pizarro et al. 2012) e incluso, a escala regional, un mayor impacto negativo de la agricultura por sobre la ganadería (Filloy y Belloq 2007(b)). Asimismo, la selección de hábitats de caza podría estar influenciada por la disponibilidad y accesibilidad de las presas (Leveau y Leveau 2002).

Especie de estudio

El género *Caracara* posee una distribución limitada en Estados Unidos, pero está presente en casi todo México y Sudamérica hasta Tierra del Fuego (Hellmayr y Conover 1949, White et al. 1994). De este género, antiguamente considerado monoespecífico, se reconocen en la actualidad tres especies: *Caracara lutosa* (actualmente extinta), *Caracara cheriway* y *Caracara plancus* (Dove y Banks 1999).

El Carancho (*Caracara plancus*) (Fig. 1) es un Falcónido de unos 51-64 cm. de tamaño (Ferguson-Lees y Christie 2001) que se distribuye en Perú, Brasil, Bolivia, Paraguay, Uruguay, Chile y Argentina (Hellmayr y Conover 1949, Meyer De Schauenseer 1970, White et al. 1994) (Fig. 2). En Argentina, es una especie frecuente que se encuentra a lo largo de todo

el territorio nacional habitando todo tipo de ambientes, desde selvas de montaña hasta las áridas estepas patagónicas, pasando por ambientes urbanos (Narosky y Yzurieta 2003). La especie es una de las rapaces más comunes en los agroecosistemas que en la actualidad ocupan la mayor parte de lo que antiguamente eran los pastizales pampeanos. Sin embargo, varios estudios han encontrado relaciones negativas entre la densidad de Caranchos y la intensificación agrícola (Carrete et al. 2009, Filloy y Bellocq 2007(b), Gavier-Pizarro et al. 2012), y relaciones positivas con la cantidad de pastizales implantados o naturales (Pedrana et al. 2008, Schrag et al. 2009). Estos resultados indican que esta rapaz es claramente susceptible de verse afectada por las diferentes actividades y modificaciones humanas de estos ambientes, si bien se desconocen cuáles son los factores directos que determinan estos efectos negativos. De hecho, si bien existe amplia información sobre la ecología de su especie hermana en Norte América, *Caracara cheriway*, es muy poco lo que se sabe de la especie para Sudamérica. En Argentina, por ejemplo, además de las relaciones ya mencionadas de la abundancia de la especie con variables descriptivas del hábitat a gran escala, tan solo hay algunos estudios generales y descriptivos de la dieta (Travaini et al. 2001, Vargas et al. 2007, Idoeta et al. 2012), de biología reproductiva (Salvador 2013) y de caracterización del sitio de nidificación (Travaini 1994, Goldstein 2000).

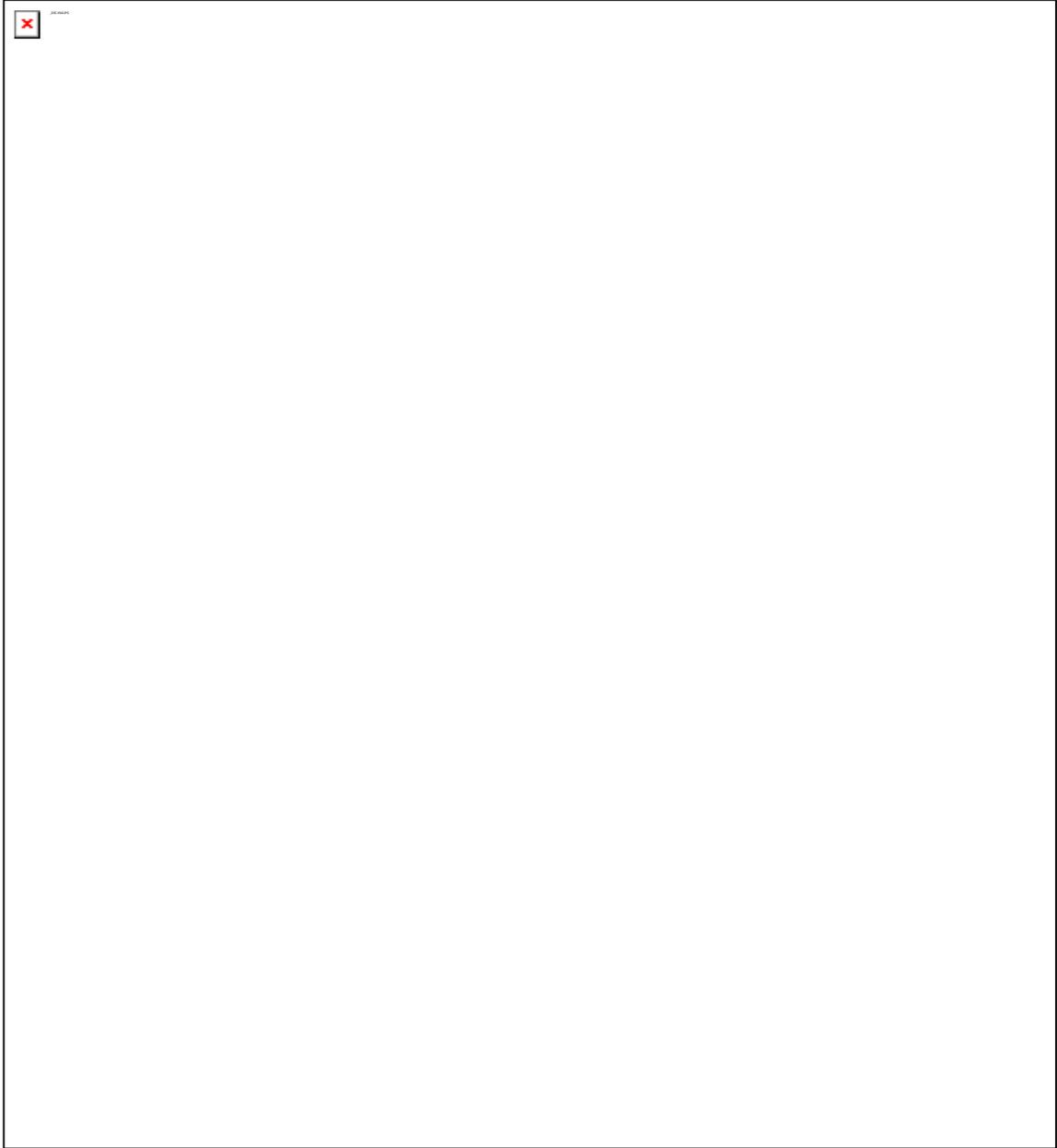


Figura 1. Individuo adulto de Carancho (*Caracara plancus*). (Foto: Paula M. Orozco)

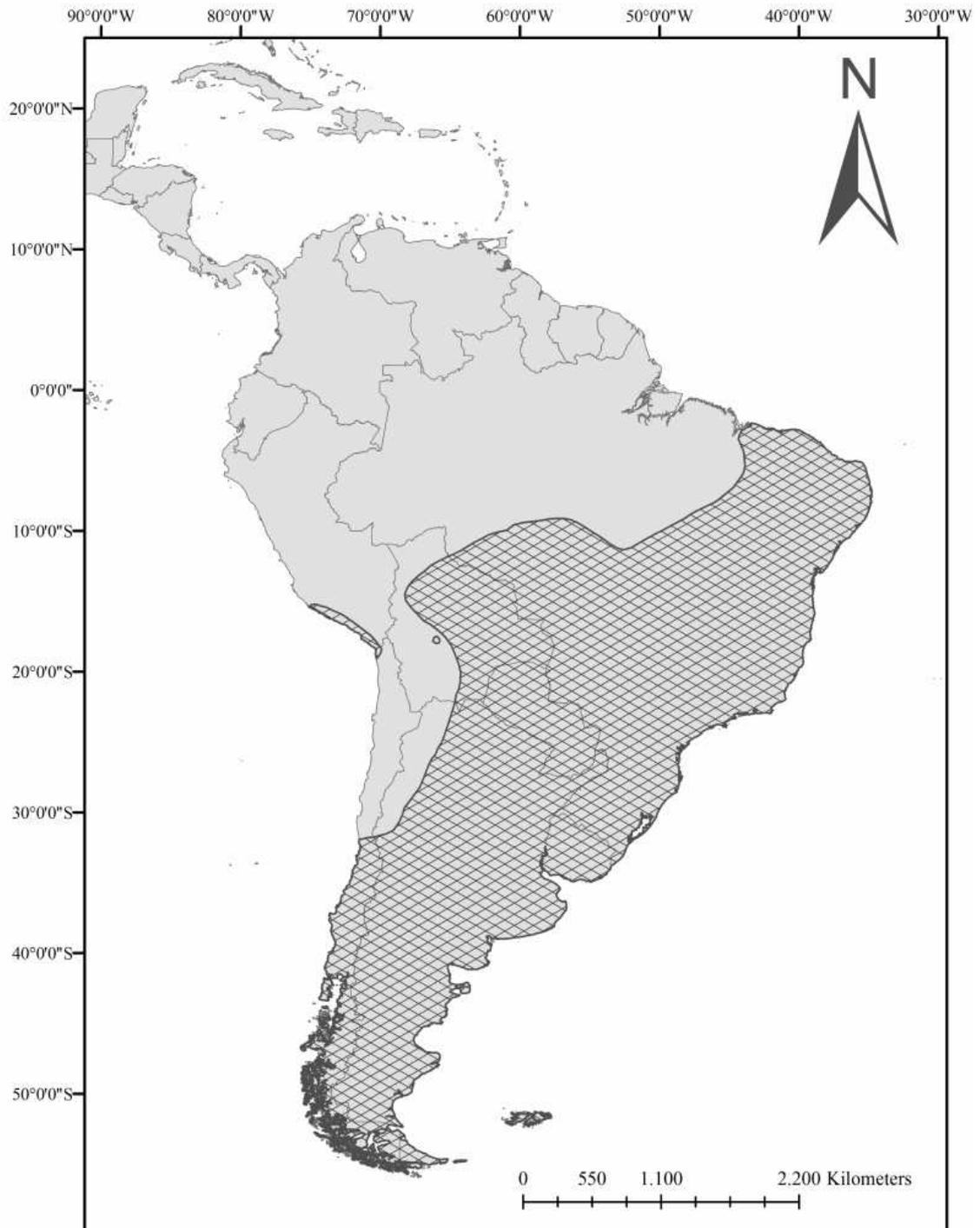


Figura 2. Mapa de distribución del Carancho *Caracara plancus* (Modificado de: Digital Distribution Maps of the Birds of the Western Hemisphere 2003).

Objetivo General

Aportar información acerca del hábitat de nidificación y la dieta del Carancho (*Caracara plancus*), así como también sobre el posible efecto de la actividad humana en los agroecosistemas pampeanos en la reutilización de los lugares de nidificación.

Objetivos específicos

1. Caracterizar el patrón de ocupación espacial y la selección de territorios reproductivos del Carancho en áreas agrícolas a escala de sitio y territorio de reproducción.
2. Comparar el patrón de reutilización de los nidos de Carancho entre una zona de bosque protegida (Reserva Provincial Parque Luro) y un área de producción agroganadera fuertemente antropizada.
3. Describir la dieta del Carancho en los agroecosistemas pampeanos durante la época reproductiva.

Hipótesis

H1. Los distintos usos de la tierra determinan cambios en la estructura del paisaje, lo cual influye en el patrón de ocupación espacial y selección de territorios de nidificación del Carancho.

H2. La exposición de los nidos del Carancho a la actividad humana varía en función de los distintos ambientes, afectando la vulnerabilidad de la especie ante la persecución. Esto afectará al patrón de reutilización de los nidos.

H3. La intensificación agrícola lleva aparejada una progresiva reducción en la heterogeneidad del hábitat, lo cual se traduce en un cambio en la disponibilidad de alimento que influye sobre la dieta del Carancho.

Área de estudio

El presente estudio se realizó en una zona agrícola de aproximadamente 7000 km² ubicada al noreste de la provincia de La Pampa, y en el área protegida Parque Luro ubicada en el departamento de Toay, a 35 km al sur de Santa Rosa, La Pampa (Figs. 3a y 3b).

La zona agrícola incluye parcial o totalmente los departamentos de Chapaleufú, Trenel, Conhelo, Quemú Quemú, Capital, Catriló y Toay. Se encuentra delimitada por la ruta nacional

Nº 14 al sur, y un camino vecinal paralelo a ésta a una distancia de 110 km hacia el norte, y la ruta nacional Nº 35 al oeste y un camino vecinal paralelo a 64 km hacia el este. La zona se halla en la zona de transición entre los bosques del Espinal y los Pastizales Pampeanos, si bien en la actualidad está profundamente modificada y se caracteriza por la alternancia de diversos tipos de usos agrícolas formando un mosaico de ambientes de cultivos, pasturas implantadas y plantaciones de especies de árboles exóticos con escasos remanentes de pastizales naturales y de vegetación arbórea nativa (Figs. 4a y 4b). El clima en esta región es subhúmedo seco, el régimen de la distribución de las lluvias a lo largo del año en La Pampa muestra que las mayores precipitaciones medias mensuales ocurren en el semestre estival (octubre a marzo) con picos mayores en octubre y/o marzo. Los suelos tienen una mayor evolución con diferenciación de horizontes diferenciados y predominan los molisoles (Cano et al. 1980).

La Reserva Provincial Parque Luro (Fig. 4c) cubre una superficie de 7604 ha y se encuentra localizada en la región fitogeográfica del Espinal, Distrito del Caldén, el cual se extiende desde el Sur de San Luis y centro de la Pampa al sur de la provincia de Buenos Aires (Cabrera 1976). Representa el paisaje característico de la Ecorregión del Espinal, predominante de llanura plana a suavemente ondulada. La vegetación típica es un estrato arbóreo dominado por el bosque abierto de caldén (*Prosopis caldenia*), alternado con arbustos de diversas especies (*Condalia microphylla*, *Schinus fasciculatus*, *Lycium gilliesianum* y *L. chilense*) y un estrato herbáceo de gramíneas. En algunas áreas del Parque son comunes amplias zonas abiertas dominadas por médanos, parches aislados de chañar (*Geoffroea decorticans*) y pastizal sammófilo (Cano et al. 1980).

El clima en esta región es templado cálido, subhúmedo seco con una temperatura media anual comprendida entre los 14 a 16 ° C. La precipitación media anual es de 790 mm (período 1991-2001) con una importante variación mensual e interanual. Las mayores precipitaciones medias mensuales ocurren en el semestre estival (octubre a marzo), mientras que en el invierno las precipitaciones son escasas (Cabrera 1976).



Figura 3a. Detalle y ubicación de la provincia de La Pampa y del área de estudio.

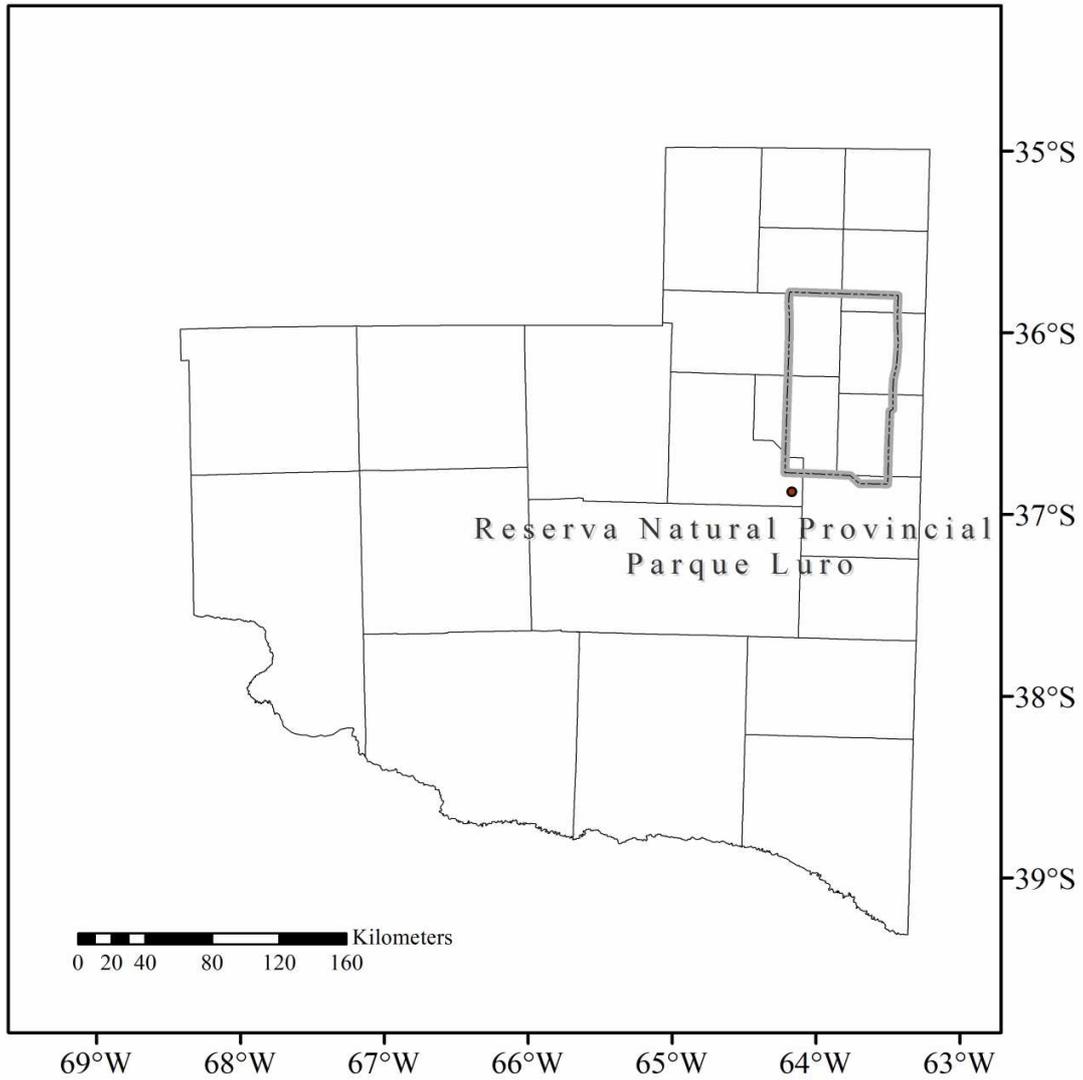


Figura 3b. Situación de la Reserva Natural Provincial de Parque Luro y de la zona agrícola estudiada (área destacada con trazo gris más grueso al norte de Parque Luro) en la Provincia de La Pampa.



Figura 4. Paisajes característicos de la zona agrícola (a, b) y de la Reserva Provincial Parque Luro (c).

Capítulo 1: Uso y selección de sitio y territorio reproductivo del Carancho (*Caracara plancus*)

INTRODUCCIÓN

Entender por qué los animales no están distribuidos al azar a través del paisaje ha sido uno de los principales objetivos de la ecología desde hace algún tiempo (Cody 1985, Wiens 1989). Los individuos seleccionan dónde vivir (Cody 1985) y es posible encontrar correlaciones entre la distribución, abundancia y demografía de los organismos y las variables del medio ambiente (Buckland y Elston 1993, Morrison et al. 1998, Rushton et al. 2004, Guisan y Thuiller 2005). Los patrones de uso de hábitat de una especie son consecuencias de las decisiones tomadas por los individuos en el momento de seleccionar un lugar para establecer un territorio de cría o invernada (Wiens 1989, Jones 2001). A pesar de que existen muchas evidencias que apoyan la importancia de las variables del microhábitat (estructura, vegetación, recursos alimentarios) en las relaciones entre las aves y sus hábitats, este enfoque puede no ser adecuado para describir completamente la selección de hábitat por las especies que responden a los recursos en otras escalas (Johnson 1980, Sánchez-Zapata y Calvo 1999, Young y Hutto 2002). Es decir, los patrones y procesos ecológicos suelen ser dependientes de la escala geográfica (Mitchell et al. 2001, Sergio et al. 2003), de forma tal que las poblaciones generalmente están influenciadas por la forma en la que el hábitat se distribuye a través del paisaje en el espacio y en el tiempo (Levin 1992, Martínez et al. 2003).

En la selección del hábitat de nidificación influyen diversos factores ambientales como las características del terreno, la presencia de competidores, las condiciones meteorológicas y el tipo de paisaje (Ontiveros 1999, Sánchez-Zapata y Calvo 1999, McDonald et al. 2004, Sergio et al. 2004), así como también la disponibilidad de presas y el grado de antropización del medio (Newton 1979, Donázar 1988). Debido a sus hábitos y su capacidad de movilidad, las aves rapaces suelen exhibir áreas de acción de grandes dimensiones, por lo que la selección de hábitat ocurre a múltiples escalas espaciales, desde el nivel de micro-hábitat hasta el nivel de paisaje (Newton 1979). Las aves rapaces constituyen un grupo particularmente sensible a las actividades humanas. Su posición como depredadores tope en las tramas tróficas, sus amplias áreas de acción y sus bajas densidades las hacen sensibles a la fragmentación y la pérdida de hábitat (Bierregard 1998). La intensificación de la agricultura, el pastoreo, la tala de bosques,

el avance de la urbanización, la contaminación y la persecución humana constituyen los factores principales que afectan a las poblaciones de aves rapaces. Además, factores que afectan a sus presas como puede ser el uso de pesticidas, pueden provocar en las aves rapaces que las consumen tanto mortalidad directa (por ejemplo envenenamiento) como indirecta (por adelgazamiento de la cáscara de los huevos, que afecta a la reproducción) (Trejo 2007).

La abundancia y distribución de las aves rapaces se encuentra determinada, entre otras, por la oferta de recursos del ambiente (Preston y Beane 1996, Herremans y Herremans-Tonnoeyr 2000). En Argentina, existen estudios que demuestran un empobrecimiento en la riqueza y diversidad de las comunidades de aves rapaces en las zonas agrícolas con respecto a zonas menos modificadas (Travaini et al. 1995, Filloy y Bellocq 2007(b), Carrete et al. 2009). Desde una perspectiva regional, varias especies de aves rapaces han demostrado ser tolerantes a la transformación ambiental que sufrió la región pampeana desde la introducción del ganado en el siglo XVII, registrándose su presencia tanto en paisajes agrícolas como ganaderos. Sin embargo, varios trabajos señalan que, si bien las actividades agrícolas y ganaderas no limitan la presencia de varias especies de aves rapaces, el ensamble general es sensible al uso de la tierra y el uso agrícola tiene un impacto negativo mayor que el uso ganadero (Filloy y Bellocq 2007(b)). No obstante, es importante destacar que mientras algunas especies de aves rapaces se ven afectadas negativamente por estos cambios, otras poseen un comportamiento más plástico y son más tolerantes o incluso se pueden beneficiar de estos cambios, tomando ventajas de los nuevos hábitats (Sánchez Zapata y Calvo 1999, Tella y Forero 2000, Seoane et al. 2003, Sarasola y Negro 2006, Torre et al. 2007). Por lo tanto, el efecto del cambio sobre las especies depende de los requisitos que tengan cada una y la escala y nivel de perturbación del hábitat.

Los factores que determinan los patrones espaciales de distribución del Carancho han sido abordados en algunos estudios (Filloy y Bellocq 2007(b), Pedrana et al. 2008, Schrag et al. 2009, Gavier-Pizarro et al. 2012) mientras que sus preferencias en los sitios y hábitats de nidificación no han sido estudiadas más allá de las descripciones del sustrato y del entorno inmediato a los nidos (Travaini et al. 1994, Goldstein 2000, Salvador 2013). También es poco lo que se conoce acerca de los posibles efectos de los disturbios antropogénicos sobre el comportamiento demográfico de la especie.

La selección de sitios de nidificación es un aspecto fundamental de la biología reproductiva de las aves, ya que determina el entorno al que adultos, huevos y pichones estarán expuestos

durante los períodos críticos (Travaini et al. 1994). El objetivo general de este capítulo es evaluar el uso y la selección del hábitat reproductivo del Carancho en agroecosistemas pampeanos a dos escalas espaciales: a escala de sitio y de territorio de nidificación. A escala de sitio de nidificación se evaluó la selección en base al sustrato utilizado para emplazar los nidos así como características intrínsecas de los mismos.

A escala de territorio de nidificación evaluamos la selección del ambiente que realiza la especie. Cabe esperar la selección de ciertas características que puedan influir en la supervivencia y el éxito reproductivo. Estas variables de la estructura y la composición del paisaje pueden condicionar o generar diversos efectos. Por un lado la fragmentación y transformación de la tierra puede dar lugar a un cambio en los tipos y abundancia de los depredadores (Shapira et al. 2008). Por otra parte la interacción con las actividades humanas puede provocar un impacto negativo sobre la especie por pérdida y degradación del hábitat de nidificación, aumento de la mortalidad de individuos por colisiones con vehículos en rutas y caminos y por persecución directa (Morrison 1996). Debido a la proximidad del área reproductiva a tierras cultivadas y teniendo en cuenta su dieta (Vargas et al. 2007), existe riesgo de exposición a numerosos productos químicos agrícolas (Morrison 1996) y envenenamiento como consecuencia del control de mamíferos considerados plagas para la agricultura (Ramos 1986, Levy 1988). No obstante, un incremento en los campos bajo pastoreo y la cercanía a gallineros, mataderos y basurales, podría resultar beneficioso para una especie carroñera como el Carancho (Travaini et al. 2001), posiblemente debido a la mayor disponibilidad de alimento (Morrison 1996, Filloy y Belloq 2007(b)).

Por otro lado, en este capítulo también proponemos evaluar el potencial impacto de la antropización sobre esta especie en conflicto con el hombre. Analizamos las tasas de reocupación de los nidos de Carancho en dos áreas: en una zona agroganadera y en un área protegida de la provincia de La Pampa. El análisis de las relaciones entre la variación de las características del hábitat, la actividad humana y los parámetros reproductivos permitirá incrementar el escaso conocimiento que se tiene sobre su ecología básica y aportará al conocimiento sobre el conflicto depredador/humano en el que se ve inmersa la especie.

METODOLOGÍA

Búsqueda de nidos y selección de sitios control

Durante las temporadas reproductivas consecutivas desde el año 2010 a 2015, se inició una búsqueda intensiva de territorios y parejas reproductoras en la zona agrícola. Se realizaron recorridos a lo largo de la misma al comienzo de cada época reproductiva, ya que es durante este período cuando las aves rapaces son más conspicuas y su comportamiento (cópulas, cortejos, encuentros agonísticos intra y/o inter-específicos) permite identificar y localizar las parejas reproductoras y sus nidos con mayor facilidad. Una vez localizados los nidos fueron georreferenciados mediante la utilización de GPS. La ocupación de los nidos fue establecida de manera directa mediante la verificación de la presencia de huevos o pichones, utilizando para ello de un espejo sujeto al extremo de una caña. Esto permite observar el interior de los nidos de una manera más ágil, rápida y consecuentemente lo menos estresante posible para las aves. De manera indirecta se determinó su ocupación a partir de comportamientos de la pareja reproductiva entorno al nido. Para determinar si existen preferencias en la selección de sitios de nidificación, se seleccionaron de manera aleatoria un conjunto de sitios no ocupados por el Carancho. Para ello se marcaron puntos geográficos al azar incluidos dentro del área de estudio y en el campo se seleccionó como sitio definitivo el árbol más cercano al punto que pudiera ser ocupado por la especie. En caso de que el punto cayera a una distancia menor a 1km de algún nido, el mismo fue desechado y reemplazado por otro.

Caracterización del hábitat reproductivo

Sitio de nidificación

Se registraron dos variables para cada sitio de nidificación y punto control, la especie de árbol utilizada como sustrato (SpA) y la altura del árbol (AlA) mediante la utilización de un clinómetro (Suunto Inc.) (Tabla 1).

Territorio de nidificación

Para cada nido y cada sitio control georreferenciado se crearon áreas de influencia circular o *buffers* de 500 m de radio, definiéndolas como hábitat de nidificación con el nido ubicado en el centro (superficie = 78,5 hectáreas aproximadamente). Para cada uno de ellos, se creó una capa o archivo del tipo ESRI Shapefile (SHP), mediante el uso de un Sistema de Información Geográfica (SIG, ArcGis® Versión 9.3, ESRI). Estos archivos de tipo informático permiten almacenar ubicación geográfica e información sobre los atributos de las entidades geográficas. Las entidades geográficas fueron representadas por polígonos (áreas) sobre los cuales se digitalizaron los lotes y fisonomías presentes en cada área circular de 500 m de radio previamente definida, utilizando como base una imagen Google Earth® georreferenciada. Posteriormente, a campo, se registró el tipo de uso de suelo de cada polígono para obtener finalmente las superficies totales ocupadas en cada área circular por los distintos usos de suelo y fisonomías. Las variables registradas a campo fueron agrupadas en las siguientes categorías: Arboledas Implantadas (Arb), Bosque Nativo (BN), Pastizal (P), Cultivos (Cul) y Caminos (Cam) (Tabla 1).

Variables Explicativas	Descripción
Sitio de Nidificación	
SpA (Especie de árbol)	Especie del árbol sustrato.
AIA (Altura del árbol)	Altura del árbol sustrato en metros.

Territorio de Nidificación

Arb (Arboledas implantadas)	Montes o cortinas forestales de especies exóticas, principalmente Eucaliptus (<i>Eucalyptus sp.</i>) y Olmo (<i>Ulmus pumila</i>).
BN (Bosque Nativo)	Bosques naturales de Caldén (<i>Prosopis caldenia</i>).
P (Pastizal)	Lotes enmalezados, pastizales naturales, pasturas seminaturales y pasturas implantadas

	(ej: alfalfa, avena, cebadilla) y bordes de caminos con vegetación espontánea.
Cul (Cultivos)	Campos cultivados con soja, maíz, trigo, girasol, cebada y centeno, rastrojos y arados.
Cam (Caminos)	Rutas y caminos rurales

Tabla 1. Variables registradas para los sitios y territorios de nidificación, codificación, categorías y descripción.

Reutilización de los nidos

Complementando la búsqueda de territorios y parejas reproductoras en la zona agrícola, se realizó el mismo procedimiento en la zona protegida Reserva Provincial Parque Luro, durante las temporadas reproductivas comprendidas entre 2011 y 2015. Una vez localizados los nidos, también se registraron los sustratos utilizados para su emplazamiento y se georreferenciaron mediante la utilización de GPS. Estos nidos, así como los hallados en la zona agrícola, fueron visitados en épocas reproductivas consecutivas a fin de determinar si fueron o no reutilizados por la especie. Se consideró que fueron reutilizados si fueron ocupados por la especie durante al menos dos temporadas reproductivas.

Análisis estadístico

Debido a que las variables respuesta para identificar los patrones de selección de territorio de nidificación no mostraron una distribución normal las comprobaciones se realizaron mediante Modelos Lineales Generalizados (GLM) (McCullagh y Nelder 1989). Estos, constituyen una generalización de modelos matemáticos comúnmente usados en ecología como son las regresiones lineales, las regresiones logísticas o los análisis de varianza. En estos modelos se relaciona una variable respuesta, en este caso la ocupación o no de un nido según corresponda a un nido activo o un punto control, con la combinación lineal de las variables explicativas, para este caso las medidas para cada territorio de nidificación. Las comprobaciones estadísticas se realizaron a través de regresiones logísticas, dada la naturaleza de la variable ocupación, que toma valores de 0 y 1 (punto control y nido activo respectivamente), con distribución de errores Binomial y función de enlace *logit*. La estrategia de modelación fue en ambos casos, para sitio y territorio de nidificación, la de pasos hacia atrás (“*backwards*”). Mediante esta estrategia de selección de modelos se incluyeron inicialmente todas las

variables explicativas eliminándose sucesivamente de acuerdo a su significancia estadística hasta obtener un modelo mínimo adecuado donde todas las variables retenidas mejoraron el nivel de ajuste a un nivel de rechazo de $p < 0,05$ (Hosmer y Lemeshow 1989).

RESULTADOS

Sitio de nidificación

Para modelar la selección de sitio de nidificación se analizaron 23 nidos ocupados y 28 puntos control. Los resultados de los GLM evidenciaron que la variable altura del árbol sustrato (AIA) influyó significativamente sobre la selección del sitio de nidificación por parte de los Caranchos (Tabla 2).

Tabla 2. Resultados del modelo de regresión logística obtenido para la selección a nivel de sitio de nidificación del Carancho en ambientes agrícolas.

Coefficientes	Estimador	DE	X^2	p
Intercepta	1,46	0,67	-	-
Altura sustrato	0,16	-0.08	5,38	0,02

La variable especie de árbol sustrato (SpA) no contribuyó significativamente al modelo ($p > 0,05$). Las especies de árboles sustrato fueron, tanto en nidos ocupados activamente por el Carancho como en los puntos control, en su mayoría de la especie Caldén (*Prosopis caldenia*), seguido por Olmo (*Ulmus pumila*), Pino (*Pinus sp*) y por último Eucaliptus (*Eucalyptus sp*) (Tabla 3). La altura de los árboles sustrato fue mayor en los nidos ocupados que en los puntos control (Tabla 4, Fig. 5).

Tabla 3. Porcentajes registrados de especies de árboles soporte (SpA) para nidos ocupados (n = 23) y puntos control (n = 28).

	SpA (%)			
	Caldén	Olmo	Pino	Eucalyptus
Nidos ocupados	60,78	21,74	4,35	13,04
Puntos control	60,71	32,14	7,14	0

Tabla 4. Valores medios y desvíos registrados para alturas de árboles sustrato (AIA) expresados en metros para los nidos ocupados (n = 23) y los puntos control (n= 28).

	AIA (m)	
	Media	Desvío
Nidos ocupados	9,21	5,68
Puntos control	6,41	2,74

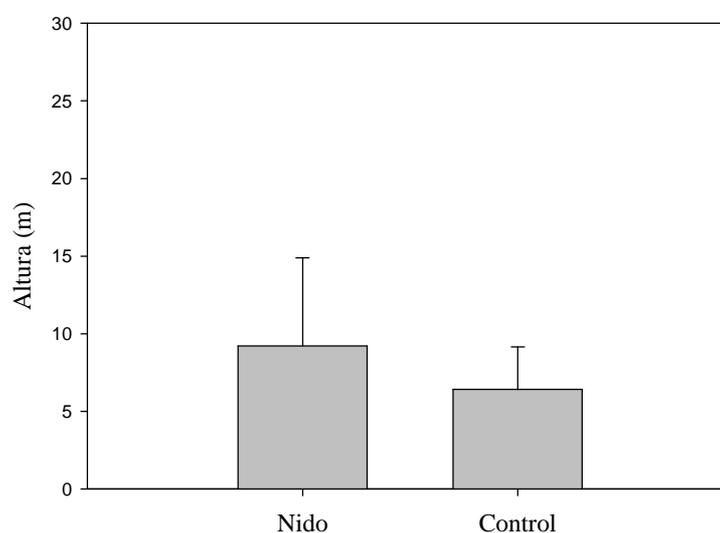


Figura 5. Altura de los árboles sustrato (AIA) en metros para los nidos ocupados (n = 23) y los puntos control (n= 28) (valores medios y desvíos estándar).

Territorio de nidificación

Para realizar la modelación a escala de hábitat de nidificación se utilizaron datos provenientes 44 nidos ocupados y de 34 sitios control. Los valores medios registrados para cada una de las variables explicativas del territorio de nidificación son expresados en la Tabla 5. Los resultados de los GLM evidenciaron que la variable Bosque Nativo influyó de forma negativa sobre la ocupación de los sitios por parte de los Caranchos (Tabla 6).

Tabla 5. Valores medios y desvíos estándar obtenidos para cada una de las variables explicativas en nidos ocupados (n= 44) y sitios control (n= 34), (ha: hectáreas).

		Nidos	Sitios control
Arboledas implantadas (ha)	Media	0,56	0,93
	DE	0,97	1,43
Bosque Nativo (ha)	Media	0,25	2,75
	DE	1,42	9,16
Pastizal (ha)	Media	37,96	44,83
	DE	29,47	22,30
Cultivos (ha)	Media	37,38	28,55
	DE	29,93	21,70
Caminos (ha)	Media	1,21	1,42
	DE	0,67	0,62

Tabla 6. Resultados del mejor modelo de regresión logística obtenido para la selección a nivel de territorio de nidificación, y valores del estadístico y su p asociado de los análisis de cambio de la desvianza.

Coefficientes	Estimador	DE	X^2	p
Intercepta	0,35	0,23	-	-
Bosque Nativo	-1,099e ⁻⁰⁵	8,637e ⁻⁰⁶	3,81	0,05

Reutilización de los nidos

Se localizaron un total de 9 nidos en Parque Luro y 18 en la zona agrícola. En ambas áreas de estudio, los sustratos más utilizados para emplazar los nidos fueron árboles autóctonos (ZA: 72,22%, n=18; PL: 55,56%, n=9), principalmente caldenes (*Prosopis caldenia*) (Tabla 7). A su vez, se encontró que en Parque Luro (PL) la reutilización de los nidos fue del 100% (n=9), mientras que en la zona agrícola (ZA) ésta fue del 66,67% (n=18) (Tabla 8). También en la zona agrícola hallamos indicios de persecución (Fig. 7) y muertos por colisión con vehículos, pero ningún caso similar en Parque Luro.

Tabla 7. Porcentaje registrados de especies de árbol sustrato utilizadas para emplazar los nidos de Carancho en la zona agrícola (ZA) y Parque Luro (PL).

Sustrato	ZA		PL	
	Nidos	Porcentaje	Nidos	Porcentaje
Caldén	13	72,22%	5	55,56%
Olmo	4	22,22%	0	0%
Pino	0	0%	1	11,11%
Eucalyptus	1	5,56%	0	0%
Molino	0	0%	3	33,33%
Total	18		9	

Tabla 8. Porcentaje de reutilización de los nidos por el Carancho en la zona agrícola (ZA) y Parque Luro (PL).

	ZA		PL	
	Nidos	Porcentaje	Nidos	Porcentaje
Reutilizados	12	66,67%	9	100%
No reutilizados	6	33,33%	0	0%
Total	18		9	



Figura 7. Indicio de persecución humana hacia el Carancho en zona agrícola (a) y otro ejemplar muerto por colisión vehicular en camino rural (b).

DISCUSIÓN

Sitio de nidificación

Los sitios de nidificación de las aves rapaces se caracterizan por ser estructuras que proporcionan suficiente soporte al nido y protección contra los depredadores, al mismo tiempo que comprenden sitios de forrajeo cercanos y áreas adecuadas para los adultos y juveniles (Titus y Mosher 1987, Speiser et al. 1998). La ubicación de este sitio y la estructura del hábitat pueden incluso ser más importantes que la composición de las especies de árboles para las aves rapaces (Bednarz y Dinsmore 1982).

En los agroecosistemas pampeanos el Carancho mostró preferencias de hábitat para nidificar a escala de sitio de nidificación, siendo la característica que influyó en dicha selección la altura del árbol soporte del nido, de forma tal que se seleccionaron árboles más altos que los disponibles. Las características del sitio de nidificación, tales como la altura del nido y su ocultamiento afectan indirectamente la supervivencia de las nidadas al influir sobre los riesgos de depredación (Thompson 2007). Es esperable entonces que estas características influyan sobre las decisiones que toman los individuos en relación a la selección de los sitios de nidificación en ambientes agrícolas (Whittingham y Evans 2004). Existen estudios realizados sobre los sitios de nidificación del Carancho que demuestran que los árboles seleccionados son típicamente los más altos y que construyen sus nidos en su mayoría en la parte superior del árbol (Travaini et al. 1994) o por debajo del canopeo donde están más ocultos pero con una tendencia hacia la máxima altura de construcción según las especies de árboles (Goldstein 2000). Esto también ha sido documentado para su especie hermana de Norteamérica *Caracara cheriway* (Dickinson y Arnold 1996, Rivera-Rodríguez y Rodríguez-Estrella 1998, Morrison 2007). De hecho Atkinson et al. (2007) encontraron en Norteamérica que los árboles con nidos eran efectivamente más altos que aquellos seleccionados al azar como control. Esto sugiere que existe cierta preferencia, ya sea por la estructura del árbol sustrato lo suficientemente grande como para soportar sus nidos voluminosos o por la cubierta adecuada para proteger a los pichones y juveniles (Goldstein 2000).

La selección de árboles de mayor altura que exhibió el Carancho en este estudio podría ser debida a una estrategia para reducir el riesgo de depredación de adultos y pichones en nido (Travaini et al. 1994, Rivera-Rodríguez y Rodríguez-Estrella 1998), una causa de fracaso nada desdeñable en las zonas agrícolas (obs. pers.). Una mayor altura de los nidos puede reducir el

riesgo de depredación por parte de mamíferos que serían menos propensos a detectarlos o a acceder a ellos en sitios más altos (Martin 1993, Thompson y Burhans 2004, Malan 2006). También puede hacer más efectivos los esfuerzos de defensa por parte de adultos, a través de una mejor visualización de las amenazas, y más tiempo y espacio para reaccionar ante potenciales intrusos (Morrison et al. 2006). La mayor parte de los nidos analizados se encontraron sobre ejemplares de Caldén (en general de mucho menor porte que especies introducidas como Olmos, Pinos o Eucaliptus), esto podría deberse a una baja disponibilidad relativa de las especies exóticas frente a los caldenes en determinadas zonas, como sugiere la mayor proporción de caldenes frente a las especies exóticas en los puntos al azar. Si bien la variable especie de árbol sustrato no resultó significativa, es de destacar que el 13% de los nidos estuvieron en Eucaliptus, especie de árbol que no fue seleccionada en el muestreo al azar, reforzando esta idea. Es decir, nuestros resultados sugieren que los Caranchos utilizan los árboles de mayor disponibilidad (caldenes) pero usan árboles más altos como Eucaliptus cuando se encuentran disponibles.

Otras características que no fueron analizadas en este estudio y que podrían influir sobre la selección del sitio de nidificación son la forma, orientación y composición del sustrato de nidificación; si se trata de un árbol aislado o se encuentra formando parte de pequeñas o grandes arboledas; la cobertura vegetal debajo del mismo, teniendo en cuenta su estructura, altura y composición (Travaini et al. 1994, Goldstein 2000, Atkinson et al. 2007, Morrison 2007).

Territorio de nidificación

La disponibilidad de un hábitat de nidificación adecuado influye directamente en el éxito reproductivo de las aves, y con ello, en los tamaños poblacionales locales (Newton 1979). La selección de este hábitat es un proceso activo en cual las especies responden a estímulos basados en un complejo de variables ambientales (Fretwell 1972). A escala de territorio de nidificación, los resultados de este estudio evidenciaron que la selección de hábitat reproductivo del Carancho mostró una mínima relación negativa con la presencia de bosque nativo. Hasta el momento no existe ningún estudio sobre la selección de hábitat de nidificación por parte de la especie en Sudamérica. Un estudio realizado en Texas con *Caracara cheriway*, analiza el tipo y la altura de la cobertura vegetal a una distancia proximal

(12m) y distal (60m) entorno al nido en un ambiente heterogéneo con diferentes paisajes como sabanas, matorrales, boques y pastizales (Actkinson et al. 2007). Estos autores hallaron que la especie seleccionó no sólo los árboles más altos como se comentó anteriormente, sino también diferencias en otras variables tales como menor porcentaje de hierbas nativas y mayor número y altura de plantas leñosas en zonas inmediatas alrededor del nido. El hábitat de nidificación de la especie en ese área de estudio estuvo caracterizado principalmente por pastizales abiertos, por lo cual se lo relaciona con sus hábitos de alimentación, ya que invierten mucho tiempo de forrajeo caminando sobre el suelo en busca de alimento como invertebrados y carroña (Morrison 1996). Otro estudio realizado en Florida con *Caracara cheriway* acerca de los patrones de distribución y actividad reproductiva en relación al uso de la tierra, indica que las parejas reproductivas mostraron selección del hábitat de nidificación, ya que en comparación con áreas aleatorias y el hábitat disponible, los hábitat utilizados por la especie tenían mayor proporción de pasturas implantadas y menor proporción de bosques, matorrales y marismas. Esto coincide o se aproxima en cierta manera a los resultados encontrados en nuestra área de estudio en los agroecosistemas pampeanos, en donde si bien no se observó una selección evidente o preferencia fuerte por algún tipo de uso de suelo en particular, los territorios con remanentes de bosque nativo cercano fueron los menos elegidos para nidificar por los Caranchos.

La selección de hábitat por las aves rapaces está influenciada por la estructura de la vegetación a nivel del suelo (Janes 1985, Pérez et al. 1996). La baja altura de las pasturas puede facilitar la búsqueda de alimento por parte del Carancho en estas áreas y proporcionar una menor cobertura para los depredadores terrestres (Morrison 2001, 2007). Esto podría explicar la selección negativa del bosque de caldén que estaría actuando de manera opuesta ofreciendo ocultamiento a los depredadores en el entorno cercano al nido. En este sentido hay que destacar que en nuestra área de estudio, si bien no se ha realizado un seguimiento intensivo, hemos registrado al menos cuatro eventos de depredación de adultos de Carancho en el nido por depredadores terrestres (Fig. 8), lo que sugiere que la presión por depredación en la selección de áreas de nidificación puede ser importante. Por otra parte, los campos bajo pastoreo podrían proporcionar una diversidad de recursos alimentarios predecibles para los Caranchos. Según Morrison 2001, las prácticas de pastoreo y de manejo de fuego pueden afectar la estructura de la vegetación y de las comunidades de presas de manera favorable para los Caranchos y es importante retener la existencia de las zonas ganaderas para la

conservación de su población. Sin embargo, nuestros resultados no demuestran una selección a favor de este tipo de ambientes. Esto puede deberse a varios motivos, por una parte, el Carancho es considerado dañino para el ganado por los productores agropecuarios, por lo que es posible que la persecución esté ejerciendo una selección en contra de la nidificación en áreas con pasturas. Por otra parte, la falta de selección clara de otras variables en los territorios de nidificación podría deberse a que los paisajes agrícolas son en general muy homogéneos (Bilenca et al. 2009). Además, estos paisajes pueden variar mucho de un año a otro de forma que campos cultivados hoy pueden pasar a pasturas al año siguiente y viceversa, enmascarando patrones de selección más sutiles. Asimismo también sería esperable que una especie como el Carancho con un área de acción tan amplia se encuentre realizando una selección del territorio reproductivo a una escala mayor que las 78,5 hectáreas que tuvimos en cuenta para este análisis. No se han realizado estudios similares en zonas de bosques donde las características que seleccionen probablemente varíen respecto a las elegidas en los ambientes agrícola-ganaderos. Serían necesarias investigaciones futuras para mejorar el conocimiento acerca de cómo las diferencias en la estructura de la vegetación pueden influenciar la selección del territorio de nidificación.



Figura 8. Adulto de Carancho (*Caracara plancus*) hallado depredado en el nido.

Reutilización de los nidos

El Carancho presentó una tasa de reutilización de los nidos en la zona agrícola menor en comparación con la hallada para la zona de bosque de la Reserva Provincial Parque Luro. Si bien en los agroecosistemas el porcentaje de reutilización de los nidos (n=18) fue superior a los no reutilizados, en el área protegida (n=9) este porcentaje no sólo fue el máximo, sino que además se confirmaron ocupaciones de un mismo nido de hasta 5 temporadas reproductivas consecutivas. Nuestros resultados contrastan con lo reportado para *Caracara cheriway* en Norteamérica, donde el mayor porcentaje de los nidos activos de la especie se encontraron en tierras privadas y muy pocos en tierras públicas manejadas como áreas naturales (sin producción agrícola y pastoreo limitado) dedicadas a la conservación de las comunidades de plantas y animales nativos. Asimismo en un gran número de áreas reproductivas (con 4 años de ocupación y reproducción documentados), las parejas que nidificaron en tierras cuyo uso principal era ganadero exhibieron mayores tasas de ocupación y mayor éxito reproductivo que parejas que nidificaron en tierras manejadas como áreas naturales (Morrison 2001).

A pesar de que existen estudios (incluido el presente trabajo) que han comprobado que la dieta del Carancho se compone principalmente de insectos (Vargas et al. 2007) y carroña (Travaini et al. 2001), esta especie es vista por los productores agropecuarios como un depredador de ganado y animales domésticos y por ello perseguido activamente. En este sentido, hemos encontrado en los agroecosistemas cinco casos de Caranchos muertos (uno de ellos en el nido) como consecuencia de la persecución humana. A pesar de no haber sido objeto de este estudio y por lo tanto carecer de resultados fehacientes, creemos que estos factores podrían estar influyendo en el patrón de reutilización de los nidos y por lo tanto posiblemente explicando la menor tasa de reutilización de los nidos hallada en zonas agrícolas.

Nuestros resultados sugieren que las reservas podrían jugar un rol importante en la conservación de los depredadores tope protegiendo efectivamente sus áreas de nidificación o al menos reduciendo el impacto de la actividad humana sobre ellas. El Carancho es un depredador tope de la cadena trófica por lo que juega un papel importante en los ecosistemas. Sin duda es necesario trabajar con los pobladores rurales para reducir la persecución que ejercen sobre el Carancho. Para ello es necesario transmitirles la importancia que pueden tener estas especies tanto para limpiar el campo de carroñas, como para ejercer un cierto control sobre las distintas especies presa de las que se alimentan. Mientras tanto, las áreas protegidas

podrían funcionar como reservorios y fuentes de individuos que garanticen la persistencia de la especie en el tiempo.

Capítulo 2: Hábitos tróficos del Carancho (*Caracara plancus*) en los agroecosistemas pampeanos

INTRODUCCIÓN

Los agroecosistemas se caracterizan por la generación y manejo de una comunidad simplificada, muchas veces dominada por especies exóticas al lugar, y donde las relaciones bióticas entre las diferentes comunidades que componen el sistema están de alguna u otra forma alteradas (Swift y Anderson 1992). La expansión de las tierras cultivadas, se traduce en cambios que afectan la abundancia y distribución de muchas especies que habitan estos ambientes, tales como pequeños mamíferos (particularmente roedores) (Bilenca et al. 2008) aves e invertebrados, muchos de ellos considerados plaga por los perjuicios económicos que generan en los agroecosistemas desde el punto de vista productivo (Kirk et al. 1996). Estos cambios no sólo pueden modificar la estructura de estas comunidades, sino también repercutir sobre las especies que conforman los eslabones superiores de la trama trófica y que se alimentan principalmente de ellos, como las aves rapaces (Bilenca et al. 2008). Las aves rapaces son depredadores tope de la cadena trófica, razón por la cual son piezas clave de los ecosistemas ya que su efecto modela en forma de cascada descendente los niveles tróficos inferiores, provocando efectos positivos sobre la estructura de las comunidades y los niveles de biodiversidad (Duffy 2002). La abundancia de presas y la disponibilidad de alimento dependiente de los distintos ambientes, influyen directamente en la selección del hábitat de forrajeo y por ende en la dieta de las aves rapaces (Terraube et al. 2014). La especialización en la dieta puede depender de: 1) la previsibilidad y heterogeneidad espacio-temporal en la abundancia de los recursos, 2) la experiencia cultural, y 3) la evolución de adaptaciones de forrajeo más eficientes (Partdrige y Green 1985, Sherry 1990, Durrell 2000). Debido a esto, las respuestas a las densidades de las presas suelen ser diferenciales si se trata de especies especialistas o generalistas, siendo las primeras más susceptibles y teniendo un menor éxito de forrajeo cuanto más especializados en una fuente de recursos son y cuando su presa principal es escasa (Terraube et al. 2011).

El Carancho es una de las especies de aves rapaces más susceptible de verse afectada por las diferentes actividades humanas en los agroecosistemas pampeanos. Los hábitos tróficos de

Caracara cheriway, especie homóloga del norte, han sido más estudiados y se describe la especie como oportunista (Palmer 1988, Del Hoyo et al. 1994) alimentándose principalmente de carroña, aunque también puede cazar presas vivas y robar comida de otras aves (Whitacre et al. 1982, Palmer 1988, Del Hoyo et al. 1994, Rodríguez-Estrella y Rivera-Rodríguez 1992, 1997, Morrison 1996, Morrison et al. 2008). Por su parte, el Carancho a pesar de ser una rapaz ampliamente distribuida en Sudamérica, ha sido poco estudiado y existen escasos trabajos sobre sus hábitos tróficos (Engh et al. 1997, Travaini et al. 2001, Vargas et al. 2007, Idoeta et al. 2012). En Argentina, la información disponible sobre la dieta del Carancho es en su mayoría general y descriptiva (Vargas et al. 2007). Los estudios sobre los hábitos tróficos de esta especie la describen típicamente como una rapaz oportunista y generalista, que en gran parte se alimenta de carroña (Bó et al. 2007, Travaini et al. 2001, Vargas et al. 2007) aunque se ha reportado que también caza una gran variedad de presas vivas, incluyendo mamíferos, aves, reptiles e insectos (Engh et al. 1997, Travaini et al. 2001, Vargas et al. 2007, Bó et al. 2007, Idoeta et al. 2012).

Para la Región Pampeana, un análisis anual de su dieta indica que los insectos constituyen su principal presa en número, pero representan la menor proporción en biomasa ingerida (Bó et al. 2007). En la Patagonia posee una dieta generalista, alimentándose principalmente de carroña de mamíferos y artrópodos, mientras que los vertebrados presa (mamíferos, aves y reptiles) se capturan principalmente para alimentar a los pichones, de esta forma los adultos minimizan el número de viajes de alimentación reduciendo el gasto energético al alimentar a sus crías (Travaini et al. 2001). Resultados similares fueron hallados en el Noroeste de Buenos Aires (Idoeta et al. 2012). En la Patagonia la carroña constituye un ítem importante en la dieta mientras que en la Región Pampeana lo constituyen las presas vivas, debido a la menor disponibilidad de aquel recurso (Vargas et al. 2007).

El Carancho responde a la actividad humana y específicamente a la disponibilidad de carroña, reaccionando positivamente a un incremento en el porcentaje de campos bajo pastoreo lo que resultaría en una mayor disponibilidad de alimento, fundamentalmente carroña (Fillooy y Bellocq 2007(b)). Debido a esto y al componente insectívoro en su dieta, es posible que la disponibilidad de presas de los agroecosistemas y la cercanía a mataderos y zonas de cría de ganado asociados a dichos ambientes influya sobre los hábitos tróficos de esta especie.

En este capítulo realizamos una evaluación cuantitativa de la dieta del Carancho durante la época reproductiva en agroecosistemas de La Pampa, para analizar de qué manera los cambios

en el uso de los suelos se ven reflejados en sus hábitos tróficos, comparándolos con estudios de dieta realizados en otros ambientes.

METODOLOGÍA

Durante las temporadas reproductivas 2013/2014 y 2014/2015 se recolectaron manualmente egagrópilas debajo de los nidos y en los sitios de percha utilizados por los adultos cerca de los nidos en la zona agrícola. Las mismas fueron disgregadas a mano y los restos identificables (plumas, pelos y elementos quitinosos) fueron observados mediante lupa binocular y/o microscopio para su identificación hasta el mayor nivel taxonómico posible (Fig. 9). La determinación de las aves se realizó a partir de cráneos, picos y plumas, utilizando la colección de referencia del Centro para el Estudio y Conservación de las Aves Rapaces en Argentina (CECARA) y en algunos casos las plumas se identificaron a partir de su microestructura (nodos y bárbulas) comparando con claves de referencia (Reyes 1992). Los restos de mamíferos se identificaron basándose en la estructura de los pelos (microestructura: escamas y médula) siguiendo la clave de Chehébar y Martín (1989) y en base a los dientes utilizando colecciones de referencia del laboratorio del Centro para el Estudio y Conservación de las Aves Rapaces en Argentina (CECARA, Universidad Nacional de La Pampa). Los insectos se identificaron a partir de mandíbulas, élitros y cabezas, utilizando colecciones de referencia también de dicho laboratorio.

Para cada taxón identificado se calculó su porcentaje de frecuencia numérica: %Ni, definido como la frecuencia de individuos de la presa i sobre número total de presas identificadas expresado en porcentaje (siendo ni el número de individuos del ítem presa i y m el número total de ítems presentes).

$$\% Ni = \frac{\sum_{i=1}^m ni}{\sum ni} \cdot 100$$

No se expresaron los resultados en términos de biomasa, debido a las dificultades en la evaluación de este parámetro para la porción de carroña en la dieta. Se utilizó como criterio de determinación aquellos ítems presa cuyo peso era mayor de 500 g, ya que probablemente

hayan sido consumidos como carroña. Algunos de los sitios de muestreo correspondieron a arboledas situadas cercanas a mataderos de ganado.



Figura 9. Egagrópila entera y luego de ser disgregada y clasificado su contenido, exhibiendo restos de artrópodos, pelos y plumas.

RESULTADOS

Durante ambas temporadas reproductivas se recolectaron y analizaron 171 egagrópilas, 119 pertenecientes a la temporada 2013/2014 y 52 a la temporada 2014/2015. La mayoría de las egagrópilas (90,64%) fueron recolectadas en arboledas utilizadas por los Caranchos como dormitorios, algunas de ellas ubicadas en zonas aledañas a frigoríficos y mataderos de ganado. El resto (9,36%) correspondieron a 7 sitios de nidificación. Se identificaron en total 2052 ítems presa pertenecientes a 2 clases de invertebrados: arácnidos e insectos, y 3 clases de vertebrados: mamíferos, aves y reptiles (Tabla 9). Los hábitos tróficos del Carancho en agroecosistemas pampeanos, correspondieron principalmente al consumo de carroña y artrópodos. En términos de frecuencia relativa, la mayor proporción de ítems presa estuvo representada por artrópodos (86,11%), seguido por mamíferos (9,13%), aves (4,48%) y reptiles (0,1%). Entre los artrópodos mejor representados se encontraron los coleópteros (50,54%, principalmente Tenebrionidae), himenópteros (18,66%, Formicidae) y ortópteros (7,89%, principalmente Acrididae). Dentro de los vertebrados, el mayor consumo correspondió a carroña de mamíferos y aves (60,70%), mientras que las principales presas vivas (39,30%) estuvieron representadas por aves (77,68%), principalmente Columbiformes (48,21%), incluyendo Torcaza (*Zenaida auriculata*) y Torcacita común (*Columbina pucui*). El

resto de las aves identificadas fueron Pirincho (*Guira guira*), Carpintero (*Colaptes sp.*) y Tordo músico (*Agelaioides badius*). Los reptiles (1,79%) de mayor consumo fueron pequeñas lagartijas del género *Liolaemus* y serpientes de la familia Colubridae. Dentro de los mamíferos sólo consumieron roedores (20,54%), entre los cuales predominaron *Eligmodontia sp.* y *Akodon sp.* En relación a los ítems presa considerados como carroña (8,43%), la mayor proporción estuvo representada por mamíferos (97,11%), principalmente ungulados (59,54%) y edentados (20,81%). Los grandes mamíferos correspondieron a ganado doméstico, tales como caballo (*Equus caballus*), vaca (*Bos taurus*) y oveja (*Ovis aries*). Respecto a los edentados se identificaron 2 especies: Peludo (*Chaetophractus villosus*) y Piche (*Zaedyus pichiy*). Las liebres europeas (*Lepus europaeus*) estuvieron representadas con una frecuencia del 12,72%, mientras que los carnívoros sólo por el 2,89%, identificándose el género *Felis* y dos especies, Perro doméstico (*Canis familiaris*) y Hurón menor (*Galictis cuja*). Entre los ítems presa menos consumidos y también considerados como carroña, se hallaron dos especies de aves (2,89%) del orden Anseriformes, el Pato cuchara (*Anas platalea*) y el Sirirí pampa (*Dendrocygna viduata*).

Partiendo de la base de estas frecuencias halladas para una dieta general de la especie en los agroecosistemas pampeanos, es importante remarcar que se encontraron diferencias en las proporciones para cada ítem presa de egagrópilas provenientes de arboledas (n=155, pertenecientes a individuos inmaduros no reproductores y adultos sin pareja) y aquellas recolectadas debajo de los nidos (n=16, individuos adultos reproductores y posiblemente pichones). Un análisis separado (Tabla 10) indica que en las arboledas la dieta estuvo dominada en términos de frecuencia relativa por los artrópodos, siendo más consumidos los coleópteros (57,44%), seguidos por himenópteros (13,41%), ortópteros (8,32%), dictiópteros (5,77%), lepidópteros (4,98%), neurópteros (0,40%) y arácnidos (0,34). De igual manera en los nidos también se halló una mayor proporción de invertebrados en la dieta (92,63%), pero las frecuencias dentro de cada grupo variaron con respecto a las arboledas, encontrándose mayor proporción de himenópteros (51,23%), seguidos por hemípteros (27,02%), coleópteros (7,72%), ortópteros (5,26%), dictiópteros (0,70%) y arácnidos (0,70%). En relación a las presas vertebradas, en ambos sitios el mayor consumo correspondió a los mamíferos (4,56 % en los nidos y 10,07% en arboledas), seguido por las aves (2,81% en los nidos y 3,9% en las arboledas) y un pequeño porcentaje de reptiles hallado sólo para las arboledas (0,11%). Dentro de esta proporción de vertebrados, observamos diferencias en aquellos ítems presa ingeridos

como carroña, habiéndose consumido mayor proporción de ungulados (5,66%), seguido por edentados (1,98%) lagomorfos (0,85%) y carnívoros (0,28%) en la dieta de individuos de arboledas, mientras que en los nidos la misma estuvo mayormente representada por lagomorfos (2,46%), ungulados (1,75%) y edentados (0,35%).

Tabla 9. Dieta general de *Caracara plancus* en agroecosistemas pampeanos durante las temporadas reproductivas 2013/2014 y 2014/2015 a través del análisis de egagrópilas. N= número de presas, F (%)= frecuencia numérica.

Presas	N	Frecuencia (%)
Mamíferos	191	9,31
Roedores	23	1,12
<i>Calomys sp.</i>	1	0,05
<i>Akodon sp.</i>	8	0,39
<i>Eligmodontia sp.</i>	10	0,49
<i>Ratus sp.</i>	1	0,05
<i>Galea musteloides</i>	1	0,05
Roedores NI	2	0,1
Edentados	36	7,75
<i>Chaetophractus villosus</i>	31	1,51
<i>Zaedyus pichiy</i>	4	0,19
Edentados NI	1	0,05
Lagomorfos	22	1,07
<i>Lepus europaeus</i>	22	1,07
Carnívoros	5	0,24
<i>Canis familiaris</i>	3	0,15
<i>Felis sp.</i>	1	0,05
<i>Galictis cuja</i>	1	0,05
Ungulados	103	5,02
<i>Equus caballus</i>	42	2,05
<i>Bos taurus</i>	32	1,56
<i>Ovis aries</i>	29	1,41
Mamíferos NI	2	0,1
Aves	92	4,48
Columbiformes	54	2,63
<i>Zenaida auriculata</i>	45	2,19
<i>Columbina pucui</i>	2	0,1
Columbiformes NI	7	0,34
Anseriformes	5	0,24
<i>Anas platalea</i>	4	0,19
<i>Dendrocygna viduata</i>	1	0,05
Cuculiformes	2	0,1
<i>Guira guira</i>	2	0,1
Piciformes	3	0,15
<i>Colaptes sp.</i>	3	0,15
Passeriformes	11	0,54
<i>Agelaioides badius</i>	1	0,05
Passeriformes NI	10	0,49
Aves NI	15	0,73
Huevos	2	0,1
Reptiles	2	0,1

<i>Liolaemus sp.</i>	1	0,05
Colubridae	1	0,05
Artrópodos	1767	86,11
Aracnida	8	0,39
Araneidos	7	0,34
Scorpiones	1	0,05
Insecta	1759	85,72
Coleoptera	1037	50,54
Carabidae	24	1,17
Scarabidae	313	15,25
Tenebrionidae	4	0,19
Curculionidae	174	8,48
Elateridae	6	0,29
Coleópteros NI	516	25,15
Hemiptera	77	3,75
Cicadidae	77	3,75
Hymenoptera	383	18,66
Formicidae	383	18,66
Orthoptera	162	7,89
Gryllidae	2	0,1
Acrididae	155	7,55
Tettigonidae	3	0,15
Ortóptero NI	2	0,1
Dictioptera	2	0,1
Mantidae	2	0,1
Neuroptera	7	0,34
Crisopidae	7	0,34
Lepidoptera	88	4,29
Artrópodos NI	3	0,15
<hr/>		
Total ítems presa	2052	
Amplitud de nicho trófico	7,17	
Amplitud de nicho trófico estandarizado	0,13	

Tabla 10. Dieta de *Caracara plancus* durante las temporadas reproductivas 2013/2014 y 2014/2015 en arboledas (n=155) y nidos (n=16) de agroecosistemas pampeanos. N= número de presas, F (%)= frecuencia numérica.

Presas	Arboledas (n=155)		Nidos (n=16)	
	N	Frecuencia (%)	N	Frecuencia (%)
Mamíferos	178	10,07	13	4,56
Roedores	23	1,3	0	0
<i>Calomys sp.</i>	1	0,06	0	0
<i>Akodon sp.</i>	8	0,45	0	0
<i>Eligmodontia sp.</i>	10	0,57	0	0
<i>Ratus sp.</i>	1	0,06	0	0
<i>Galea musteloides</i>	1	0,06	0	0
Roedores NI	2	0,11	0	0
Edentados	35	1,98	1	0,35
<i>Chaetophractus villosus</i>	30	1,7	1	0,35
<i>Zaedyus pichiy</i>	4	0,23	0	0
Edentados NI	1	0,06	0	0
Lagomorfos	15	0,85	7	2,46
<i>Lepus europaeus</i>	15	0,85	7	2,46
Carnívoros	5	0,28	0	0
<i>Canis familiaris</i>	3	0,17	0	0
<i>Felis sp.</i>	1	0,06	0	0
<i>Galictis cuja</i>	1	0,06	0	0
Ungulados	100	5,66	5	1,75
<i>Equus caballus</i>	42	2,38	0	0
<i>Bos taurus</i>	31	1,75	1	0,35
<i>Ovis aries</i>	25	1,41	4	1,4
Mamíferos NI	2	0,11	0	0
Aves	84	4,75	8	2,81
Columbiformes	50	2,83	4	1,4
<i>Zenaida auriculata</i>	41	2,32	4	1,4
<i>Columbina pucui</i>	2	0,11	0	0
Columbiformes NI	7	0,4	0	0
Anseriformes	3	0,17	2	0,7
<i>Anas platalea</i>	3	0,17	1	0,35
<i>Dendrocygna viduata</i>	0	0	1	0,35
Cuculiformes	2	0,11	0	0
<i>Guira guira</i>	2	0,11	0	0
Piciformes	3	0,17	0	0
<i>Colaptes sp.</i>	3	0,17	0	0
Passeriformes	11	0,62	0	0
<i>Agelaioides badius</i>	1	0,06	0	0
Passeriformes NI	10	0,57	0	0
Aves NI	13	0,74	2	0,7

Huevos	2	0,11	0	0
Reptiles	2	0,11	0	0
<i>Liolaemus sp.</i>	1	0,06	0	0
Colubridae	1	0,06	0	0
Artrópodos	1503	85,06	264	92,63
Aracnida	6	0,34	2	0,7
Araneidos	5	0,28	2	0,7
Scorpiones	1	0,06	0	0
Insecta	1497	84,72	262	91,93
Coleoptera	1015	57,44	22	7,72
Carabidae	24	1,36	0	0
Scarabidae	311	17,6	2	0
Tenebrionidae	4	0,23	0	0
Curculionidae	169	9,56	5	1,75
Elateridae	6	0,34	0	0
Coleópteros NI	501	28,35	15	5,26
Hemiptera	0	0	77	27,02
Cicadidae	0	0	77	27,02
Hymenoptera	237	13,41	146	51,23
Formicidae	237	13,41	146	51,23
Orthoptera	147	8,23	15	5,26
Gryllidae	1	0,06	1	0,35
Acrididae	141	7,98	14	4,91
Tettigonidae	3	0,17	0	0
Ortóptero NI	2	0,11	0	0
Dictioptera	0	0	2	0,7
Mantidae	0	0	2	0,7
Neuroptera	7	0,4	0	0
Crisopidae	7	0,4	0	0
Lepidoptera	88	4,98	0	0
Artrópodos NI	3	0,17	0	0
Total ítems presa	1767		285	

DISCUSIÓN

En los agroecosistemas pampeanos, el Carancho se comporta como un consumidor generalista alimentándose una gran variedad de presas, tal como ya ha sido descripto para otras áreas de su distribución (Travaini et al. 2001, Vargas et al. 2007). Su dieta incluye artrópodos como principal presa en número, aunque la carroña constituiría la mayor proporción de biomasa ingerida. Si bien, el patrón de consumo general fue similar entre los nidos (n=16) y los dormitorios (n=155), se observaron diferencias fundamentalmente en la frecuencia de aquellos ítems presa ingeridos como carroña y en las proporciones de los distintos grupos de artrópodos consumidos. A pesar de su baja amplitud de nicho trófico (0,13), como consecuencia del dominio de artrópodos en la dieta, podemos reforzar la idea de que se trata de una especie oportunista y generalista, que muestra variaciones más o menos marcadas de acuerdo a la región y la disponibilidad de presas y alimento temporal o local (Travaini et al. 2001, Vargas et al. 2007).

La gran abundancia de artrópodos en la dieta, podría deberse a los bajos costos de búsqueda de los mismos, lo cual resulta en un balance energético positivo, a pesar de su bajo aporte en biomasa (Bellocq 1988). Asimismo, también pueden ser ingeridos accidentalmente cuando se alimentan de carroña (Vargas et al. 2007). En términos generales, es posible que el mayor consumo de coleópteros se deba a la mayor abundancia de especies de este grupo en ambientes agrícola-ganaderos. De igual modo, el consumo elevado de himenópteros (formícidos) hallado podría ser resultado de su gran abundancia y diversidad en sistemas agrícolas (Casadío y Quirán 1990, Vilches y Quirán 2013). Por su parte los ortópteros, lepidópteros, hemípteros, neurópteros y dictiópteros estuvieron menos representados probablemente debido a que los manejos de estas tierras y la aplicación de insecticidas, podrían estar reduciendo su disponibilidad (Zalazar y Salvo 2007). Es importante destacar que un alto porcentaje de los coleópteros de la dieta del Carancho proviene de egagrópilas recolectadas en arboledas (n=155). Podríamos suponer entonces que este alto consumo es debido a que las arboledas implantadas generalmente están asociadas a zonas ganaderas y es allí donde los coleópteros (tanto adultos como larvas) son significativamente más abundantes, debido a que cuentan con las heces del ganado como fuente de alimento (Díaz Porres et al. 2014). Según un estudio que compara las comunidades de artrópodos en campos con diferentes sistemas de producción, su diversidad es mayor en campos con producción agrícola-

ganadera que en monocultivos (Lietti et al. 2008). De la misma manera, suponemos que podrían existir diferencias en cuanto a la riqueza y abundancia de los distintos grupos de artrópodos entre zonas provistas de implantaciones arbóreas y aquellas sin presencia de las mismas. Sin embargo, a pesar de estas diferencias encontradas entre ambos lugares, debemos aclarar que el tamaño muestral en los nidos es muy bajo ($n=16$) con respecto a las arboledas ($n=155$), por lo cual resulta muy difícil comparar y realizar generalizaciones.

En cuanto al consumo de vertebrados capturados como presas vivas, el mayor consumo correspondió a las aves, seguida por mamíferos (roedores) y reptiles. La proporción de aves en la dieta estuvo dominada por Columbiformes, lo cual coincide con la mayor abundancia de estas aves en el ambiente (Bilenca et al. 2012) y particularmente en el área de estudio de acuerdo con los censos realizados en los últimos años (Liébana 2015). El bajo consumo de aves podría deberse a la presencia y disponibilidad de presas de mayor tamaño y carroña (fundamentalmente de grandes mamíferos), las cuales implican un menor costo energético en su búsqueda y/o captura y un mayor rendimiento en biomasa (Newton 1979).

En relación a los ítems presa considerados como carroña, el mayor consumo de ungulados podría deberse a la gran disponibilidad de esta fuente de alimento en los agroecosistemas y a la cercanía de algunos sitios de muestreo a mataderos y/o zonas de cría de ganado. Los lagomorfos son probablemente capturados como presas vivas cuando son jóvenes pero los individuos grandes pueden ser tomados como carroña, principalmente como cadáveres muertos en las rutas (Travaini et al. 2001). Del mismo modo, la aparición de otros mamíferos medianos como edentados y carnívoros en la dieta del Carancho podría deberse a la alta disponibilidad de cadáveres de estas especies en las rutas y caminos rurales. Sin embargo, es importante destacar nuevamente que el elevado número de egagrópilas pertenecientes a individuos de arboledas en detrimento de las recolectadas en los nidos podría estar influenciando los resultados aquí presentados. Un alto porcentaje de carroña de ungulados proviene de individuos de arboledas (5,66%), mientras que en los nidos la mayor proporción de la misma estuvo representada por lagomorfos (2,46%). Esto podría deberse no sólo a la cercanía de las arboledas muestreadas a mataderos y frigoríficos, como se señaló previamente, sino también a que los juveniles probablemente se muevan más y recorran mayores distancias en busca de alimento mientras que las parejas reproductivas lo hagan en un área más próxima al sitio de nidificación. Asimismo, las aves inmaduras serían menos selectivas en su dieta que los adultos reproductores, consumiendo principalmente carroña grande y artrópodos, presas

más abundantes y sencillas de obtener, mientras que los adultos presumiblemente capturarían vertebrados vivos (mamíferos, aves y reptiles, presas a priori de mejor calidad) principalmente para alimentar a los pichones y marginalmente como alimento para adultos reproductivos (Travaini et al. 2001).

Nuestros resultados hallados en el límite oeste de la región pampeana en su transición al Espinal, coinciden en cuanto al patrón de consumo con aquellos encontrados por Vargas et al. (2007) durante la época reproductiva en una zona de pastizal costero, siendo los insectos el ítem más abundante en la dieta, seguidos por mamíferos y aves. Asimismo también podemos destacar la similitud con los resultados reportados por Travaini et al. (2001) para la Patagonia, ya que la carroña constituye una importante fuente de alimento para el Carancho en nuestro área de estudio debido al acceso relativamente fácil que tienen estos depredadores al ganado doméstico muerto en los sistemas agroganaderos.

CONCLUSIONES

- El Carancho en los agroecosistemas pampeanos selecciona los árboles de mayor altura como sitio de nidificación. Esto incluye especies exóticas como los eucaliptos a pesar de su baja frecuencia relativa en el ambiente. Presumiblemente esta selección de árboles más altos sería una estrategia para reducir la depredación de pichones o adultos por depredadores terrestres.
- A nivel de territorio de nidificación, en un radio de 500 metros en torno al nido el Carancho seleccionó zonas con menor porcentaje de bosque nativo. Nuevamente esta relación debe estar mediada por la depredación ya que estos remanentes de bosque nativo con su sotobosque espinoso sin duda constituyen un refugio ideal para los depredadores terrestres en ambientes tan antropizados como los agroecosistemas.
- El Carancho posee una tasa de reutilización de los nidos en la zona agrícola menor que en la zona de bosque de la Reserva Provincial Parque Luro. Es posible que esto se deba a la aversión que muestran los productores agropecuarios hacia la especie a la que acusan ven como un depredador de ganado y animales domésticos y a la que persiguen activamente. Muy posiblemente estos nidos no se verán afectados por este grado de molestias y persecución adentro del área de reserva.
- En los agroecosistemas pampeanos el Carancho se comporta en su alimentación como una especie oportunista y generalista, basando su dieta fundamentalmente en artrópodos en términos de frecuencia relativa, pero consumiendo también una importante variedad de presas vivas y carroña disponible en el ambiente.

BIBLIOGRAFÍA

- Actkinson, M. A., Kuvlesky Jr. W. P., Boal, C W., Brennan, L. A., Hernandez, F. 2007. Nesting habitat relationships of sympatric Crested Caracaras, red-tailed hawks, and white-tailed hawks in South Texas. *The Wilson Journal of Ornithology* 119:570–578.
- Allen, A.P., O'Connor, R.J., 2000. Interactive effects of land use and other factors on regional bird distributions. *J. Biogeogr.* 27:889–900.
- Altieri, M. A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment.* 74:19–31.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos.* 71:355-366.
- Baldi, G., Guerschman, J.P. y Paruelo, J. M. 1996. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment.* 116:197-208.
- Bednarz, J. C. and Dinsmore, J. J. 1982. Nest sites and habitat of Red-shouldered and Red-tailed Hawks in Iowa. *Wilson Bulletin* 94:31-45.
- Belloq, M. I. 1988. Predación de roedores por aves en agroecosistemas. Ph.D. dissertation. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., y Wilson, J.D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution.* 18:182–188.
- Bierregaard, R. O. Jr. 1998. Conservation status of birds of prey in the South American tropics. *Journal of Raptor Research.* 32:19–27.
- Bilenca, D. 2000. Los agroecosistemas y la conservación de la biodiversidad: El caso del pastizal pampeano. *Gerencia Ambiental.* N°67.

- Bilenca, D.N., Codesido, M. y González Fischer, C.M. 2008. Cambios en la fauna pampeana. *Ciencia Hoy*. 18:8-17.
- Bilenca, D.N., Codesido, M., González Fischer, C.M. y L Pérez Carusi. 2009. Impactos de la Actividad Agropecuaria Sobre la Biodiversidad en la Ecorregión Pampeana: Impactos de la Expansión Agrícola y de la Intensificación de la Agricultura y de la Ganadería, con Algunas Recomendaciones de Manejo Para su Mitigación. (Ediciones INTA: Buenos Aires).
- Bilenca, D. N., Codesido, M., González Fischer, C. M., Perez Carusi, L. C., Zufiarurre, E., y Abba, A. 2012. Impactos de la transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 14(2): 189-198.
- Bó, M. S., Baladrón, A.V. y Biondi, L. M. 2007. Ecología trófica de Falconiformes y Estrigiformes: Tiempo de Síntesis. *Hornero*. 22:97–115.
- Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y Corcuera, J. 2006. La situación Ambiental Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina. 587 pp.
- Bucher, E.H. y Nores, M. 1988. Present status of birds in steppes and savannas of northern and central Argentina. *ICBP Technical Publication*. 7: 71–79.
- Buckland, S.T. and Elston, D.A. 1993. Empirical models for the spatial distribution of wildlife. *Journal of Applied Ecology* 30, 478-495.
- Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Editorial ACME.88 pp.
- Cano, E. 1980. Inventario integrado de los recursos naturales de la provincia de La Pampa. I.N.T.A - U.N.L.Pam - Gobierno de La Pampa.

- Carrete, M., Tella, J.L., Blanco, G., y Bertellotti, M. 2009. Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biological Conservation*. 142:2001-2011.
- Casadío A. A. y Quirán E. M. 1990. Comunicación contribucional conocimiento de los formícidos de la provincia de La Pampa. *Rev.Fac.Agronomía-UNLPam* Vol 5 N° 2.
- Chehébar, C. y Martín, S. 1989. Guía para el reconocimiento microscópico de los pelos de mamíferos de la Patagonia. *Doñana, Acta Vertebrata*. 16:247–291.
- Codesido, M., González Fischer, C. y Bilenca, D. 2008. Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la región pampeana, Argentina. *Ornitología Neotropical*. 19:575–585.
- Codesido, M., González Fischer, C., y Bilenca, D. 2012. Agricultural land-use, avian nestling and rarity in the Pampas of Central Argentina. *Emu*. 112: 46-54.
- Cody, M.L. 1985. *Habitat selection in birds*. Academic Press, Orlando, FL U.S.A.
- Coleman, D.C. y Hendrix, P.F. 1988. Agroecosystem processes. Pp. 149-170. *En: Pomeroy, L.R. y Alberts, J.J. (eds.). Concepts of ecosystem ecology*. SpringerVerlag, New York, USA.
- Cozzani, N. y Zalba, S. M. 2009. Estructura de la vegetación y selección de hábitats reproductivos en aves del pastizal pampeano. *Ecología Austral* 19:35-44.
- Del Hoyo, J., Elliot, A. y Sargatal, T. 1994. *Handbook of the birds of the world*, Vol. 2. Barcelona: Lynx Editions. 639 pp.
- Díaz Porres, M., Rionda, M. H., Duhour, A. E. y Momo, F. R. 2014. Artrópodos del suelo: Relaciones entre la composición faunística y la intensificación agropecuaria. *Ecología austral*, 24(3), 327-334.

- Dickinson, V. M. y Arnold, K. A. 1996. Breeding biology of the Crested Caracara in south Texas. *Wilson Bulletin*. 108:516-523.
- Donald, P. F. 2004. Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. *Conservation Biology*. 18:17-37.
- Donázar, J.A. 1988. Selección del hábitat de nidificación por el búho real (*Bubo bubo*) en Navarra. *Ardeola*. 35:233-245.
- Dove, C. J. y Banks, R. C. 1999. A taxonomic study of Crested Caracaras (Falconidae). *Wilson Bulletin*. 111:330-339.
- Duffy, J. E. 2002. Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos*. 99: 201–219.
- Engh, A.L., Franklin, W.I. y Sarno, R.J. 1997. Breeding biology and Food habits of the Andean Crested Caracara (*Polyborus plancus plancus*) in the Patagonia of southern Chile. *Vida Silvestre Neotropical*. 6:48–52.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 34:487-515.
- Ferguson-Lees, J. and Christie, D.A. (2001). *Raptors of the world*. Christopher Helm, London.
- Filloy, J. y Bellocq, M. I. 2007(a). Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean Region. *Agricultural Ecosystem and Environment*. 120:291–298.
- Filloy, J. y Bellocq, M. I. 2007(b). Respuesta de las aves rapaces al uso de la tierra: un enfoque regional. *Hornero*. 22(2):131-140.
- Foley, J.A. et al. 2005. Global consequences of land use. *Science*. 309: 570 - 574.
- Fretwell, S. D. 1972. *Populations in a seasonal environment*. Monographs in Population Biology 5. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.

- Gavier-Pizarro, G.I, Calamari, N.C., Thompson, J.J., Canavelli, S.B., Solari, L.M., Decarre, J., Goijman, A.P., Romina P. Suarez, R.P., Bernardos, J.N. y Zaccagnini, M.E. 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.
- Ghersa, C.M. y Martínez-Ghersa, M.A. 1991. Cambios ecológicos en los agroecosistemas de la pampa ondulada. Efectos de la introducción de la soja. *Investigación y Ciencia*. 5:182-188.
- Ghersa, C.M. y León, R.J.C. 2001. Ecología del paisaje pampeano: consideraciones para su manejo y conservación. *En*: Naveh, Z., Lieberman, A.S. (eds.). *Ecología de paisajes. Teoría y aplicación*. Editorial Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires. Pp. 511–551.
- Goldstein, M. I. 2000. Nest-site characteristics of Crested Caracaras in La Pampa, Argentina. *Journal of Raptor Research*. 34: 330-333.
- Grau, H. R., Gasparri, N.I. y Aide, T. M. 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation*. 32:140-148.
- Guisan, A. y Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*.8: 993–1009.
- Hansen, A. y Urban, D. 1992. Avian responses to landscape pattern: the role of species life history. *Landscape Ecology*. 7:163–180.
- Hellmayr, C. E. y Conover, B. 1949. Catalogue of birds of the Americas and adjacent islands. *Zool. Ser., Field Mus. Nat. Hist.* 13, Part 1. 4:11-358.

- Herremans, M. y Herremans-Tonnoeyr. 2000. Land use and the conservation status of raptors in Botswana. *Biological Conservation*. 94:31-41.
- Herzon, I., y O'Hara, R. B. 2007. Effects of landscape complexity on farmlands birds in the Baltic states. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 118:297–306.
- Hosmer, D.W. y Lemeshow, S. 1989. *Applied logistic regression*. Wiley, New York, U.S.A. 307 pp.
- Idoeta, F. M. y Roesler I. 2012. Presas consumidas por el Carancho (*Caracara plancus*) durante el período reproductivo, en el noreste de la provincia de Buenos Aires. *Nuestras Aves*. 57: 79-82.
- Jackson, L.E., Pascual, U. y Hodgkin, T. 2007. Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 121:196–210.
- Janes, S. W. 1985. Habitat selection in raptorial birds. in M. L. Cody, editor. *Habitat selection in birds*. Academic Press, New York. 159–188pp.
- Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preferences. *Ecology*. 61:65–71.
- Johnson, R. J., Jedlicka, J. A., Quinn, J. E. y Brandle, J. R. 2011. Global Perspectives on Birds in Agricultural Landscapes. Pp. 55-140. *En: Integrating Agriculture, Conservation and Ecotourism: Examples from the Field*. Campbell, W.B. and López Ortíz, S. (eds.). Springer Science & Business Media, Sacramento, California.
- Jones, J. 2001. Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. *Auk*. 118:557–562.
- Kareiva, P., Watts, S. McDonald, R. and Boucher, T. 2007. Domesticated Nature: Shaping Landscapes and Ecosystems for Human Welfare. *Science*. 316:1866-1869.

- Kirk, D A, M D Eveden, y P Mineau, 1996. Past and current attempts to evaluate the role of birds as predators of insect pests in temperate agriculture. Pp. 175-269. En: Nolan, V. y Ketterson, E.D. (eds.). Current Ornithology. New York, Plenum Press.
- 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.
- Leveau, L.M. y Leveau, C. M. 2002. Uso de hábitat por aves rapaces en un agroecosistema pampeano. *Hornero*. 17:9-15.
- Leveau, L.M., y Leveau, C.M. 2004. Riqueza y abundancia de aves en agroecosistemas pampeanos durante el período post-reproductivo. *Ornitología Neotropical*. 15:371-380.
- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*. 73:1943–1967.
- Levy, S. H. 1988. Status and distribution of the Crested Caracara in Arizona. Unpubl. Report to Arizona Game and Fish Dept. Phoenix.
- Liébana, M.S. 2015. Ecología del Halcón Plomizo (*Falco femoralis*) en agroecosistemas pampeanos. Tesis docotral. Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina.
- Lietti, M., Montero, G., Vignaroli, L., y Vitta, J. 2008. Diversidad de grupos tróficos de artrópodos en cultivos de soja con distintas estrategias de producción.
- Malan, G. 2006. Nest site selection of the southern pale chanting goshawk in the Little Karoo, South Africa. *Ostrich*. 77:119–126.
- Martin, T. E. 1993. Nest predation and nest sites - new perspectives on old patterns. *BioScience*. 43:523–532.
- Martínez, J.A., Serrano, D. y Zuberogoitia, I. 2003. Predictive models of habitat preferences of Eurasian Eagle Owl *Bubo bubo*: a multiscale approach. *Ecography*. 26:21–28.

- Matson, P.A., Parton W.J., Power, A.G. y Smith, M.J. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*. 277:504-509.
- McCullagh, P. y Nelder, J.A. 1989. *Generalized linear models*, Second Ed. Chapman and Hall, London, U.K.
- McDonald P.G., Olsen, P.D. y Cockburn, A. 2004. Weather dictates reproductive success and survival in the Australian brown falcon *Falco berigora*. *Journal of Animal Ecology*. 73:683–692.
- McKinney, M. L. y Lockwood, J. L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*. 14:450–453.
- McLaughlin, A. y Mineau, P. 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 55:201-212.
- Meyer De Schaunseer, R. 1970. *A Guide to the Birds of South America*. Oliver & Boyd, Edimburgo.
- Mitchell, M.S., Lancia, R. A. y Gerwin, J. A. 2001. Using landscape-level data to predict the distribution of birds on a managed forest: effects of scale. *Ecological Applications*. 1: 1692–1708.
- Morrison, J. L. 1996. Crested caracara (*Caracara cheriway*). N° 249. *En: The birds of North America*. Poole, A. y Gill, F. (eds). The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, Pennsylvania, and The American Ornithologists' Union, Washington, D.C., USA.
- Morrison, J.L. y Marcot Mannan, R.W. 1998. *Wildlife-habitat relationships: concepts and applications*. University of Wisconsin Press, Madison, WI U.S.A.
- Morrison, J. L. and Humphrey, S. R. 2001. Conservation value of private lands for Crested Caracaras in Florida. *Conservation Biology* 15:675-684.

- Morrison, J. L., M. Terry, y Kennedy P. L. 2006. Potential factors influencing nest defense in diurnal North American raptors. *Journal of Raptor Research*. 40:98–110.
- Morrison, J. L. 2007. Characteristics of nest sites used by Crested Caracaras en South-Central Florida. *Florida Field Naturalist*. 35(1): 1-8.
- Morrison J.L, Pias, K.E., Abrams, J. Gottlieb, I.G.W, Deyrup, M. y McMillian, M. 2008. Invertebrate diet of breeding and non-breeding Crested Caracaras (*Caracara cheriway*) in Florida. *Journal of Raptor Research* 42(1):38-47.
- Narosky T. y Izurieta, D. 2003. Guía para la identificación de la Aves de Argentina y Uruguay. Decimoquinta edición. Edición de Oro. Vázquez Mazzini Editores. B. Aires.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. T. y A.D. Poyser, Vermillion, SD, USA.
- O'Connor, R.J., Jones, M.T., Boone, R.B., Lauber, T.B., 1999. Linking continental climate, land use and land patterns with grassland bird distribution across the conterminous United States. *Stud. Avian Biol.* 19:45–59.
- Ontiveros D. 1999. Selection of nest cliffs by Bonelli's Eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in Southeastern Spain. *Journal of Raptor Research*. 33:110–116.
- Palmer, R.S. 1988. Handbook of North American Birds, Vol. 5. New Haven: Yale University Press. 465 pp.
- Paruelo, J.M., Guerschman, J.P. y Veron, S. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy*. 15:14–23.
- Pedrana, J., Isacch, J. P. y Bó, M. S. 2008. Habitat relationships of diurnal raptors at local and landscape scales in southern temperate grasslands of Argentina. *Emu*. 108:301-310.
- Pérez, C. J., P. J. Zwank, and D. W. Smith. 1996. Survival, movements, and habitat use of Aplomado falcons released in southern Texas. *Journal of Raptor Research* 30:175–182.

- Pérez Pardo, O. 2005. La desertificación en la República Argentina. Pp. 433-455. *En: La situación ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina.
- Preston, C. R. y Beane, R. D. 1996. Occurrence and distribution of diurnal raptors in relation to human activity and other factors at Rocky Mountain Arsenal Colorado. Pp. 365-374 en: Bird, D. M., Varland, D. y Negro, J. J. (eds) *Raptors in human landscapes*. AcademicPress, Londres.
- Rabinovich, J.E. y Torres, F. 2004. Caracterización de los Síndromes de Sostenibilidad del Desarrollo: El Caso de Argentina. CEPA, Naciones Unidas, Santiago de Chile. Serie Seminarios y Conferencias N°38. Chile (97pp).
- Rabuffetti, F. y Reboreda, J.C. 1999. Transformación del hábitat y cambios en la riqueza de aves en el pastizal pampeano. Libro de resúmenes XIX Reunión Argentina de Ecología, SM de Tucumán. Abril 1999.
- Ramankutty, N., y Foley, J. A. 1999. Estimating historical changes in global land cover: croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*. 13:997-1027.
- Ramos, M. 1986. Birds in Peril in Mexico: the diurnal raptors. ICBP World Working Group Birds of Prey Bull. 3:26-42.
- Reyes, C. 1992. Clave para la identificación de los órdenes de aves chilenas: microestructura de los nodos de las bárbulas. M.S. tesis, Univ. Lagos, Osorno, Chile.
- Ridgely, R. S., Allnutt, T. F., Brooks, T., McNicol, D. K., Mehlman, D. W., Young, B. E. and Zook, J. R. 2003. Digital Distribution Maps of the Birds of the Western Hemisphere Version 1.0. NatureServe, Arlington, Virginia, USA.
- Rivera-Rodríguez, L. B. and R. Rodríguez-Estrella. 1998. Breeding biology of the Crested Caracara in the Cape region of Baja California, Mexico. *Journal of Field Ornithology*. 69(2):160-168.

- Rodríguez-Estrella, R. y Rivera-Rodríguez, L. 1992. Kleptoparasitism and other interactions of Crested Caracara in the Cape region, Baja California, Mexico. *Journal of Field Ornithology*.63:177–180.
- Rodríguez-Estrella, R. & Rivera-Rodríguez, L. 1997. Crested caracara food habits in the Cape region of Baja California, Mexico. *Journal of Raptor Research*.31:228–233.
- Rushton, S.P., Ormerod S.J. and Kerby, G. 2004. New paradigms for modeling species distributions? *Journal of Applied Ecology*. 41:193–200.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., LeRoyPoff, N., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M. and Wall, D. H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Nature*.287:1170- 1174.
- Salvador, S. A. 2013. Reproducción del Carancho (*Caracara plancus*) en Villa María, Córdoba, Argentina. (Aves Falconidae). *Xolmis*. 27: 1-5.
- Sánchez-Zapata, J. A., and Calvo, J. F. 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology* 36:254–262.
- Sarasola, J. H., and Negro, J. J. 2006. Role of exotic tree stands on the current distribution and social behavior of Swainson's hawk, *Buteo swainsoni* in the Argentine Pampas. *Journal of Biogeography* 33, 1096–1101.
- Schrag, A.M., Zaccagnini, M.E., Calamari, N. y Canavelli, S. 2009. Climate and land-use influences on avifauna in central Argentina: broad-scale patterns and implications of agricultural conversion for biodiversity. *Agricultural Ecosystem and Environment*. 132:135–142.

- Shapira, I., Sultan, H. and Shanas, U. 2008. Agricultural farming alters predator–prey interactions in nearby natural habitats. *Animal Conservation*, 11: 1–8.
- Sergio, F. y Newton, I. 2003. Occupancy as a measure of territory quality. *Journal of Animal Ecology*. 72:857–865.
- Sergio, F., Marchesi, L., Pedrini, P., Ferrer, M. y Pententiari, V. 2004. Electrocutation alters the distribution and density of a top predator, the eagle owl *Bubo bubo*. *Journal of Applied Ecology*. 41:836–845.
- Seoane, J., Viñuela, J., Díaz-Delgado, R., and Bustamante, J. 2003. The effects of land use and climate on red kite distribution in the Iberian peninsula. *Biological Conservation* 111, 01–414.
- Sherry, T. W. 1990. When are birds dietarily specialized? Distinguishing ecological from evolutionary approaches. – In: Morrison, M. L. et al. (eds), *Avian foraging: theory, methodology and applications*. *Studies in Avian Biology* 13. Allen press, pp. 337-352.
- Soriano, A. y Aguiar M.R. 1998. Estructura y Funcionamiento de los agroecosistemas. *Ciencia e Investigación*. 50:63-73.
- Speiser, R., Bosakowski, T. and Smith, D. 1998. Nest sites, habitat, and productivity of red-shouldered hawks in northern New Jersey and southeastern New York. *Records of New Jersey Birds*. 24:94-98.
- Swift, M.J. y Anderson, J.M. 1992. Biodiversity and ecosystem function in agricultural systems. Pp. 15-42. En: Schulze, E.D. y Mooney, H. (eds.). *Biodiversity and ecosystem function*. Springer, Berlín.
- Swift, M.J., Izac, A.M.N. y Noordwijk, M. van. 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 104:113–134.

- Tella, J. L., and Forero, M. G. 2000. Farmland habitat selection of wintering lesser kestrels in a Spanish pseudosteppe: implications for conservation strategies. *Biodiversity and Conservation* 9, 433–441.
- Terraube, J., Arroyo, B., Madders, M. and Mougeot, M. 2011. Diet specialisation and foraging efficiency under fluctuating vole abundance: a comparison between generalist and specialist avian predators. *Oikos* 120 (2),234-244.
- Terraube, J., Guixé, D. and Arroyo, B. 2014. Diet composition and foraging success in generalist predators: Are specialist individuals better foragers? *Basic and Applied Ecology*. 15 (7) 616-624.
- Thompson, F. R. III. y Burhans, D. E. 2004. Differences in predators of artificial and real songbird nests: evidence of bias in artificial nest studies. *Conservation Biology*. 18:373–380.
- Thompson, F. R. III. 2007. Factors affecting nest predation on forest songbirds in North America. *Ibis*. 149: 98–109.
- Tilman, D. 1999. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings National Academy Sciences*. 96: 5995-6000.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., Dantonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W. H., Simberloff, D. y Swackhamer, D. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*. 292:281-284.
- Torre, I., Díaz, M., Martínez-Padilla, J., Bonal, R., Viñuela, J., and Fargallo, J. A. 2007. Cattle grazing, raptor abundance and small mammal communities in Mediterranean grasslands. *Basic and Applied Ecology* 8, 565–575.

- Titus, K. and Mosher, J. A. 1987. Selection of nest tree species by Red-shouldered and Broad-winged Hawks in two temperate forest regions. *J. Field Ornithology* 58:274-283.
- Travaini, A., J. A. Donázar, O. Cegallos, M. Funes, y A. Rodriguez. 1994. Nest-site characteristics of four raptor species in the Argentinian Patagonia. *Wilson Bulletin*. 106:753-757.
- Travaini, A., Rodriguez, A., Ceballos, O., Donázar, J.A. y Hiraldo, F. 1995. Roadside Raptor Surveys in Central Argentina. *Hornero*. 14:64-66.
- Travaini, A., Donázar, J.A., Ceballos, O. e Hiraldo, F. 2001. Food habits of the Crested Caracara (*Caracara plancus*) in the Andean Patagonia: the role of breeding constraints. *Journal of Arid Environments*. 48: 211–219.
- Trejo, A., Bó, M. S., Belloq, M. I. y López de Casenave, J. 2007. Ecología y conservación de aves rapaces en Argentina. *Hornero*. 22(2):81-83.
- Vargas, R.J. y Bó, M. S. 2007. Diet of the Southern Caracara (*Caracara plancus*) in Mar Chiquita Reserve, Southern Argentina. *Journal of Raptor Research*. 41(2):113–121.
- Vickery, P.D., Tubaro, P.L., Da Silva, M.C.J., Peterjohn, B.G., Herkert, J.R. y Cavalcanti, R. B. 1999. Conservation of grassland birds in the Western Hemisphere. *Studies in Avian Biology*. 19: 2–26.
- Viglizzo, E.F. 1994. The response of low-input agricultural systems to environmental variability: a theoretical approach. *Agricultural Systems*. 44: 1-17.
- Viglizzo, E., Frank, F.C. y Carreño, L. 2005. Situación ambiental en las ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. Pp: 263-269. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y Corcuera, J. (eds.). *La situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina.

- Vilches, J. Y., y Quirán, E. M. 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(1)317-330.
- Whitacre, D., Ukrain, D. and Falxa, G. 1982. Notes on the hunting behavior and diet of the Crested Caracara in northeastern Chiapas and Tabasco, Mexico. *Wilson Bull.* 94:565-566.
- White, C.M., Olsen, P.D. and Cliff, L.F. 1994. Familia Falconidae. Pp. 216–247. *En: Handbook of the Birds of the World, Vol 2, New World Vultures to Guineafowl.* del Hoyo J., Elliott, A. y Sargatal, J. (eds.). Lynx Edicions, Barcelona.
- Whittingham, M.J. y Evans, K.L. 2004. The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis.* 146:210–220.
- Wiens, J.A. 1989. *The ecology of bird communities.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Young, J. S. y Hutto, R. L. 2002. Use of regional exploratory studies to determine bird-habitat relationships. *En: Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale.* J. M. Scott, P. J. Heglund, F. Samson, J. Haufler, M. Morrison, M. Raphael y B. Wall (eds.). pp. 107–122. Island Press: Washington, DC.
- Zaccagnini, M. E. 2013. *Manejo de Biodiversidad en Agroecosistemas: 22 años de Aportes del INTA en Investigación, Extensión y Capacitación (1990-2011).* Publicaciones INTA. Buenos Aires, 200 pp.
- Zalazar, L. y Salvo, A. 2007. Entomofauna asociada a cultivos hortícolas orgánicos y convencionales en Córdoba, Argentina. *Neotropical entomology*, 36(5), 765-77.