

Tesis Doctoral

# Aves granívoras en agroecosistemas templados: su relación con el uso de lotes agrícolas y ganaderos y las características del entorno

Zufiaurre, Emmanuel

2017-03-09

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en [digital.bl.fcen.uba.ar](http://digital.bl.fcen.uba.ar). Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in [digital.bl.fcen.uba.ar](http://digital.bl.fcen.uba.ar). It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:

Zufiaurre, Emmanuel. (2017-03-09). Aves granívoras en agroecosistemas templados: su relación con el uso de lotes agrícolas y ganaderos y las características del entorno. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

Cita tipo Chicago:

Zufiaurre, Emmanuel. "Aves granívoras en agroecosistemas templados: su relación con el uso de lotes agrícolas y ganaderos y las características del entorno". Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2017-03-09.

**EXACTAS** UBA

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



**UBA**

Universidad de Buenos Aires



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES  
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales  
Departamento de Ecología, Genética y Evolución

## **Aves granívoras en agroecosistemas templados: su relación con el uso de lotes agrícolas y ganaderos y las características del entorno**

Tesis presentada para optar por el título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires en el área  
CIENCIAS BIOLÓGICAS

**EMMANUEL ZUFIAURRE**

Director de tesis: Dr. David N. Bilenca  
Director Asistente: Dr. Mariano Codesido  
Consejero de Estudios: Dr. David N. Bilenca

Lugar de trabajo:  
Grupo de Estudios sobre Biodiversidad en Agroecosistemas  
Departamento de Biodiversidad y Biología Experimental  
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales  
Universidad de Buenos Aires,  
IEGEB (CONICET-UBA)  
Pabellón II, Ciudad Universitaria, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina

Buenos Aires, 2017

Fecha de defensa: 09 de marzo de 2017



**Aves granívoras en agroecosistemas templados: su relación con el uso de lotes agrícolas y ganaderos y las características del entorno**

**ÍNDICE**

RESUMEN	5
ABSTRACT	7
AGRADECIMIENTOS	9
DEDICATORIAS	11
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	13
1.1. Introducción general	13
1.2. Organización general de la tesis	19
CAPÍTULO 2. SISTEMA ESTUDIADO	23
2.1. Área de estudio	23
2.2. Especies de aves focales	28
CAPÍTULO 3. USO DIFERENCIAL DE LOTES AGRÍCOLAS Y GANADEROS POR EL ENSAMBLE DE AVES TERRESTRES: CONTRIBUCIÓN RELATIVA DE LOS GREMIOS TRÓFICOS	39
3.1. Resumen	40
3.2. Introducción	41
3.3. Metodología	42
3.4. Resultados	45
3.5. Discusión	53
CAPÍTULO 4. EL ROL DEL USO DE LA TIERRA AFECTADO AL LOTE Y DE LAS CARACTERÍSTICAS DE SU ENTORNO SOBRE LA ABUNDANCIA DE AVES GRANÍVORAS	57
4.1. Resumen	58
4.2. Introducción	59
4.3. Metodología	61
4.4. Resultados	64
4.5. Discusión	76
CAPÍTULO 5. EL ROL DE LA IDENTIDAD DE LOS RASTROJOS Y DE LA BIOMASA DE SEMILLAS CAÍDAS SOBRE LA RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE AVES GRANÍVORAS	83
5.1. Resumen	84
5.2. Introducción	85
5.3. Metodología	87
5.4. Resultados	90
5.5. Discusión	98
CAPÍTULO 6. DISCUSIÓN GENERAL	103

6.1. Implicancias de manejo ..... 109

BIBLIOGRAFÍA ..... 114

APÉNDICE ..... 134

# **Aves granívoras en agroecosistemas templados: su relación con el uso de lotes agrícolas y ganaderos y las características del entorno**

## **RESUMEN**

Se analizó la relación entre la abundancia de aves granívoras con el uso de la tierra en los lotes y las características de su entorno en agroecosistemas de la Región Pampeana incluida en la provincia de Buenos Aires (Argentina), durante aquellos períodos del año en que los lotes agrícolas se encuentran en rastrojo. Se realizaron dos muestreos en primavera-verano y dos en otoño, totalizando 196 lotes agrícolas y 196 ganaderos, provenientes de 25 sitios diferentes distribuidos en el área de estudio (225000km<sup>2</sup>). En cada lote se estableció una transecta de 700x100m para registrar las aves, acumulando un total de 5880min (98h) de observación.

La caracterización del ensamble de aves terrestres permitió detectar que el ensamble usa diferencialmente los lotes, con una mayor riqueza específica en lotes bajo uso ganadero, aportada fundamentalmente por las aves insectívoras. Las granívoras no mostraron un uso diferencial de los lotes a nivel gremial, aunque algunas especies de este gremio trófico registraron un marcado uso diferencial por los rastrojos, como en el caso de *Zenaida auriculata*, que en otoño representó por sí sola el 27% del ensamble y mostró en este período una abundancia en los rastrojos 236% mayor que en los lotes bajo uso ganadero.

Los análisis llevados a cabo mediante modelos lineales generalizados mixtos permitieron detectar que la relación entre la abundancia de las especies de aves granívoras y las características del lote se pueden agrupar en un patrón general en el cual, en primavera-verano las respuestas de las aves estuvieron asociadas con sus respectivos requerimientos de nidificación, mientras que en otoño las respuestas de las aves se asocian mayormente con sus requerimientos de alimentación y refugio.

Finalmente, se detectó que la identidad de los rastrojos (y no tan sólo el uso agrícola al cual se afecta el suelo) influye sobre la riqueza y abundancia de aves granívoras que pueden encontrarse en un determinado lote. En efecto, las curvas de rarefacción de acumulación de especies granívoras en

rastrojos de girasol fue superior a los de soja. Al mismo tiempo, la abundancia de algunas granívoras no paseriformes estuvo relacionada tanto con la identidad del rastrojo como en su interacción con la biomasa de semillas en ellos. Por lo general, este tipo de relaciones fue más evidente en otoño (rastrojos de cultivos de cosecha gruesa: soja, maíz, girasol) que en primavera-verano (rastrojos de cultivos de cosecha fina: trigo, cebada).

Este conjunto de hallazgos permite extraer a modo de conclusiones que 1) los lotes bajo uso ganadero retienen una mayor fracción de la riqueza del ensamble de aves terrestres en comparación con los lotes en rastrojo, aunque algunas especies particulares como *Z. auriculata* resultan marcadamente más abundantes en éste último tipo de lotes, 2) que los patrones de uso de los lotes por las especies de aves granívoras cambian estacionalmente según sus requerimientos específicos en cada período y según los cambios estacionales en la oferta de recursos y 3) que la identidad del cultivo que se encuentra en estado de rastrojo y la biomasa de semillas caídas resultan claves para sostener la abundancia de poblaciones de aves granívoras, particularmente de algunas especies no paseriformes que son consideradas potencialmente perjudiciales para la agricultura (*Myiopsitta monachus*, *Z. auriculata*, *Patagioenas picazuro* y *P. maculosa*). Esta última situación contribuye a mantener poblaciones de estas especies en períodos en que los cultivos se encuentran en rastrojo, pero que luego pueden afectar a los cultivos cuando éstos se encuentran en estadios vulnerables al daño por dichas especies.

**PALABRAS CLAVES:** Agroecosistemas; Aves plaga; Estacionalidad; Gremios tróficos; Oferta de semillas; Rastrojos; Región Pampeana.

## **Granivorous birds in temperate agroecosystems: its relation with the crop fields and livestock paddocks and the characteristics of surrounding fields**

### **ABSTRACT**

The relationship between the abundance of granivorous birds with land-use in a certain plot and the characteristics of surroundings field was analyzed in agroecosystems of the Pampean Region, included in Buenos Aires province (Argentina), during those periods of the year when crop fields remain as stubbles. Two samplings in spring-summer and another two in autumn were carried out, totaling 196 crop fields and 196 livestock paddocks from 25 different sites distributed in the study area (225000km<sup>2</sup>). At each plot, a transect of 700x100m was established in order to record bird species, accumulating a total of 5880min (98h) of observation.

The characterization of the landbird assemblage allowed to detect that the assemblage uses fields differentially according to its land use, with a higher bird richness in livestock paddocks, mainly provided by insectivorous birds. Granivorous birds did not show a differential use of fields at guild level, even though some species of this trophic guild registered a marked differential use for stubbles, such as *Zenaida auriculata*, which in autumn represented 27% of the assemblage and showed in this period an abundance in stubbles 236% higher than in livestock paddocks.

The analyses carried out using generalized linear mixed models detected that the relationship between the abundance of granivorous bird species and the field characteristics can be grouped in a general pattern in which, in spring-summer bird responses were associated with their nesting requirements, whereas in autumn bird responses were mainly associated with their food and refuge requirements.

Finally, it was detected that the identity of a particular stubble (and not only cropland use) influences the richness and abundance of granivorous birds that can be found in a particular field. In fact, the species accumulation curve of granivorous species in sunflower stubbles was higher than in soybeans stubbles. Moreover, the abundance of some non-passerine granivorous birds was related



with both to the stubble identity and to its interaction with the spilled seed biomass in them. In general, these relationships were more evident in autumn (stubbles of soybean, corn, sunflower) than in spring-summer (stubbles of wheat, barley).

These results allow us to conclude that 1) livestock paddocks support greater bird richness than stubble fields, although particular species such as *Z. auriculata* are markedly more abundant in stubble fields, 2) patterns of field use by granivorous bird species change seasonally according to their specific requirements and to seasonal changes in the supply of resources as well, and 3) the identity of the crop stubble and the biomass of spilled seeds are key to sustaining the abundance of granivorous bird populations, particularly for some non-passerine granivorous birds species that are considered to be potentially harmful to crops (*Myiopsitta monachus*, *Z. auriculata*, *Patagioenas picazuro* and *P. maculosa*). The maintenance of abundances of these species during periods in which crops remain as stubbles could contribute then to infringe crop damage at further stages of the crop.

**KEY WORDS:** Agroecosystems; Pest birds; Seasonality; Trophic guilds; Seed supply; Stubbles; Pampean Region.

## **Aves granívoras en agroecosistemas templados: su relación con el uso de lotes agrícolas y ganaderos y las características del entorno**

### **AGRADECIMIENTOS**

Quiero agradecer en primer lugar, a todas las personas que promueven, sostienen y defienden la educación pública y gratuita para que todos puedan tener acceso al derecho de estudiar, una de las bases fundamentales para el crecimiento personal y colectivo. Quiero agradecer a CONICET por otorgarme la beca que me permitió llevar a cabo este doctorado y a la Universidad de Buenos Aires por ser la casa de estudios en donde realicé el mismo.

Esta Tesis representó para mí una etapa de aprendizaje enorme, tanto académico como personal, y mis directores David Bilenca y Mariano Codesido han tenido una gran influencia en ella, enseñándome a desarrollar esta actividad que tanto me gusta pero que sin su compañía, apoyo y ayuda no hubiese sido tan amena. David y Mariano son una guía que marcó y seguramente marcará mi camino en la Biología, no sólo como investigadores, docentes y directores, sino que también en el aspecto afectivo. A ellos les agradezco por haberme dado la oportunidad de realizar esta Tesis, por sus enseñanzas, su paciencia, sus consejos, el trabajo en equipo y por el tiempo compartido.

Otro integrante fundamental para el desarrollo de esta Tesis es Agustín Abba a quien agradezco por ser el mayor responsable del trabajo de campo realizado. Le agradezco por compartir las campañas de muestreo, sus consejos y por el trabajo en conjunto en el campo así como en el trabajo posterior que enriqueció mucho mi formación.

Quiero agradecer también a Gabi, Majo, Ana, Lore, Franco y Carlos por la amistad, las charlas y el buen ambiente de trabajo generado por todos los que formamos parte del Grupo de Estudios sobre Biodiversidad en Agroecosistemas.

Muy especialmente quiero agradecer de todo corazón a mi familia por el apoyo incondicional para llevar a cabo este trabajo, a Nancy, Walter, Stefani y Evelyn porque ellos son los que llenaron de energías cada momento durante este tiempo. De la misma manera lo han hecho toda mi familia completa, mis abuelos, tíos y primos, quienes son un ejemplo de unión, perseverancia y esfuerzo.

A mis amigos y compañeros que participaron, quizás sin saberlo, en mi desempeño durante estos años respecto a esta Tesis. Algunos siendo parte de este trabajo mucho tiempo antes de que

esta Tesis comenzara, pero que son fundamentales en mi dedicación a esta hermosa actividad. Quiero agradecer especialmente a Juan, Pachi, Kini, Pablo, Javi, Miguel, José, Manu y Facu quienes han influido de alguna manera en este trabajo, también agradezco a Vale, Esti, Rena, Lucas, Santi, Marcos, Martín, Guille, Juan y Lu por su apoyo y compañía durante estos años. Además agradezco a Ramiro por las fotos y le agradezco muy especialmente a Delfina por ser la compañera mágica que estuvo conmigo durante esta última etapa del trabajo.

Quiero agradecer a todos los trabajadores de los establecimientos rurales en los cuales se tomaron los datos para esta Tesis, a sus encargados y dueños. Además de los permisos para trabajar, en algunos casos han colaborado con sugerencias que enriquecieron el muestreo. Si bien son muchos más, una mención especial merecen el personal que trabaja en los siguientes establecimientos: El Bosque, El Tatay, La Esmeralda, El Haras, Las Margaritas, Santa Rosa (partido de Lincoln), La Providencia, Hereford, La Meca, San Juan, Santa Elena de Inchauspi, Los Tambos, Los Médanos, La Puita, La Inés, El Encuentro, Don Remigio, Hinojales, Pelerí, Monte Unión, La Travesía, El Triángulo, Santa Marta, Auca Loo, Santa Rosa (partido de Cnel. Suárez), San Julián, La Carreta, San Ignacio, La Delia, La Torcacita, Manantiales, El Rosario, CheMol-Che-Hue, El Erial, El Trébol, Las Mercedes, Omanicky, El Mojinete, Los Gateados, San Miguel del Temporal y El Porvenir. Por la colaboración y predisposición para que realicemos el trabajo en el campo también agradezco a los hermanos Laplace, la familia Barreta, Alan Goodall, Mariano Petit, a todo el personal de bomberos voluntarios de Udaquiola y en especial a Ramón. A todo el personal de la EEA Pergamino (INTA) y a los docentes de la Escuela Agrotécnica Pergamino. A todos los docentes y colaboradores del CEPT n° 5, especialmente a Guillermo Valle y Juan Lompart. A los docentes de los establecimientos rurales Centro Educativo EP n° 9 y Jardín JIRIMM n° 4 en el partido de General Alvear, en especial a Fernando.

El trabajo de campo se realizó con el apoyo financiero proporcionado por: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET PIP 2010-2012 GI 11220090100231), Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (BID PICT2010-1412), Universidad Nacional de La Plata (PPID/N004) y Universidad de Buenos Aires (UBACyT GC 20020090100070; GC 20020120100018).

Por último, agradezco al resto de las personas que influyeron y formaron parte de mi vida a lo largo de estos años de trabajo con esta Tesis, atesoro a cada uno de ellos así como a los momentos compartidos.

**Aves granívoras en agroecosistemas templados: su relación con el uso de lotes agrícolas y ganaderos y las características del entorno**

**DEDICATORIAS**

*Quiero dedicar este trabajo a mis padres Nancy y Walter, a mis hermanas Stefani y Evelyn y a mis abuelos.*



# CAPÍTULO 1

## INTRODUCCIÓN

### 1.1. INTRODUCCIÓN GENERAL

Los agroecosistemas pueden ser definidos como sistemas biológicos manejados por el ser humano con la finalidad de producir alimentos, fibras y combustibles (modificado de Soriano & Aguiar 1998). Como resultado de este manejo, los agroecosistemas son sometidos a intensas y frecuentes alteraciones de sus componentes bióticos y abióticos (Soriano & Aguiar 1998, Sala *et al.* 2000, Kareiva *et al.* 2007, Foley *et al.* 2011). Entre las modificaciones a los factores abióticos se encuentran los cambios en la humedad del suelo y disponibilidad de nutrientes (Tilman *et al.* 2001, Tilman *et al.* 2002, Viglizzo & Jobbágy 2010), mientras que algunos de los factores bióticos manejados incluyen la productividad y la composición de especies (tales como la identidad de cultivos y ganados), así como el control de determinadas especies de plantas y animales (Altieri 1999, Benton *et al.* 2003, Monfreda *et al.* 2008). Además de los componentes físicos y biológicos, las características de los agroecosistemas dependen de factores culturales, políticos y económicos como las tendencias de mercado, los precios, la adopción de tecnologías, las políticas comerciales de las empresas y de subsidios que influyen tanto sobre lo que se produce, así como sobre los sistemas de producción y los paquetes tecnológicos que se han de emplear (Pimentel *et al.* 1981, Soriano & Aguiar 1998, Pretty 2008, Stoate *et al.* 2009).

Es así entonces que el reemplazo de sistemas naturales por agroecosistemas introduce profundas transformaciones en el ambiente que afectan a todos los procesos ecológicos, incluyendo desde el comportamiento de los individuos, la dinámica de las poblaciones y la composición de las comunidades, hasta el flujo de materia y energía a través del sistema (Donald 2004, Kareiva *et al.* 2007). En este sentido, los cambios en el uso de la tierra relacionados a la implantación de agroecosistemas, junto a la intensificación agrícola, están considerados entre las principales causas del cambio global y entre los factores de mayor impacto sobre la biodiversidad (Sala *et al.* 2000, Benton *et al.* 2003, Foley *et al.* 2005, Newbold *et al.* 2015).

Por lo general, los organismos que integran la biodiversidad son sensibles a las transformaciones generadas por los agroecosistemas, pudiéndose detectar sus respuestas en múltiples escalas tanto espaciales como temporales (Chamberlain *et al.* 2001, Benton *et al.* 2003,

Robinson *et al.* 2004, Gonthier *et al.* 2014). No obstante, los efectos de estas transformaciones no son uniformes para todas las especies sino más bien diferenciales, de modo tal que las características particulares de cada especie, tales como sus requerimientos de hábitat, habilidad dispersiva, hábitos alimentarios, de reproducción, etc., determinan el tipo respectivo de sus respuestas (Wilson *et al.* 1999, Donald, Green, *et al.* 2001, Verhulst *et al.* 2004, Donald *et al.* 2006). En muchos casos se registran especies con respuestas negativas y que se manifiestan en retracciones en su distribución, e incluso extinguiéndose localmente. En el otro extremo, otras especies pueden resultar beneficiadas por los cambios que generan las actividades agropecuarias, pudiendo ampliar su área de distribución y/o incrementar sus abundancias (Diamond 1989, Siriwardena *et al.* 1998, McKinney & Lockwood 1999, La Sorte 2006). De esta manera, en ciertos casos el incremento de los números poblacionales puede ser tal que algunas de dichas especies pueden tornarse perjudiciales para las actividades humanas (Dolbeer 1990, Bomford & Sinclair 2002, Warburton & Perrin 2006, MacLeod *et al.* 2011).

#### AGROECOSISTEMAS TEMPLADOS

En los sistemas naturales, la estacionalidad es un factor con una marcada influencia sobre ciertos componentes de la biodiversidad, afectando tanto la disponibilidad de recursos como el comportamiento, las migraciones y la actividad reproductiva de las especies (Boyce 1979). Tanto la composición de las comunidades como la abundancia de las poblaciones son, en general, dinámicas y responden conforme fluctúan los requerimientos particulares de las especies (Chamberlain *et al.* 2001). Entre los aspectos estacionales relacionados con la alimentación se encuentran la necesidad de ciertos nutrientes, las maniobras de alimentación y el tipo de dieta (Newton 1967, Newton 1980, Martin 1987, Graveland & Van Gijzen 1989). Además, algunas de las variables relacionadas con la reproducción que también son afectadas por la estacionalidad incluyen la cantidad de horas de luz por día, la disponibilidad de recursos y de hábitats de cría (Perrins 1970, Martin 1987, Siriwardena *et al.* 2000).

En particular para los agroecosistemas templados, los efectos de la estacionalidad sobre las comunidades biológicas pueden verse exacerbados por el acoplamiento de la variación estacional natural con la derivada de ciertas prácticas agropecuarias (Benton *et al.* 2003). De esta manera y como resultado de esta combinación, a lo largo del año los diversos elementos que configuran el paisaje rural sufren cambios en su estructura, fenología y régimen de disturbios que afectan a su vez

a las abundancias locales y la distribución de las especies entre los distintos tipos de hábitats en los ambientes rurales (Galbraith 1988, Atkinson *et al.* 2002, Pearse *et al.* 2010, González Fischer *et al.* 2012).

#### AVES GRANÍVORAS EN AGROECOSISTEMAS

Los agroecosistemas se han convertido en el uso de la tierra dominante, siendo los cultivos y la tierra destinada al pastoreo las actividades más extendidas del planeta (Foley *et al.* 2005, Foley *et al.* 2011). Una parte significativa de la biodiversidad está asociada a este ambiente rural y, aunque estas prácticas varían ampliamente entre las distintas regiones, en general tienen un profundo impacto sobre las comunidades biológicas y, en particular, sobre el ensamble de aves (Chamberlain *et al.* 2000, Donald 2004, Godfray 2011). En este sentido, los manejos que se llevan a cabo en los agroecosistemas alteran la composición, estructura y el régimen de labores en el ambiente rural, ya sea a través del uso de la tierra para la agricultura y/o la ganadería, como por la incorporación de elementos en el paisaje rural, modificando así el hábitat de las especies que componen el ensamble de aves (Hancock & Wilson 2003, Buckingham *et al.* 2006, de Melo & Cheschini 2012, Bright *et al.* 2014).

Como resultado de las prácticas agrícolas y ganaderas, algunas especies de aves sufren una reducción o, directamente, la pérdida de sus hábitats (Chamberlain *et al.* 2000, Donald, Green, *et al.* 2001, Donald *et al.* 2006, Teillard *et al.* 2015). Al mismo tiempo, estas prácticas pueden incrementar la disponibilidad de recursos para otras especies (Siriwardena *et al.* 1998, McKinney & Lockwood 1999, Robinson & Sutherland 2002, Dias *et al.* 2013). De esta manera, la variación en la disponibilidad de recursos de alimentación, refugio y nidificación en el ambiente, conjuntamente con los requerimientos particulares de las especies, influyen sobre el uso del hábitat por parte de las aves y los patrones espaciales y temporales de sus abundancias (Newton 1980, Hutto 1985, Newton 1994, Bradbury *et al.* 2001).

En los agroecosistemas, el tipo de uso de la tierra agrícola o ganadero influye en la cantidad (*i.e.*, oferta) de recursos alimenticios, tales como semillas e insectos (Tucker 1992, Wilson *et al.* 1999, Vickery *et al.* 2001). Sin embargo, los patrones en las respuestas por parte de las aves no sólo están determinados por la cantidad de alimento, ya que dichos recursos pueden no estar disponibles para la totalidad de las especies (Díaz & Tellería 1994, Milesi *et al.* 2008, Cueto *et al.* 2013). En este sentido, la estructura de la vegetación afecta la detectabilidad (Baker *et al.* 2009), accesibilidad



(Devereux *et al.* 2006, Whittingham *et al.* 2006, Whittingham & Devereux 2008), movilidad (Butler, Whittingham, *et al.* 2005) y riesgo de predación para una especie (Whittingham & Evans 2004). En el caso particular de las aves granívoras, diferencias en la morfología, el tamaño y el contenido nutricional de las semillas son factores que pueden también determinar el uso o no de los recursos alimenticios (Willson 1971, Greig-Smith & Wilson 1985, Benkman & Pulliam 1988, Díaz 1990, Ríos *et al.* 2012a, Ríos *et al.* 2012b). A su vez, los manejos llevados a cabo en un lote en particular resultan en el tipo de disturbio y en la frecuencia de la perturbación que puede afectar de manera diferencial a las especies que componen el ensamble de aves (McLaughlin & Mineau 1995, Chamberlain *et al.* 1999).

Así como las características de los lotes tienen un rol clave en la modulación de los patrones de uso de los mismos por parte de las aves, las características particulares de las especies, como sus preferencias alimenticias, requerimientos específicos de dieta, maniobras de alimentación, capacidad de manipulación del alimento y de digestión de ciertos compuestos pueden influir en el uso de manera diferencial de los recursos alimenticios por las aves (Benkman & Pulliam 1988, Pulliam 1985, Díaz 1990, Aramburú & Bucher 1999, López-Calleja *et al.* 2000, Bozinovic 1993, Cueto *et al.* 2006, Ríos & Mangione 2010, Ríos *et al.* 2012a, Ríos *et al.* 2012b, Camín *et al.* 2015).

El estudio de las relaciones entre el ensamble de aves y las actividades agropecuarias suele abordarse analizando la dinámica de los gremios tróficos, como el de las aves granívoras e insectívoras (Benton *et al.* 2003, Codesido *et al.* 2008, Apellaniz *et al.* 2012). El foco específico sobre estos gremios suele ser el resultado de que comprenden a las especies más abundantes del ensamble, y debido a que el tipo de uso de la tierra afecta principalmente la disponibilidad de semillas e invertebrados que conforman sus respectivas dietas (Wilson *et al.* 1999, Vickery *et al.* 2001, Westbury *et al.* 2011). De esta manera, las especies de aves insectívoras suelen utilizar en mayor medida tierras bajo uso ganadero, ya que son hábitats que sostienen alta cantidad y diversidad de insectos (Tucker 1992, Wilson *et al.* 1996, Atkinson *et al.* 2002).

En los agroecosistemas templados, el uso de los lotes por parte de las aves parece estar relacionado con la densidad de recursos disponibles, con mayores números donde la cantidad de recursos es mayor (Wilson *et al.* 1996, Robinson & Sutherland 1999). En este sentido, muchas especies de aves granívoras están asociadas a tierras agrícolas, particularmente a tierras cultivadas anualmente, ya que estos ambientes contienen plantas que generan una gran cantidad de semillas que sirven de alimento para este conjunto de aves (Wilson *et al.* 1996, Moorcroft *et al.* 2002). Sin embargo, aunque la tierra bajo uso agrícola contiene, en general, una mayor oferta de recursos

alimenticios para las aves granívoras que otros ambientes en los agroecosistemas, la oferta y su disponibilidad varía entre los diferentes tipos de lotes agrícolas (Chamberlain *et al.* 1999, Siriwardena *et al.* 2000), tanto por su identidad (*i.e.*, cereales, oleaginosas; Wilson *et al.* 1996, Bright *et al.* 2014), como por su estado fenológico (Dolbeer 1990) y la etapa de cultivo (Díaz & Tellería 1994, Wilson *et al.* 1996). Del mismo modo, después de la cosecha del cultivo, los lotes en estado de rastrojo pueden contener cantidades de semillas mayores que otros tipos de lotes agrícolas (Donald & Evans 1994, Evans & Smith 1994, Robinson & Sutherland 1999, Sherfy *et al.* 2011), e incluso, los rastrojos pueden sostener una mayor biomasa de semillas disponibles que los cultivos en pie (Robinson *et al.* 2004). La oferta de recursos en un tipo de hábitat puede ser determinante en la dinámica de las poblaciones de aves (Newton 1980, Stephens *et al.* 2003) y es así que la cantidad de semillas presente en un lote puede tener un rol clave para explicar el uso del mismo por parte de las aves granívoras (Robinson & Sutherland 1999, Moorcroft *et al.* 2002, Macleod & Till 2007).

La mayoría de los estudios que analizan el papel de los rastrojos como tipo de hábitat para las aves han sido llevados a cabo en el hemisferio norte, en donde las actividades agropecuarias han sido practicadas por largos períodos históricos (Sutherland 2004, Evans & Green 2007), mientras que son más escasos los estudios que consideren el rol de los rastrojos para las aves llevados a cabo en el Neotrópico, donde la historia agropecuaria es comparativamente más corta. En los agroecosistemas templados europeos, como resultado de los cambios en los manejos agropecuarios y la intensificación de dichas prácticas, en las últimas décadas se ha observado una severa disminución en la abundancia de varias especies de aves granívoras (Siriwardena *et al.* 1998). Al respecto, se ha encontrado que los rastrojos son sitios que contienen una alta disponibilidad de recursos para dichas especies y, por lo tanto, el mantenimiento de los lotes en este estado ha sido una práctica que promovió la recuperación de sus poblaciones (Buckingham *et al.* 1999, Henderson *et al.* 2000, Evans *et al.* 2004). En los agroecosistemas templados de Sudamérica, los cambios en los manejos agropecuarios en algunos casos ha incrementado la abundancia de ciertas especies de aves granívoras no paseriformes, de manera tal que algunas especies han alcanzado números poblacionales que generaron conflictos con las actividades antrópicas, volviéndose perjudiciales para la agricultura (Bruggers *et al.* 1998, Bucher & Ranvaud 2006, Canavelli *et al.* 2012).

Al mismo tiempo, en ciertas ocasiones se ha detectado que la abundancia de aves en un sitio en particular no es atribuible únicamente a los recursos en dicha área, sino que ésta refleja la disponibilidad relativa de hábitats ricos en recursos a lo largo del entorno circundante (Robinson *et al.* 2001, Robinson *et al.* 2004, Prevedello & Vieira 2010). En este sentido, los elementos

presentes en el paisaje rural pueden estar ofreciendo sitios adecuados para cubrir los requerimientos de alimentación, refugio y/o nidificación para las especies de aves (MacLeod *et al.* 2011, Weyland *et al.* 2014, Burgess *et al.* 2015). Es así que las diferentes características del entorno rural pueden, conjuntamente con el tipo de uso de la tierra en un lote en particular, cubrir los requerimientos de recursos para la alimentación y nidificación (Vickery *et al.* 2004). Al respecto, entre las características del entorno que contribuyen a sostener a ciertas especies de aves, en función de sus características particulares de nidificación, alimentación, etc., figuran los bordes de los campos (Vickery *et al.* 2009, Di Giacomo & Lopez de Casenave 2010, Leveau & Leveau 2011), las zonas urbanizadas y pequeños poblados (Zufiaurre *et al.* 2016) y las arboledas (Canavelli *et al.* 2014, Codesido *et al.* 2015). En lo que respecta a las arboledas en particular, numerosos estudios dan cuenta de que los parches de arboledas atraen a ciertas aves ya que proporcionan sitios de alimentación, refugio y sitios adecuados para la nidificación (Isacch *et al.* 2005, Bucher & Ranvaud 2006, Sarasola & Negro 2006, Bucher & Aramburú 2014).

#### OBJETIVO DE LA TESIS

La relación entre los agroecosistemas templados y la dinámica de las poblaciones de aves granívoras está ampliamente analizada en el hemisferio norte (Díaz & Tellería 1994, Robinson & Sutherland 1999, Wilson *et al.* 1999, Moorcroft *et al.* 2002, Hancock & Wilson 2003, Evans *et al.* 2004, Robinson *et al.* 2004). En Argentina, el estudio de aves granívoras ha sido abordado en profundidad en algunas eco-regiones como El Espinal y El Monte (Marone *et al.* 1997, Lopez de Casenave *et al.* 1998, Cueto & Lopez de Casenave 2000, Marone *et al.* 2000, Blendinger & Ojeda 2001, Gonnet 2001, Marone *et al.* 2008, Milesi *et al.* 2008, Cueto *et al.* 2013, Sagario *et al.* 2014), mientras que en los agroecosistemas de la Región Pampeana han recibido una menor atención (Isacch *et al.* 2003, Codesido *et al.* 2008, Leveau & Leveau 2011, Apellaniz *et al.* 2012). Sin embargo, en particular algunas especies de aves granívoras han sido foco de estudios en los agroecosistemas del centro de Argentina, principalmente en la Región del Espinal, como consecuencia de los conflictos que generan dichas especies sobre las actividades agropecuarias (Murton *et al.* 1974, Bruggers *et al.* 1998, Canavelli *et al.* 2014). Por su parte, los trabajos llevados a cabo hasta el momento con aves granívoras en la Región Pampeana han sido a escala de paisaje y no han considerado la variabilidad estacional (Leveau & Leveau 2004, Weyland *et al.* 2014, Codesido *et al.* 2015).

En función de todos estos antecedentes, el objetivo general de esta Tesis es **analizar la relación entre la abundancia de las aves granívoras con el tipo de uso de la tierra en los lotes y las características del entorno, de modo tal de procurar detectar aquellas variables que cumplan un rol clave en explicar los patrones de uso de los lotes por parte de las aves en agroecosistemas de la Región Pampeana, durante dos períodos contrastantes del año en los cuales los lotes agrícolas se encuentran en estado de rastrojo (primavera-verano y otoño)**. Este objetivo general se desarrollará a través de los siguientes objetivos particulares: a) describir el ensamble de aves terrestres en lotes agrícolas y ganaderos en los agroecosistemas del área de estudio, analizando particularmente el uso diferencial de los mismos por parte de los gremios tróficos; b) analizar el rol del tipo de uso de la tierra afectado al lote (*i.e.*, rastrojo o ganadero) y de las características de su entorno sobre la abundancia de aves granívoras; c) analizar el rol de la identidad del rastrojo y de la biomasa de semillas caídas en lotes agrícolas sobre las aves granívoras; y d) discutir y proponer prácticas agropecuarias que permitan llevar a cabo un manejo de las poblaciones de aves granívoras en los agroecosistemas de la Región Pampeana bonaerense.

## **1.2. ORGANIZACIÓN GENERAL DE LA TESIS**

La organización general de esta Tesis se llevará a cabo de la siguiente manera (Fig. 1.1): en el **capítulo 1** se describen los agroecosistemas y el impacto que las prácticas desarrolladas en los mismos tienen sobre la biodiversidad. Se resalta la importancia de la estacionalidad en los sistemas templados, principalmente en este tipo de sistemas manejados. Luego se resumen los antecedentes generales, identificando los factores considerados clave en explicar los patrones de uso por parte de las aves de los agroecosistemas templados y, finalmente se destacan los antecedentes en particular que motivaron a plantear el objetivo de esta Tesis.

En el **capítulo 2** se presenta el sistema estudiado, que incluye el área de estudio, la Región Pampeana comprendida en la provincia de Buenos Aires, describiendo sus características generales, así como una acotada revisión de la historia de uso de la tierra, detallando luego los sistemas productivos que se llevan a cabo actualmente en la región. Luego, se describen también las cuatro especies de aves granívoras no paseriformes sobre las que se hace foco en esta Tesis, dado su papel potencial como perjudiciales para las actividades agrícolas.

En el **capítulo 3** se describe el ensamble de aves terrestres en los agroecosistemas del área de estudio, analizando particularmente el uso diferencial por parte de los gremios tróficos sobre lotes agrícolas y ganaderos. En este capítulo se ponen a prueba como hipótesis particulares: 1) que los lotes bajo uso ganadero retienen una riqueza específica del ensamble de aves mayor en relación a los lotes agrícolas, y 2) que existe un uso diferencial de los lotes por parte de los gremios tróficos, con una mayor riqueza y/o abundancia de las aves insectívoras en los lotes ganaderos y una mayor riqueza y/o abundancia de aves granívoras en los lotes agrícolas.

En el **capítulo 4** se analiza la relación entre la abundancia de aves granívoras con el tipo de uso de la tierra del lote y las características de su entorno, como el tipo de uso de la tierra de los lotes circundantes y la distancia a la arboleda más cercana. En este capítulo se ponen a prueba como hipótesis particulares: 1) los rastrojos proveen hábitats con alta disponibilidad de alimento para ciertas especies de aves granívoras en función de su historia natural, por lo que sostienen abundancias más altas de tales especies que los lotes ganaderos, 2) la abundancia de las diferentes especies de aves granívoras en un lote determinado es afectada por el tipo de uso de la tierra tanto en dicho lote como por el tipo de uso de la tierra en los lotes de su entorno circundante inmediato, en relación a las características particulares de su historia natural, y 3) las arboledas ofrecen sitios de nidificación y refugio para, al menos, un conjunto de aves granívoras dependiendo de las características particulares de cada especie, por lo que a menor distancia de un lote a una arboleda se incrementan sus abundancias. Este análisis se lleva a cabo teniendo en cuenta que en los agroecosistemas templados el rol de estas características varía estacionalmente en función de los requerimientos particulares de las especies y de la oferta de recursos disponibles.

En el **capítulo 5** se analiza la relación entre las aves granívoras con la identidad de los rastrojos agrícolas y la biomasa de granos caídos en el suelo de los rastrojos. Para analizar de este modo, si la identidad del cultivo que se encuentra en estado de rastrojo, y no tan sólo el uso agrícola, es significativo para explicar el uso de los lotes por parte de las aves. En este capítulo se plantean como hipótesis particulares: 1) que la identidad del rastrojo influye sobre la riqueza de especies de aves granívoras, y 2) que la abundancia de aves granívoras no paseriformes está influenciada por la identidad del rastrojo y está positivamente relacionada con la biomasa de los granos caídos en tales lotes.

Por último, en el **capítulo 6** a modo de síntesis se realiza una acotada recapitulación de los principales resultados obtenidos y, sobre la base de los mismos, se lleva a cabo una discusión general integrando los hallazgos más relevantes. Luego se detallan una serie de propuestas de

manejo tendientes a minimizar el impacto negativo que las poblaciones de las aves focales en este estudio podrían llegar a producir sobre las actividades agropecuarias en el área de la Región Pampeana de la provincia de Buenos Aires.

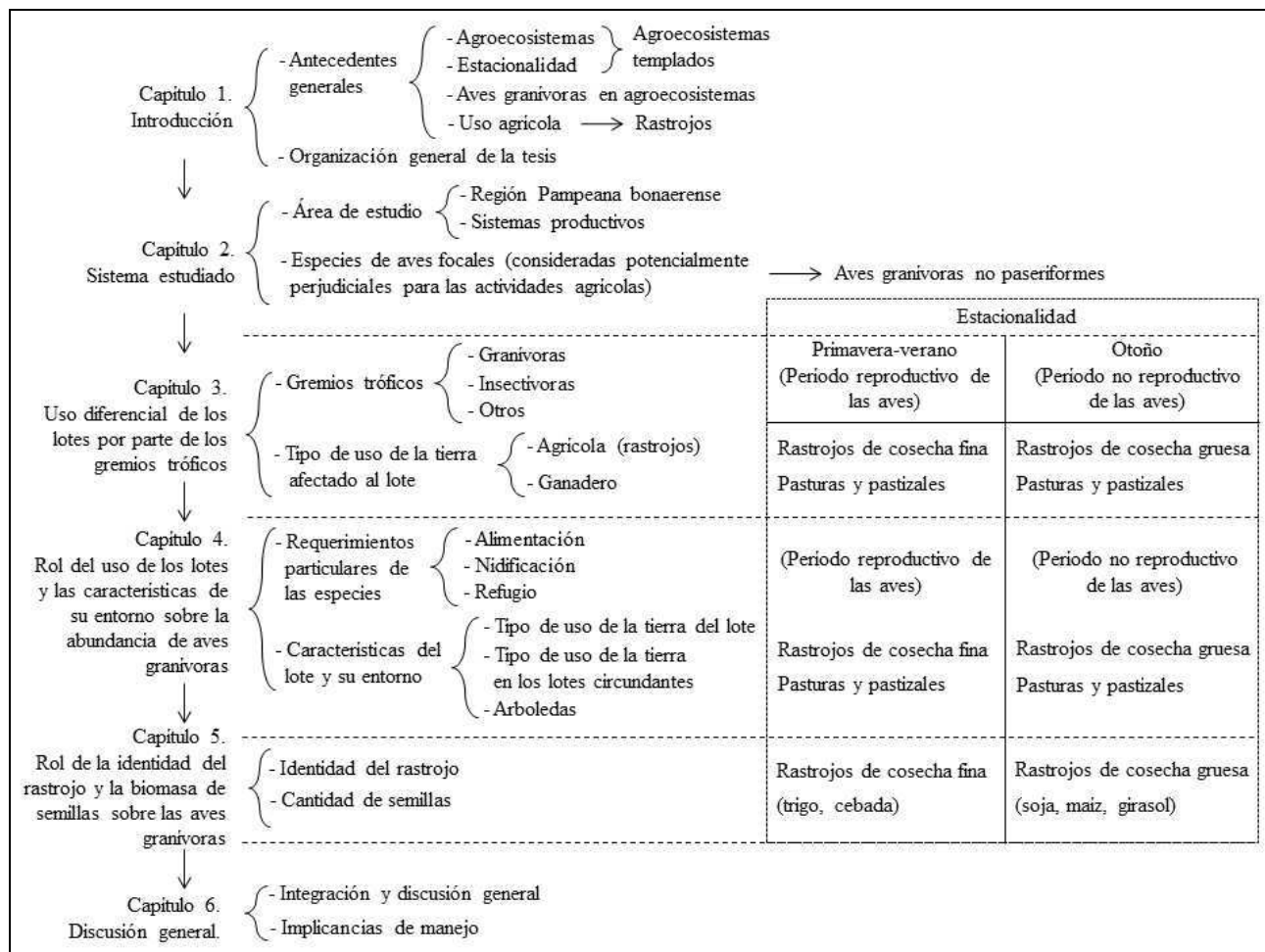


Figura 1.1. Esquema de la estructura general de la Tesis.



## CAPÍTULO 2

### SISTEMA ESTUDIADO

#### 2.1. ÁREA DE ESTUDIO

Los Pastizales del Río de La Plata constituyen una de las regiones de pastizales templados más grandes del mundo y están conformados por los Campos de Uruguay -que incluyen Uruguay y también una parte de las provincias del noreste argentino y del estado de Rio Grande do Sul en Brasil- y la Región Pampeana en Argentina (Bilenca & Miñarro 2004). Particularmente para la Región Pampeana, es posible distinguir en ella una serie de unidades ecológicas que se diferencian entre sí sobre la base de características geomorfológicas, edáficas y de vegetación: la Pampa Austral, la Pampa Interior Arenosa, la Pampa Interior Plana, la Pampa Mesopotámica, la Pampa Ondulada, y la Pampa Deprimida (Soriano *et al.* 1991). Específicamente para esta tesis, el área de estudio comprendió la Región Pampeana incluida en la provincia de Buenos Aires (Fig. 2.1), cubriendo una superficie aproximada de 225000km<sup>2</sup> y extendiéndose unos 500km de sur a norte y 450km de este a oeste.

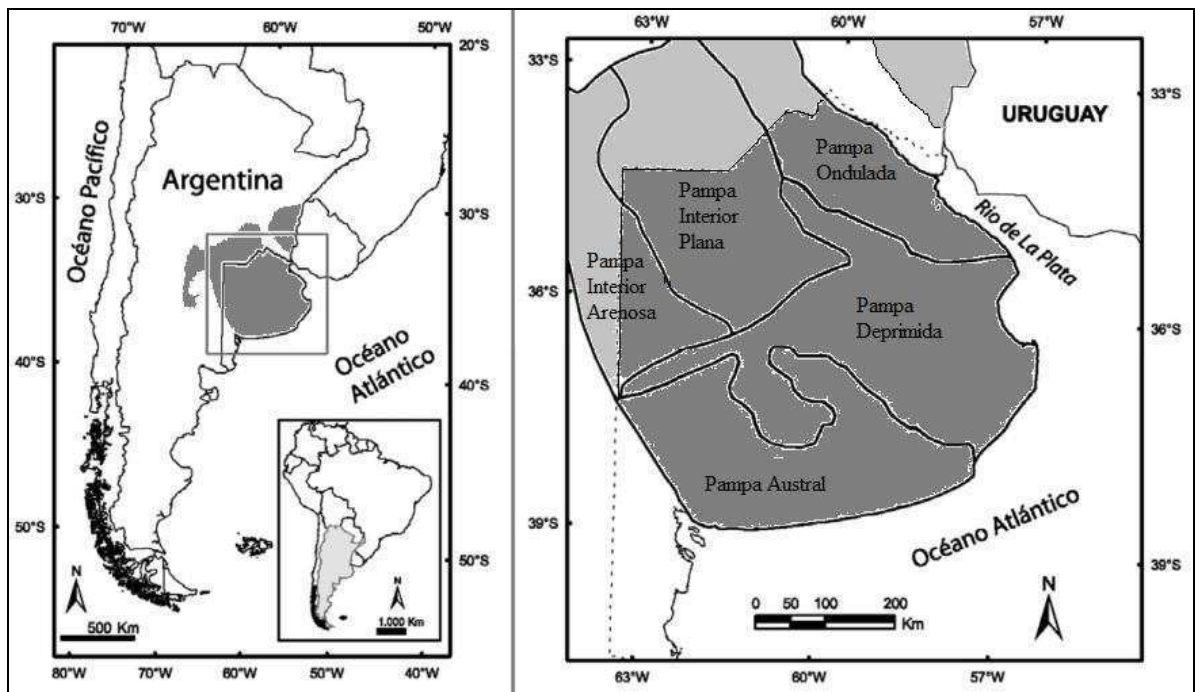


Figura 2.1. A la izquierda la ubicación general de la Región Pampeana (en gris oscuro) en Sudamérica y Argentina. A la derecha, se resalta el área de estudio: la Región Pampeana incluida en la provincia de Buenos Aires (Soriano *et al.* 1991).



El área de estudio tiene un clima húmedo a subhúmedo, con precipitaciones que van en un rango de 600mm al sudoeste hasta 1100mm en el noreste (Soriano *et al.* 1991). La vegetación típica es la de los pastizales templados con un predominio de especies de los géneros *Jarava*, *Nassella*, *Piptochaetium*, *Bromus*, *Aristida*, *Briza*, *Setaria*, *Melica*, *Poa*, *Paspalum* y *Eragrostis* (Soriano *et al.* 1991). Si bien en el pasado las Pampas eran una gigantesca extensión de pastizales, esta región ha sufrido fuertes cambios debido a las actividades antrópicas y, en la actualidad, la agricultura y la ganadería son los tipos de uso de la tierra dominantes (Volante *et al.* 2015). Los patrones entre los tipos de uso de la tierra varían según las diferentes unidades ecológicas: mientras en la Pampa Ondulada los cultivos anuales dominan la matriz del paisaje, en la Pampa Deprimida las limitantes edáficas han restringido el ingreso de cultivos en muchas zonas, por lo que la ganadería de cría bajo pastizales semi-naturales y pasturas continúa siendo el tipo de uso predominante de la tierra, en tanto que la Pampa Interior y la Pampa Austral presentan valores intermedios de superficie bajo usos ganadero y agrícola (Viglizzo & Jobbágy 2010, Volante *et al.* 2015).

#### LOS AGROECOSISTEMAS DE LA REGIÓN PAMPEANA

La Región Pampeana sufrió una serie de aceleradas transformaciones hacia la segunda mitad del siglo XIX luego de la campaña llamada “conquista del desierto” conjuntamente con la expansión de la red de ferrocarriles y el arribo de inmigrantes europeos que, en la medida que fueron estableciéndose, fueron incorporando nuevos manejos agropecuarios para la región (Bilenca *et al.* 2009, Brailovsky & Foguelman 2014). De esta manera, las características estructurales de la Región Pampeana se modificaron sustancialmente con la incorporación de nuevos elementos como el alambrado que dio lugar a lotes bien delimitados, molinos, aguadas y numerosas especies exóticas de árboles (Bilenca *et al.* 2009). Fue así como, en lo que era hasta ese momento una región prácticamente desprovista de árboles (Soriano *et al.* 1991), fueron plantándose especies como ligustros (*Ligustrum lucidum*), palmeras (*Phoenix canariensis*) y posteriormente álamos (*Populus* sp.) y eucaliptos (*Eucalyptus* sp.), que fueron diseminados en la región como montes peridomésticos, barreras contra el viento, sombra y protección para el ganado y como especies ornamentales (Ghersa *et al.* 2002, Zalba & Villamil 2002). El eucalipto merece una atención especial, dado que fue introducido en Argentina hacia mediados del siglo XIX y ya a comienzos del siglo XX las arboledas de esta especie se hicieron muy comunes, como resultado de la gran adopción por parte de los pobladores y porque han seguido la expansión de la red ferroviaria, conformando en la actualidad un

elemento característico en el paisaje rural pampeano (ver Bucher & Aramburú 2014). La introducción de árboles fue rápidamente aprovechada por numerosas especies de aves (Daguerre 1927, Sarasola & Negro 2006, Bucher & Aramburú 2014), quienes a su vez funcionaron como agentes para la dispersión de semillas de otras especies que contribuyeron a modificar la fisonomía de la Región Pampeana.

El período que se inicia en las primeras décadas del siglo XX marca una nueva etapa en la región, con una fuerte transformación tecnológica de la agricultura, que se caracterizó por la introducción de nuevas variedades de cultivos, la aplicación de agroquímicos y la instalación de empresas dedicadas a la producción de insumos agrícolas (Bilenca *et al.* 2009, Brailovsky & Foguelman 2014). A mediados de la década de 1970 se introdujo el cultivo de soja (*Glycine max*) y con él se generó un cambio en los sistemas productivos y uso de la tierra adoptados hasta entonces, en los cuales prevalecía el uso ganadero en pastizales semi-naturales o bajo pasturas implantadas (Satorre 2005, Aizen *et al.* 2009). Paralelamente, hacia fines de la década de 1980 el sistema de labranza convencional comienza a ser paulatinamente reemplazado por el sistema de siembra directa (García *et al.* 2000, Satorre 2005, Peiretti & Dumanski 2014). Al mantener el suelo cubierto por los residuos de cosecha, el sistema de siembra directa reduce sensiblemente la erosión y retiene el contenido de agua en el suelo, lo que permitió extender la agricultura a zonas que tradicionalmente no eran agrícolas (Viglizzo & Jobbágy 2010). El menor tiempo dedicado a las labores que demanda el sistema de siembra directa junto al empleo de variedades de cultivos de ciclo corto favoreció el uso más intensivo de la tierra a través del doble cultivo por año (Satorre 2005). Estos procesos estuvieron apoyados fundamentalmente en un mayor uso de agroquímicos como fertilizantes y pesticidas. La adopción por parte de los productores del cultivo de soja cobró un nuevo impulso a partir de 1996, con el lanzamiento al mercado de variedades de soja transgénica resistentes al herbicida glifosato y su excelente asociación con la siembra directa (Trigo & Cap 2003, Aizen *et al.* 2009). Este proceso ha situado a la soja como el cultivo más sembrado de Argentina y, en particular de la Región Pampeana, siendo la siembra directa el sistema de siembra dominante (Aapresid 2012, Bolsa de Cereales de Buenos Aires 2014, Volante *et al.* 2015).

De este modo, el proceso de “agriculturización” descrito anteriormente comprendió, por un lado, una expansión en la superficie destinada a la agricultura hacia zonas que eran consideradas tierras marginales hasta ese momento, dedicadas mayormente a la ganadería extensiva sobre pastizales naturales o hacia zonas de invernada, al mismo tiempo que ocurrió una intensificación en las actividades agropecuarias (Baldi & Paruelo 2008, Viglizzo & Jobbágy 2010). Esto ha generado

una serie de cambios en las actividades ganaderas como la reducción de la superficie bajo este uso, una reestructuración territorial con desarrollo de ganadería en áreas que hasta entonces también eran consideradas marginales, una concentración de la hacienda y el consecuente aumento de la carga animal en las áreas que quedan disponibles para la ganadería y que el engorde se realiza en gran medida con algún tipo de suplemento nutricional o con alimentación a corral de los animales (Paruelo *et al.* 2006, Viglizzo & Jobbágy 2010).

La conversión de tierras para uso agrícola en detrimento de pastizales, pasturas y rotaciones agro-ganaderas se ha dado con intensidad tanto hacia afuera como hacia el interior de la Región Pampeana. Particularmente para la provincia de Buenos Aires, entre los cultivos de primera y segunda ocupación (es decir, agrupando los cultivos correspondientes al primer y segundo lugar en la rotación, en caso de que ésta se realice) en la campaña 1990/91 se sembraron aproximadamente 8 millones de hectáreas con cultivos, 9 millones en las campañas 2000/01 y mayor a los 12 millones en 2010/11, superando en la campaña 2014/15 los 13 millones de hectáreas (SIIA 2016). Este drástico incremento es explicado en gran parte por la soja, ya que en la campaña 1995/96 la siembra de este cultivo fue un poco superior al millón de hectáreas en la provincia de Buenos Aires, representando alrededor del 15% de las hectáreas sembradas con cultivos en la provincia (agrupando primera y segunda ocupación), mientras que en la campaña 2014/15 se sembraron más de 6,5 millones de hectáreas de soja, siendo este valor casi el 50% de las hectáreas sembradas de la provincia de Buenos Aires (Fig. 2.2; SIIA 2016). La tierra destinada a uso agrícola comprendía alrededor del 20% de la superficie de la provincia hacia 1988 y se estima que en la actualidad esta cifra asciende al 30-35% (INDEC 2002, INDEC 2009).

En la Región Pampeana, los principales cultivos correspondientes al período invernal o llamados de “cosecha fina” son el trigo (*Triticum aestivum*) y la cebada (*Hordeum vulgare*), mientras que los cultivos dominantes en el período estival o de “cosecha gruesa”, además de la soja, son el maíz (*Zea mays*) y girasol (*Helianthus annuus*; Ministerio de Agroindustria 2016). La práctica de doble cultivo generó que en un mismo lote se siembren cultivos invernales y estivales en el año, aunque la rotación está restringida a cultivos con variedades de ciclo corto, siendo mayormente la asociación entre trigo-soja. El uso ganadero de la tierra en la región está dominado por pasturas perennes o anuales, entre ellas alfalfa (*Medicago sativa*), ryegrass (*Lolium* sp.), o por pastizales semi-naturales.

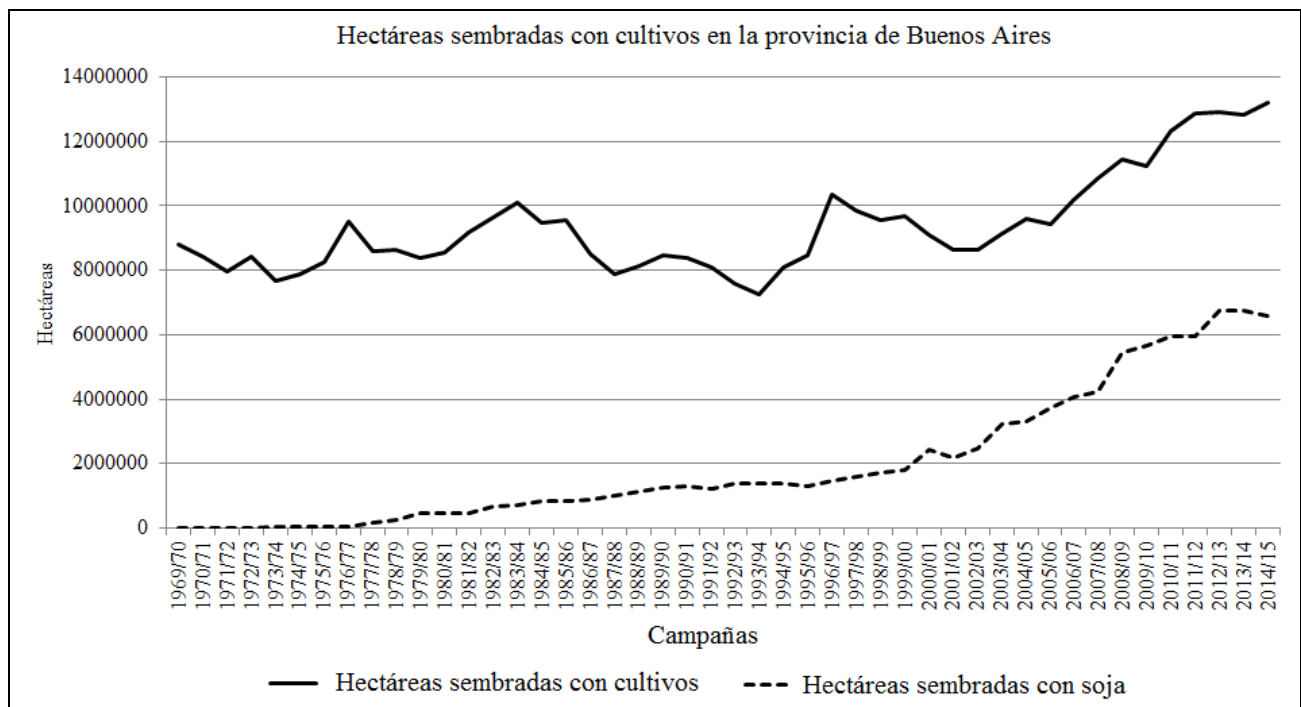


Figura 2.2. Cambios en la cantidad de hectáreas sembradas con cultivos y, en particular con soja, en la provincia de Buenos Aires en las campañas durante las últimas décadas.

Los cambios en las prácticas agropecuarias generalmente tienen un fuerte impacto sobre la biodiversidad de aves (Tucker 1992, McLaughlin & Mineau 1995, Vickery *et al.* 2001, Anteau *et al.* 2011, Sherfy *et al.* 2011). Un cambio de gran magnitud en los lotes es el generado como consecuencia del reemplazo del sistema de siembra convencional, donde una vez que el cultivo era cosechado se araba el rastrojo, por el sistema de siembra directa, mediante el cual los rastrojos se mantienen en pie y el lote se siembra sin ser arado. Dos modificaciones significativas aportadas por este cambio en los sistemas de labranza son, por un lado, el mantenimiento de la estructura de la vegetación en los rastrojos y, por otro, la cantidad de granos caídos que permanecen en el lote.

## 2.2. ESPECIES DE AVES FOCALES

Entre las especies granívoras no paseriformes más comunes en el área de estudio se encuentran la torcaza (*Zenaida auriculata*), la cotorra (*Myiopsitta monachus*) y las palomas picazuro (*Patagioenas picazuro*) y ala manchada (*Patagioenas maculosa*; Codesido *et al.* 2008, Codesido *et al.* 2012). En determinadas situaciones estas especies pueden alcanzar elevados números poblacionales por lo que suelen ser consideradas especies potencialmente perjudiciales para las actividades agropecuarias (Bruggers *et al.* 1998, Canavelli *et al.* 2012).

### *Myiopsitta monachus*

La cotorra (*Myiopsitta monachus*) es un psitácido de tamaño mediano de unos 30cm de largo y 90-120g de peso sin dimorfismo sexual (Fig. 2.3); con la frente, cara, garganta y cuello de color gris claro, escamado de gris oscuro en el pecho; la parte dorsal de la cabeza y el cuello, espalda, rabadilla y la cola verde brillante; subcaudal verde; las alas de color verde opaco con las primarias externas y las secundarias azules; una banda amarillenta-olivácea en el abdomen superior; cola larga y graduada; posee pico grueso anaranjado; iris marrón oscuro y piernas grises (Narosky & Yzurieta 2010). Su distribución abarca desde el centro y este de Bolivia y sur de Brasil, Paraguay, Uruguay y hasta el centro de Argentina donde habita áreas rurales, bosques, arboledas y sabanas, cerca de cursos de ríos y zonas urbanas (Spreyer & Bucher 1998, Bucher & Aramburú 2014).

La dieta de *M. monachus* es esencialmente granívora (Aramburú 1997a, Spreyer & Bucher 1998). Estudios a campo de su dieta en el este de la provincia de Buenos Aires revelaron que ingieren semillas de especies silvestres y cultivadas durante todo el año aunque con gran variación estacional, siendo las semillas silvestres consumidas principalmente durante la primavera y el verano, mientras que en el otoño e invierno consumen en mayor medida las semillas cultivadas (Aramburú 1997a). Estudios en cautiverio mostraron un consumo diario promedio de 10,6g de semillas y una preferencia parcial en el consumo de semillas de girasol > maíz > sorgo > trigo > avena (Aramburú & Bucher 1999).

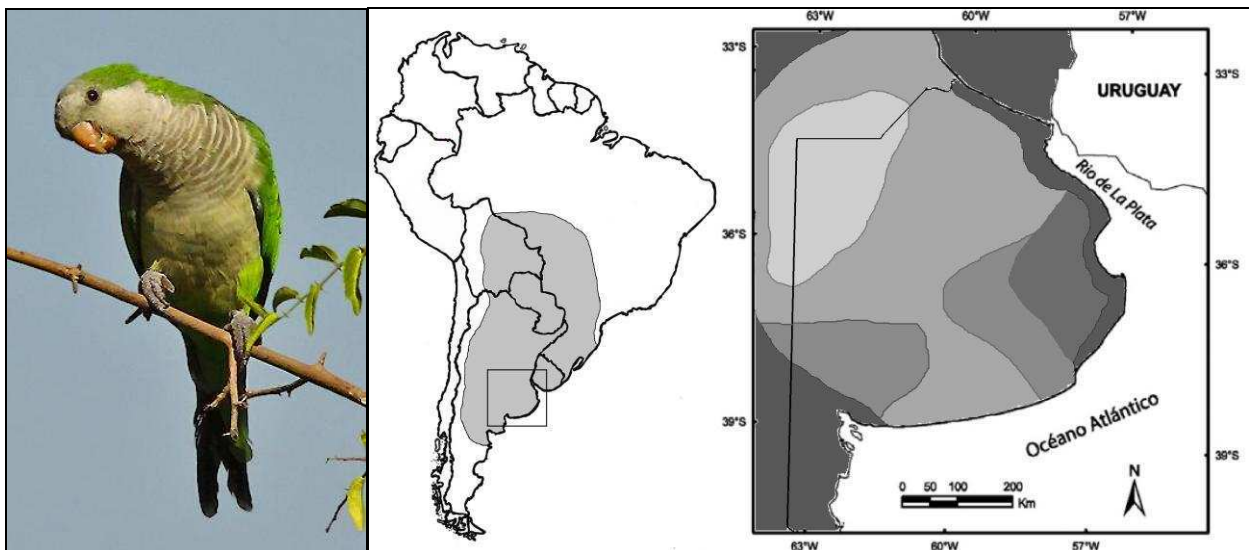


Figura 2.3. Izquierda: individuo de *Myiopsitta monachus* o cotorra (foto de Ramiro Ramírez). Centro: distribución de la especie en Sudamérica (Rodríguez Mata *et al.* 2006, Narosky & Yzurieta 2010, de la Peña 2015). Derecha: distribución y expansión de la especie en el área de estudio (ver texto), en sombreado más oscuro la distribución previa al siglo XX y en los distintos sombreados más claros se muestra la progresiva expansión durante el siglo XX hasta ocupar la región completamente (Narosky & Di Giacomo 1993, Darrieu *et al.* 2013, Bucher & Aramburú 2014).

*M. monachus* es una especie altamente gregaria y con una compleja organización social (Martella 1985, Martella *et al.* 1998, Spreyer & Bucher 1998). Construye nidos grandes de palitos de forma globular en árboles nativos o introducidos, así como en estructuras artificiales (Navarro *et al.* 1992, Bucher & Aramburú 2014, Romero *et al.* 2015, de la Peña 2015). El período no reproductivo comprende los meses de otoño e invierno (marzo-septiembre), durante el cual los individuos de esta especie se agrupan en bandadas, mientras que el período reproductivo abarca los meses de primavera y verano (octubre-febrero), en el que cada pareja ocupa un nido o una cámara de un nido comunal (Martella *et al.* 1998). Durante el período reproductivo, las cotorras criadoras permanecen la mayor parte del tiempo en sus nidos o en las ramas cercanas a ellos, llevando a cabo actividades relacionadas con la construcción o reacondicionamiento del nido, la postura de huevos, su incubación y el posterior cuidado de los pichones y juveniles (Martella *et al.* 1998).

A lo largo del ciclo anual, las cotorras dedican la mayor parte del tiempo a la construcción y reacondicionamiento del nido y a su alimentación, aunque se observa un marcado cambio estacional entre estas dos actividades: las cotorras incrementan las actividades relacionadas a conseguir alimento durante el período no reproductivo, mientras que en el período reproductivo le asignan un alto porcentaje del tiempo a la construcción y mantenimiento del nido (Martella *et al.* 1998).

La tasa de dispersión de esta especie es baja; sólo el 50% de los individuos cambian de nido entre períodos reproductivos y la distancia promedio recorrida en esos desplazamientos es de aproximadamente 500m (Martin & Bucher 1993).

Originalmente, *M. monachus* estaba prácticamente ausente en el interior de la Región Pampeana. Sin embargo, a lo largo del siglo XX, esta especie se ha expandido por el área de estudio, siguiendo un patrón desde los talares de la costa bonaerense hacia el oeste, y desde el sur hacia el norte de la región (Fig. 2.3; Bucher & Aramburú 2014).

### *Zenaida auriculata*

La torcaza (*Zenaida auriculata*) es una paloma de aproximadamente 22-26cm de longitud y 120g de peso siendo ambos sexos muy similares (Fig. 2.4); de coloración general pardo grisácea en el dorso y rosácea o vinácea a ventral; corona gris azulada; la cabeza y nuca presentan tonalidades gris plomizo con reflejos bronce-rosáceos a los lados del cuello y dos líneas negras bordeando el auricular; las cubiertas alares presentan manchas pardo-negruczas; cola plomiza terminada en una franja subapical negra y ápice externo blanco; el ojo es negro y las patas son de coloración rosada apagadas; la hembra con corona, cabeza y partes inferiores con tonalidades más parduscas (Narosky & Yzurieta 2010). Se distribuye en toda Sudamérica, su hábitat natural es principalmente matorrales y montes bajos áridos o semiáridos, aunque es muy adaptable a los cambios en el uso de la tierra y es capaz de utilizar diversos ambientes (Bucher 1974, Murton *et al.* 1974, Bucher 1982). En otras eco-regiones se ha encontrado que esta especie alcanza densidades elevadas en sitios caracterizados por la combinación en el paisaje de parches de arbustales o bosques, en donde puede establecer colonias de nidificación, conjuntamente con áreas abiertas que dispongan de alimento y sitios con agua (Murton *et al.* 1974, Bucher 1974, Bucher & Ranvaud 2006).

La dieta de *Z. auriculata* comprende semillas preferentemente recogidas del suelo de especies de plantas silvestres y de cultivos en proporciones variables (Bucher & Nores 1973, Bucher & Nores 1976, Murton *et al.* 1974). Si no hay disponibilidad de semillas en el suelo, *Z. auriculata* puede alimentarse de semillas de las plantas en pie, siempre que aquellas sean fáciles de extraer, estén disponibles y la planta ofrezca un sustrato lo suficientemente resistente para soportar su peso (Murton *et al.* 1974, Dardanelli *et al.* 2011). Se ha observado también que pueden consumir semillas de cultivos en estado avanzado de maduración e incluso pueden llegar a consumir plántulas de cultivos en emergencia (Bucher & Nores 1976, Ranvaud *et al.* 2001, Dardanelli *et al.* 2011). En

paisajes agrícolas, las semillas cultivadas pueden constituir la mayor parte de su dieta (Murton *et al.* 1974, Bucher & Nores 1976, Ranvaud *et al.* 2001).

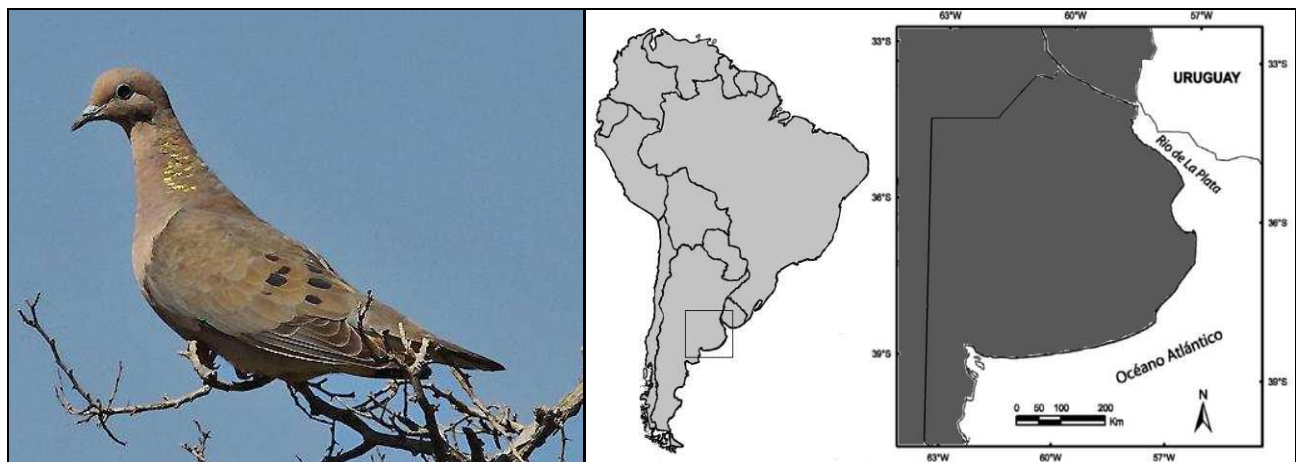


Figura 2.4. Izquierda: individuo de *Zenaida auriculata* o torcaza (foto de Ramiro Ramírez). Centro: distribución de la especie en Sudamérica (Rodríguez Mata *et al.* 2006). Derecha: distribución en el área de estudio (Narosky & Di Giacomo 1993, Darrieu *et al.* 2013).

*Z. auriculata* nidifica principalmente en árboles y arbustos (Murton *et al.* 1974, Bucher 1982), aunque puede nidificar también en pastizales altos (Pretelli *et al.* 2013) y, en situaciones particulares puede llegar a nidificar en el suelo (Murton *et al.* 1974, Bucher 1982). El nido es una plataforma precaria de palitos finos, tallos de yuyos, gramilla, hojitas y, a veces, con algunas plumas (de la Peña 2015). Antes de la gran expansión de la agricultura en Argentina, el período reproductivo de esta especie comprendía desde octubre hasta fines de febrero, pudiendo incluso llegar hasta abril, en coincidencia con el período de mayor disponibilidad de semillas silvestres. Sin embargo, con el desarrollo de la agricultura y la abundancia de semillas que esta actividad genera, se ha observado en otras eco-regiones como es el caso del Espinal, que el período reproductivo de *Z. auriculata* puede llegar a extenderse, siempre que la disponibilidad de alimentos así lo permita (Bucher & Nores 1973, Murton *et al.* 1974). Al igual que el resto de las palomas, pero a diferencia de otras aves granívoras, *Z. auriculata* produce “leche de buche” con la cual cubre las necesidades de proteínas para los pichones, independientemente de otras formas externas de proteínas como los insectos, permitiéndole criar durante gran parte del año (Bucher & Nores 1973, Silver 1984). Si bien *Z. auriculata* nidifica de manera solitaria, se ha registrado también que, en determinadas condiciones favorables, puede presentar nidificación colonial con densidades de nidos muy altas (Bucher 1974, Murton *et al.* 1974). Estas colonias de nidificación se han registrado en parches de bosque nativo o



arbustales densos (Bucher & Ranvaud 2006). Se han detectado colonias de proporciones enormes con millones de individuos en áreas en donde la actividad agropecuaria avanzó sobre la vegetación nativa, como en la Región del Espinal, particularmente en las provincias de Entre Ríos, Santa Fe, Córdoba y La Pampa, y otras en provincias argentinas como Salta y otras regiones puntuales de Sudamérica, en donde las actividades agropecuarias han generado un paisaje en el que se alternan sitios de nidificación y alimentación (Murton *et al.* 1974, Bucher 1982, Bruggers *et al.* 1998, Bucher & Ranvaud 2006).

Una característica particular de *Z. auriculata* son sus movimientos más o menos irregulares a través de grandes áreas, particularmente intensos en los juveniles (Bucher 1974, Murton *et al.* 1974). Se ha propuesto que las poblaciones de *Z. auriculata* podrían estar reguladas por la disponibilidad de alimento, por lo que son capaces de realizar movimientos nomádicos en función de dicha disponibilidad (Murton *et al.* 1974, Bucher 1974, Dardanelli *et al.* 2011).

### *Patagioenas picazuro*

La paloma picazuró (*Patagioenas picazuro*) es una paloma de gran tamaño de unos 34-36cm de longitud y su peso puede superar los 400g (Fig. 2.5). De coloración general gris plumizo vináceo; espalda y alas pardo grisácea sin manchas, con cobertoras alares mayores y medias bordeadas de blanco que forman una línea blanca que, durante el vuelo, tiene forma de media luna; en la parte posterior del cuello presenta notables detalles de un apretado escamado de tonalidades metalizadas de color celeste pálido y rosado vináceo con bordes negros; la cola es plumiza con una ancha banda apical negra; la zona dorsal inferior, rabadilla y cobertoras de la cola son de color plumizo; el ojo es castaño (Narosky & Yzurieta 2010). Se distribuye en el este y sur de Brasil; noreste, este y sur de Bolivia, Paraguay, Uruguay y en Argentina, desde el norte y centro del país hasta el norte de la Patagonia (Fig. 2.5; Rodríguez Mata *et al.* 2006). Habita diversos ambientes y se encuentra en expansión de su rango de distribución como consecuencia de la gran adaptabilidad que ha mostrado esta especie a los cambios en el uso de la tierra (Narosky & Di Giacomo 1993, Aramburú 1997b).

La dieta de *P. picazuro* incluye semillas, brotes y yemas, hojas nuevas, pequeños frutos y algunos invertebrados, los cuales recoge mayormente del suelo y en menor medida en árboles y arbustos. Se alimenta en cultivos durante la siembra, germinación, y consumen granos maduros de los mismos (Aramburú 1997b, Dardanelli *et al.* 2011).

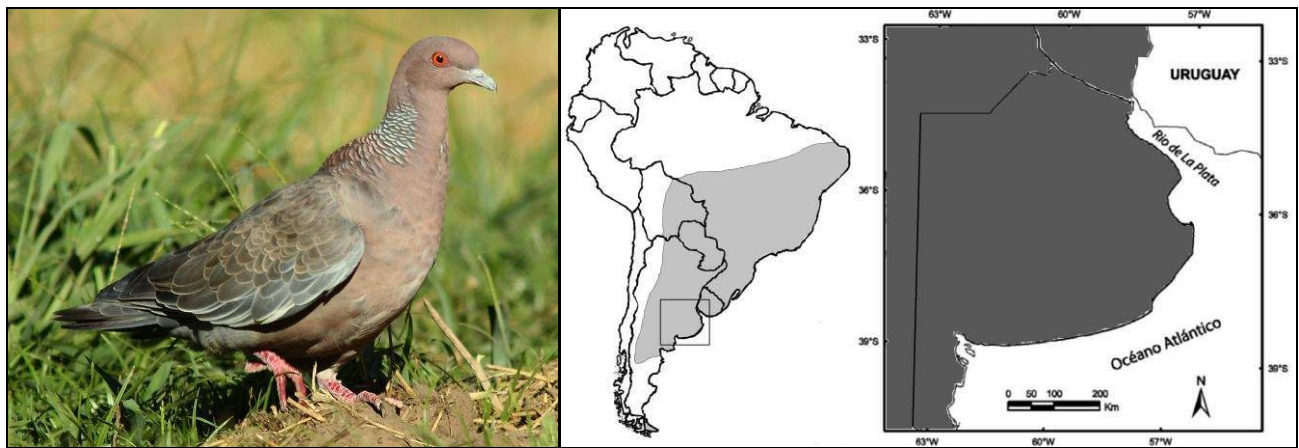


Figura 2.5 Izquierda: individuo de *Patagioenas picazuro* o paloma picazuro (foto de Ramiro Ramírez). Centro: distribución de la especie en Sudamérica (Rodríguez Mata *et al.* 2006). Derecha: distribución en el área de estudio (Narosky & Di Giacomo 1993, Darrieu *et al.* 2013).

*P. picazuro* no cría en colonias, es poco gregaria, y si bien en general se encuentra en parejas o en pequeños grupos, en invierno pueden formar bandadas numerosas (Aramburú 1997b, Dardanelli *et al.* 2011). El nido es una plataforma de palitos y pastos de forma irregular emplazado en ramas de árboles o arbustos a una altura de entre 2 y 6m; aunque la mayor actividad reproductiva fue registrada en los meses de primavera y verano, *P. picazuro* puede reproducirse durante todo el año y varias veces al año (Carman 1971, Carman 1975, Oniki & Willis 2000, Marini *et al.* 2010, de la Peña 2015).

Sus movimientos parecen seguir fuentes de alimentación y el incremento de áreas agrícolas ha permitido que *P. picazuro* aumente tanto en sus números poblacionales como en su rango de distribución, principalmente en la segunda mitad del siglo XX (Carman 1975, Narosky & Di Giacomo 1993, Aramburú 1997b).

### *Patagioenas maculosa*

La paloma ala manchada (*Patagioenas maculosa*), mide aproximadamente 32-33cm de longitud y pesa aproximadamente 300g (Fig. 2.6). La coloración dominante es gris plumizo, con la espalda y las alas más oscuras; cobertoras alares manchadas de blanco en ápice que le confiere el característico maculado; el iris es gris-plumizo; cola gris con ancha banda apical oscura; pico claro con punta oscura y las patas de coloración rojizo apagado (Narosky & Yzurieta 2010). Se distribuye en la región sur de Perú, sur, este y centro de Bolivia, sur de Brasil, Paraguay, Uruguay y Argentina (Rodríguez Mata *et al.* 2006). En Argentina se la encuentra en todo el país, excepto en la Patagonia

sur (Fig. 2.6). Puede habitar diversos ambientes y, de manera similar a las otras dos palomas anteriormente descritas, esta especie ha mostrado ser muy adaptable a los cambios en el uso de la tierra y se ve favorecida en aquellas eco-regiones en donde el avance de la agricultura genera un paisaje en mosaico con parches de bosque nativo y zonas con cultivos (Bruggers *et al.* 1998).

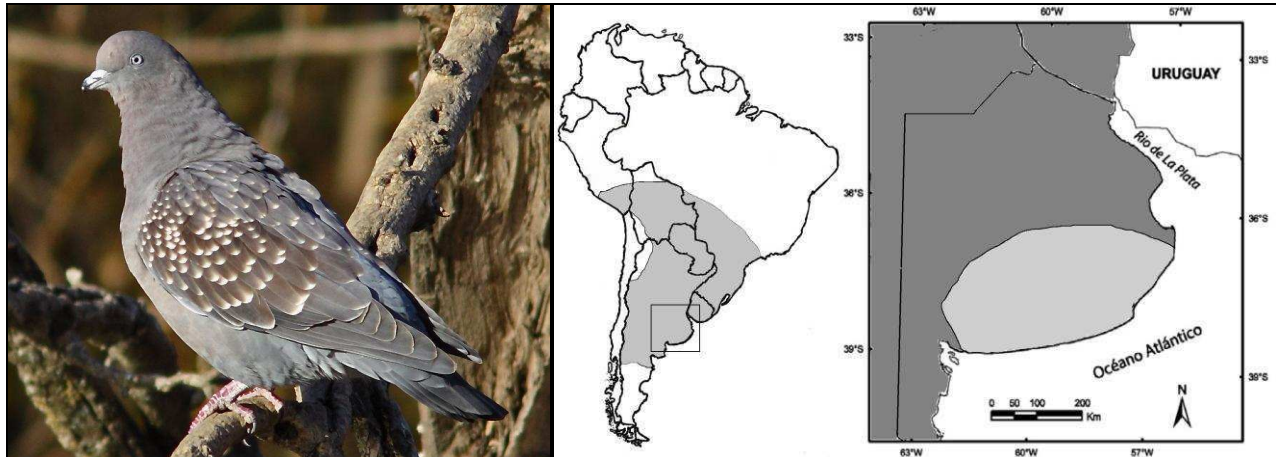


Figura 2.6. Izquierda: individuo de *Patagioenas maculosa* o paloma ala manchada (foto de Ramiro Ramírez). Centro: distribución de la especie en Sudamérica (Rodríguez Mata *et al.* 2006, Narosky & Yzurieta 2010, de la Peña 2015). Derecha: distribución y expansión de la especie en el área de estudio (ver texto), en sombreado más claro se muestra el área de ocupación más reciente (Narosky & Di Giacomo 1993, Darrieu *et al.* 2013).

Se alimenta principalmente de semillas que preferentemente recoge del suelo, así como de material verde, incluyendo las plántulas de cultivos en emergencia (Bruggers *et al.* 1998, Dardanelli *et al.* 2011).

Es una especie poco gregaria y en general se la observa en pequeños grupos de dos a unas pocas decenas de individuos, aunque ocasionalmente pueden observarse bandadas más grandes. *P. maculosa* no cría en colonias. El nido es una plataforma de palitos sostenida en ramas de árboles o arbustos entre 2 a 5m de altura (de la Peña 2015).

*P. maculosa*, se encuentra en expansión geográfica (Bilenca *et al.* 2008) y, particularmente para la provincia de Buenos Aires, *P. maculosa* es aún escasa en el sur de la provincia (Narosky & Di Giacomo 1993, Bilenca *et al.* 2008, Darrieu *et al.* 2013).

Las especies anteriormente descritas suelen ser citadas por producir daños a cultivos en el centro de Argentina y por lo tanto son consideradas plagas de la agricultura (Ares *et al.* 1998, Bruggers *et al.* 1998, Canavelli *et al.* 2013). Si bien en muchos casos tal categorización no suele estar respaldada por estimaciones confiables de los daños (Canavelli *et al.* 2012), no obstante ello, mientras las aves en cuestión sean percibidas como un problema por los actores involucrados en las actividades agropecuarias, dichas especies serán tratadas como tal al momento de la toma de decisiones (Zaccagnini & Canavelli 1998). En referencia al marco legal, actualmente *M. monachus*, *Z. auriculata* y *P. maculosa* están declaradas “aves plaga” por la Disposición 116/64 de “Plagas de la agricultura”, que reglamenta el Decreto-ley 6704/63 (Régimen de defensa sanitaria de la producción agrícola) de la Secretaría de Estado de Agricultura y Ganadería de la Nación Argentina (actual Ministerio de Agroindustria). Al mismo tiempo, en la provincia de Buenos Aires *M. monachus* es categorizada como “ave plaga” y *Z. auriculata*, *P. picazuro* y *P. maculosa* como “aves dañinas o perjudiciales” por el decreto 8996/86.

Los conflictos generados en la región entre estas especies y las actividades agropecuarias datan de tiempo atrás (Dabbene 1935), por lo que se han implementado diversas medidas para reducir el daño a los cultivos, las cuales se dividen principalmente en métodos químicos y métodos físicos o mecánicos (Bullard 1998, Canavelli *et al.* 2012). En general, las prácticas aplicadas presentan dificultades tales como no tener un control adecuado, ser acotadas, no contar con un apropiado diagnóstico de la situación previa o un monitoreo de los resultados, ser irregulares en el tiempo y el espacio, o se llevan a cabo sin evaluar adecuadamente la relación costo-beneficio, lo que ha llevado en muchos casos a un gran esfuerzo por parte de los productores y otros actores sin conseguir la resolución de los problemas (Zaccagnini & Canavelli 1998, Aramburú *et al.* 2013).

Entre los métodos aplicados en los agroecosistemas del centro de Argentina tendientes a ahuyentar a las aves, ya sea evitando el acceso al cultivo o interrumpiendo su actividad alimenticia, se encuentran prácticas muy diversas que tienen como objetivo asustar a las aves a través de métodos físicos auditivos o visuales. Entre los métodos auditivos se utilizan “tiros al aire” con armas de fuego y pirotecnia (Bullard 1998, Aramburú *et al.* 2013), y entre los métodos visuales se utilizan cintas refractarias, globos con colores y simulando aves rapaces (Bucher 1998a). En ciertos casos, los productores suelen optar por métodos que se proponen obstruir el acceso al cultivo a proteger cubriendo al cultivo con redes, aunque estas prácticas son muy costosas y su costo-beneficio es

limitado, sólo aplicándose en situaciones con cultivares especiales, parcelas muy pequeñas o para huertas y frutales (Canavelli *et al.* 2012). Más expandido es la siembra de variedades de cultivos con propiedades “anti-pájaros” como es el caso de semillas con alto contenido de taninos que disminuye la palatabilidad o que posean propiedades morfológicas que dificultan la disponibilidad, restringiendo de esta manera el acceso a las semillas (Bucher 1998a, Bullard 1998). Muchos de los métodos para el manejo de las aves potencialmente perjudiciales han sido considerados para analizar la resolución de conflictos en otras eco-regiones del país, junto con el estudio adecuado de su aplicación, eficacia y el monitoreo de resultados (Bucher 1974, Canavelli 2009, Canavelli 2010, Addy Orduna 2011, Milocco *et al.* 2011). Estos métodos físicos también han sido aplicados de manera particular por algunos productores en el área de estudio en forma aislada y, en ciertos casos, sin el asesoramiento adecuado, lo que conduce a resultados deficientes (*E. Zufiaurre, observación personal*).

Sin embargo, las prácticas aplicadas tanto por los productores particulares, como promovidas por instituciones gubernamentales, se concentran principalmente en disminuir la abundancia de individuos mediante el control letal (Canavelli *et al.* 2012). Dicho control se ha realizado a través de la caza con armas de fuego, trampeo, redes, volteo o incendio de nidos, uso de cebos tóxicos y aplicación de plaguicidas en el interior de los mismos (Medvescigh 1998, Canavelli *et al.* 2012, Aramburú *et al.* 2013). Una atención especial merece el “método de la grasa” que se aplica principalmente en la provincia de Buenos Aires para el control de *M. monachus*. A partir del decreto 4328 que reglamenta la ley de Sanidad Vegetal 5770 que declara “Plaga de la Agricultura” a esta especie, desde la Dirección de Sanidad Vegetal se promovió la utilización de este método, el que fuera aprobado mediante Disposición N° 126/92. Esta normativa autoriza el producto utilizado para el control de cotorras en la Provincia de Buenos Aires, en virtud de las atribuciones conferidas por el Decreto 4328 de la Ley de Sanidad Vegetal. Este método consiste en la aplicación de una mezcla de grasa de litio con un plaguicida de contacto (Carbofuran 47-50%, formulado como líquido) en la entrada de los nidos (Medvescigh 1998, Canavelli *et al.* 2012, Aramburú *et al.* 2013). Este método se aplica con el asesoramiento del Ministerio de Asuntos Agrarios de la provincia de Buenos Aires (ver Dirección de Sanidad Vegetal 2010) y la persona o grupo de personas encargadas del tratamiento llamados “cotorreros”, aplican esa mezcla en la boca de los nidos con cañas o con “hondas” (Medvescigh 1998). El método de la caña consiste en unir cañas hasta lograr la altura deseada y en la punta de la misma se usan cepillos especiales o un hisopo de arpillera que se unta con el producto, éstos se introducen en la boca del nido para depositar el producto, esta operación se

repite cada cuatro o cinco bocas (Leloir 2013). En cuanto al método de la honda, esta modalidad utiliza una bolita de plomo que es arrojada por sobre el nido con la honda, la bolita tiene atada una soga con una roldana la cual se utiliza para acercar y luego maniobrar una lanza con un cepillo impregnado con la mezcla (Leloir 2013). Si bien este control está permitido en la provincia, el carbofurán no está registrado como producto avícola en el país (es decir, como producto químico para matar aves; ver Canavelli *et al.* 2012). Esto, junto a la falta de información respecto de los riesgos de impacto en otras especies, ha generado numerosos conflictos que han llegado incluso a instancias judiciales (ver Disposición N° 1/07 y 37/06 Dirección de Sanidad Vegetal, Ministerio de Asuntos Agrarios, Provincia de Buenos Aires; Aramburú *et al.* 2013). Sumado a esto, dicha práctica suele no ser sostenida en el tiempo, así como en regiones particulares las campañas no han sido generalizadas sin llegar a cubrir la totalidad de establecimientos en una región (E. Zufiaurre, *observación personal*). Es por todo esto que la resolución del conflicto entre las aves y los cultivos enfocado con este tipo de métodos de control está lejos de alcanzarse.



### **CAPÍTULO 3**

#### **USO DIFERENCIAL DE LOTES AGRÍCOLAS Y GANADEROS POR EL ENSAMBLE DE AVES TERRESTRES:**

#### **CONTRIBUCIÓN RELATIVA DE LOS GREMIOS TRÓFICOS**

*El tema tratado en este capítulo resultó en la publicación del siguiente trabajo: Zufiaurre, E., M. Codesido, A. M. Abba, & D. Bilenca. Uso diferencial de lotes agrícolas y ganaderos por aves terrestres en la Región Pampeana, Argentina. Hornero. En prensa.*



### 3.1. RESUMEN

Las respuestas del ensamble de aves pueden en principio agruparse en patrones según los gremios tróficos a los que pertenecen las distintas especies. Es así que las aves insectívoras suelen utilizar en mayor medida hábitats que sostienen alta cantidad y diversidad de insectos, los cuales, generalmente, están asociados a tierras bajo uso ganadero. Por otra parte, las aves granívoras tienden a utilizar mayormente lotes con cultivos y, en particular, lotes con rastrojos que sostienen una alta oferta de semillas. En el área de estudio y como resultado de la amplia adopción de la práctica de siembra directa es posible detectar la presencia de extensas áreas con rastrojos de cultivos al cabo de la “cosecha fina” en primavera-verano y de la “cosecha gruesa” en otoño. El objetivo de este capítulo fue describir el ensamble de aves terrestres en el área de estudio y poner a prueba como hipótesis particulares: 1) que los lotes bajo uso ganadero retienen una mayor riqueza de aves en relación a los lotes agrícolas, y 2) que existe un uso diferencial de los lotes por parte de los gremios tróficos, con predominio de las aves granívoras en lotes agrícolas y de insectívoras en lotes ganaderos. Los muestreos se llevaron a cabo durante dos períodos contrastantes del año en los cuales los lotes agrícolas se encontraban en estado de rastrojo. Se seleccionaron 25 sitios que fueron visitados en cuatro muestreos: dos en primavera-verano y dos en otoño. En cada sitio y muestreo se eligieron dos lotes agrícolas y dos ganaderos diferentes, totalizando 392 lotes. Para registrar las aves, en cada lote se estableció una transecta lineal de 700x100m. Se registraron 75 especies. Los lotes ganaderos sostuvieron una riqueza específica de aves mayor que los lotes agrícolas a lo largo de todo el estudio, aportada por una mayor riqueza de aves insectívoras. En primavera-verano, hubo además una mayor abundancia de aves en lotes ganaderos, particularmente de insectívoras. No hubo diferencias en la riqueza y/o abundancia en el gremio de las granívoras entre lotes bajo diferentes usos de la tierra, aunque en el otoño se registró un marcado uso diferencial de los lotes agrícolas por la especie granívora *Z. auriculata*, que acumuló, por sí sola, el 36% de la abundancia en los lotes agrícolas en ese período. La falta de respuesta gremial de las granívoras por los lotes agrícolas sugiere que la respuesta de este gremio se reduciría sólo a algunos tipos específicos de lotes (*i.e.*, identidad del cultivo) más que al uso agrícola en sí, o bien que la respuesta es especie-específica más que gremial. Estos resultados muestran un empobrecimiento del ensamble en lotes agrícolas respecto de los ganaderos, y es de esperar que estas tendencias se acentúen en la medida que se profundice la sustitución entre estos diferentes tipos de usos de la tierra.

### 3.2. INTRODUCCIÓN

Tal como ocurre en otros agroecosistemas del mundo, las prácticas agropecuarias llevadas a cabo en la Región Pampeana generan cambios en los patrones de uso de la tierra, que a su vez tienen consecuencias sobre la biodiversidad, afectando tanto la estructura de las comunidades como la dinámica de algunas de sus poblaciones (de la Fuente & Suárez 2008, Oesterheld 2008, Bilenca *et al.* 2012). En particular, los ensambles de aves son sensibles a tales cambios, pudiendo responder tanto a escala biogeográfica, como regional o local (Benton *et al.* 2003, Robinson *et al.* 2004). En general, estas respuestas suelen ser diferenciales, de modo tal que cada especie o conjunto de especies puede responder de manera específica ante los cambios en el uso de la tierra de un lote particular (Robinson *et al.* 2001, Moorcroft *et al.* 2002).

Considerando que los recursos alimenticios son un factor clave en la dinámica de las poblaciones de aves (Newton 1980, Martin 1987), y que los diferentes tipos de uso de la tierra en los agroecosistemas afectan la disponibilidad de recursos tróficos tales como invertebrados y semillas (Wilson *et al.* 1999, Benton *et al.* 2003), las respuestas del ensamble de aves pueden en principio agruparse en patrones según los gremios tróficos a los que pertenecen las distintas especies (Lopez de Casenave 2001, Atkinson *et al.* 2002). Es así que las especies de aves agrupadas en el gremio de las insectívoras suelen utilizar en mayor medida hábitats que sostienen alta cantidad y diversidad de insectos, los cuales, generalmente, están asociados a tierras bajo uso ganadero (Tucker 1992, Wilson *et al.* 1996, Atkinson *et al.* 2002). Por otra parte, las aves agrupadas en el gremio de las granívoras tienden a utilizar mayormente tierras con cultivos y lotes con rastrojos en particular, ya que sostienen una alta oferta de semillas (Díaz & Tellería 1994, Wilson *et al.* 1996, Atkinson *et al.* 2002, Robinson *et al.* 2004). Sin embargo, el uso por parte de las aves de un lote con un determinado tipo de uso de la tierra no siempre es el resultado de la oferta (*i.e.*, cantidad) de alimento, sino que también otras características, tales como la estructura de la vegetación y las perturbaciones producto del manejo que se llevan a cabo en dicho lote, afectan el uso del hábitat por parte de las diferentes especies de aves (Díaz & Tellería 1994, Perkins *et al.* 2000, Devereux *et al.* 2004, Whittingham *et al.* 2006, Azpiroz & Blake 2016). La aplicación de insumos, por ejemplo de pesticidas, podría tener un efecto indirecto sobre las aves alterando la abundancia y disponibilidad de recursos tróficos (Campbell *et al.* 1997, Donald *et al.* 2001, Wilson *et al.* 1999). Así, el uso de insecticidas reduce directamente la oferta de invertebrados en un lote, mientras que el uso de herbicidas reduce la cantidad de malezas, las cuales pueden contener tanto semillas o albergar estadíos inmaduros de

insectos, afectando la oferta de ítems alimenticios para algunas especies de aves (Campbell *et al.* 1997).

En las últimas décadas, los agroecosistemas de la Región Pampeana han sido objeto de fuertes cambios en los patrones de uso de la tierra caracterizados por la expansión de la agricultura en detrimento de rotaciones agro-ganaderas, y en donde los pastizales y pasturas han sido reemplazados por cultivos (ver capítulo 2, sección 2.1. Área de estudio). Este proceso se incrementó con la amplia adopción de la práctica de siembra directa conjuntamente con la aparición en el mercado de variedades de soja transgénica resistentes al herbicida glifosato y a variedades de cultivos de ciclo corto, lo que derivó en prácticas como el doble cultivo, con una marcada expansión agrícola, particularmente en la provincia de Buenos Aires (ver capítulo 2, sección 2.1. Área de estudio). De esta manera, al cabo de la “cosecha fina” en primavera-verano y de la “cosecha gruesa” en otoño, con la práctica de labranza mínima de la siembra directa, es posible detectar la presencia de extensas áreas con rastrojos de cultivos en los agroecosistemas pampeanos.

Al mismo tiempo, resulta importante destacar que los agroecosistemas templados sufren cambios estacionales en su estructura, fenología y régimen de disturbios que afectan la disponibilidad de los recursos para el ensamble de aves, lo que podría repercutir en la distribución y abundancia de la avifauna entre los distintos tipos de hábitats (Law & Dickman 1998, Atkinson *et al.* 2002, Codesido *et al.* 2008, Leveau & Leveau 2011, Apellaniz *et al.* 2012).

En función de estos antecedentes, en este capítulo se plantean las siguientes hipótesis particulares: 1) los lotes bajo uso ganadero retienen una mayor fracción de la riqueza del ensamble de aves en relación a los lotes agrícolas (Codesido *et al.* 2008), y 2) existe un uso diferencial de los lotes por parte de los gremios tróficos, con una mayor riqueza y/o abundancia de las aves insectívoras en los lotes ganaderos y una mayor riqueza y/o abundancia de aves granívoras en los lotes agrícolas (Wilson *et al.* 1996, Atkinson *et al.* 2002). El objetivo del capítulo es describir el ensamble de aves terrestres en el área de estudio y poner a prueba estas hipótesis durante dos períodos contrastantes del año en que los lotes agrícolas se encuentran en etapa de rastrojo, coincidentemente con el período reproductivo y no reproductivo de las aves.

### 3.3. METODOLOGÍA

Considerando la extensión del área de estudio y para cubrir la variabilidad existente, en cada una de las cinco unidades ecológicas presentes en la Región Pampeana de la provincia de Buenos Aires, se eligieron cinco sitios separados al menos 50km totalizando así 25 sitios distribuidos en el área de estudio (Fig. 3.1; Ver apéndice A.1). Los sitios son representativos de los agroecosistemas pampeanos, en este sentido para evitar otras fuentes de variación que influyen sobre los mismos se evitaron las regiones cercanas a: a) los centros urbanos, b) al delta del Río de la Plata, c) la costa del mar, d) talares, y e) los sistemas de serranías y zonas anegadas (ver Fig. 3.1).

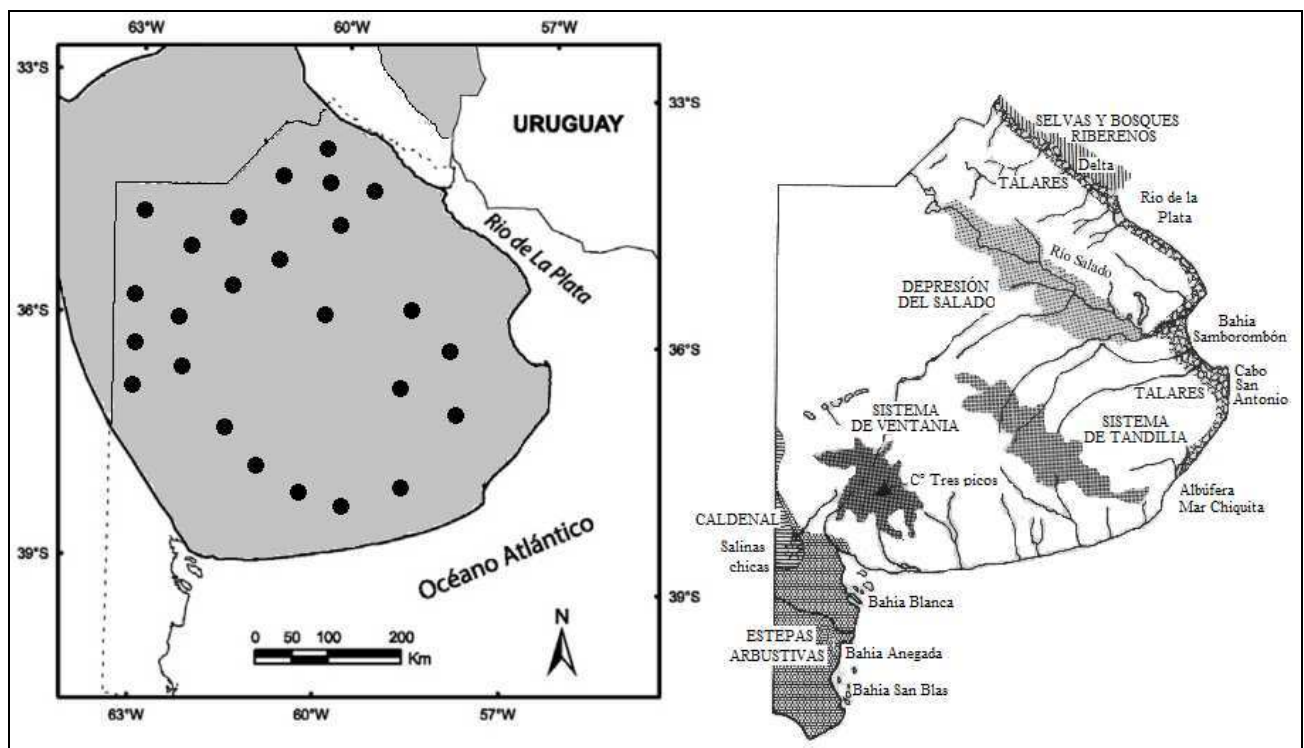


Figura 3.1. Izquierda: Ubicación aproximada de los 25 sitios de muestreo (puntos negros) en el área de estudio. Derecha: Mapa biogeográfico de la provincia de Buenos Aires (Narosky & Di Giacomo 1993).

El estudio se llevó a cabo entre diciembre de 2011 y junio de 2013, durante el cual se realizaron cuatro muestreos, dos pertenecientes al período de primavera-verano (entre los meses de diciembre y enero de 2011/12 y entre diciembre y enero de 2012/13) y dos en otoño (entre los meses de abril y mayo de 2012, y mayo y junio de 2013). Se eligieron estos períodos de muestreo ya que es la época del año en que los lotes agrícolas se encuentran en etapa de rastrojo luego de la cosecha. Los cultivos invernales o de “cosecha fina” son cosechados a fines de noviembre y diciembre, mientras que los cultivos estivales o de “cosecha gruesa” son cosechados entre marzo y mayo.

En cada uno de los sitios y en cada ocasión de muestreo se eligieron cuatro lotes diferentes separados por al menos 1500m entre sí, dos lotes bajo uso ganadero y dos bajo uso agrícola, lo que dio un total de 392 lotes (196 de cada uso, ya que en diciembre de 2011 no se pudo muestrear dos sitios por problemas logísticos).

Considerando la diversidad de los lotes y los cultivos más extendidos en el área de estudio, se procuró en caso de ser posible, que al menos uno de los dos lotes agrícolas en cada sitio sea rastrojo de trigo en primavera-verano, y al menos uno de los dos lotes agrícolas en otoño sea un lote con rastrojo de soja. Para los lotes ganaderos, en caso de ser posible, uno con pasturas y el otro con pastizal semi-natural. De esta manera, se procuró obtener una muestra representativa de los agroecosistemas pampeanos bonaerenses.

Los lotes agrícolas (~43ha en promedio; rango: 15-180ha) tuvieron rastrojos de trigo, cebada y centeno (*Secale cereale*) en primavera-verano y rastrojos de soja, maíz, girasol (*Helianthus annuus*) y sorgo (*Sorghum* sp.) en otoño (Tabla 3.1). Los lotes ganaderos (~47ha en promedio; rango: 15-316ha) incluyeron pastizales semi-naturales y pasturas de alfalfa (*Medicago sativa*) y ryegrass (*Lolium* sp.).

Tabla 3.1. Identidad y número (N) de los lotes muestreados según el tipo de uso de la tierra en el lote (agrícola/ganadero) y el período de muestreo (primavera-verano y otoño).

Lotes agrícolas (N= 196)			Lotes ganaderos (N= 196)		
	Identidad del rastrojo	N		Identidad del lote	N
Prim-ver	Trigo	45	Prim-ver	Pastizal	39
	Cebada	34		Alfalfa	34
	Centeno	2		Ryegrass	13
	Avena ( <i>Avena</i> sp.)	2		Otras pasturas	10
	Otros cultivos	13			
Otoño	Soja	54	Otoño	Pastizal	35
	Maíz	27		Alfalfa	23
	Girasol	13		Ryegrass	9
	Sorgo	4		Verdeo de invierno	14
	Maní ( <i>Arachis hypogaea</i> )	2		Otras pasturas	19

#### MUESTREO DE AVES

Los muestreos de aves fueron realizados durante las cuatro horas posteriores al amanecer. Dentro de cada lote y evitando los bordes (50m), se estableció una transecta lineal de ancho fijo de 700m de

largo por 100m de ancho (Bibby *et al.* 2000). Se recorrió cada transecta a paso constante (~15min) registrando todas las aves vistas y/u oídas dentro de la transecta, incluyendo las aves posadas o en vuelo debajo de los 15m (Azpiroz & Blake 2009), lo que sumado dio como resultado un esfuerzo de muestreo de ~5880min (98h). Se clasificaron a las especies según su estatus de residencia y el gremio trófico al que pertenecían (Codesido 2010).

## ANÁLISIS DE DATOS

Se realizaron análisis separados para cada período de muestreo (primavera-verano y otoño). En cada caso, se estimó para cada transecta la riqueza específica (número de especies por transecta, en adelante: especies/transecta) y la abundancia (número de individuos por transecta, en adelante: individuos/transecta). Luego, se comparó la riqueza y la abundancia media, tanto a nivel del ensamble como gremial, entre lotes bajo uso agrícola y ganadero mediante sendas pruebas de anova de una vía (Zar 1996), transformando los datos cuando no se cumplieron los supuestos, o en su defecto mediante pruebas no paramétricas de Mann-Whitney (Balzarini *et al.* 2008). En todos los casos, se consideraron para dichas comparaciones sólo las especies que presentaron una ocupación de las transectas mayor al 1% del total de las 392 transectas analizadas (*i.e.*, presentes en más de 4 transectas), de modo tal de excluir a las especies raras del análisis (Codesido *et al.* 2012).

Por otra parte, se compararon las abundancias medias entre tipos de usos de los lotes para cada una de aquellas especies dominantes (las que sumadas comprendieron el 80% de la abundancia total del ensamble en cada período) mediante sendas pruebas de Mann-Whitney (Balzarini *et al.* 2008).

Finalmente, se compararon los porcentajes de ocupación de las transectas entre los distintos tipos de uso de la tierra mediante pruebas de diferencias de proporciones (Zar 1996), las cuales fueron aplicadas a las especies que estuvieron presentes en más del 10% de las transectas en cada período (Codesido *et al.* 2012). Para los casos de estos dos últimos análisis, como se realizaron múltiples comparaciones para el mismo conjunto de datos, se fijó el  $\alpha$  global considerando que las diferencias fueran significativas con un  $p$ -valor  $< 0,01$ , mientras que para el resto de las comparaciones se mantuvo un  $p$ -valor  $< 0,05$ . Los valores son reportados como media  $\pm$  error estándar. Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el programa Infostat (Di Rienzo *et al.* 2013).

### 3.4. RESULTADOS

Se registró un total de 25810 individuos pertenecientes a 75 especies de aves, de los cuales 11471 individuos (44% del total) pertenecientes a 69 especies correspondieron a los muestreos de primavera-verano, en tanto que 14339 individuos (56%) correspondientes a 57 especies fueron registrados en otoño (Tablas 3.2 y 3.3).

Tabla 3.2. Riqueza específica y abundancia de aves acumulada del ensamble, clasificadas según su estatus de residencia, en lotes agrícolas y ganaderos.

Tipo de uso de los lotes	Primavera-verano		Otoño	
	Agrícola (N= 96)	Ganadero (N= 96)	Agrícola (N= 100)	Ganadero (N= 100)
Riqueza total ensamble	64	66	44	52
Riqueza total residentes	51	53	37	44
Riqueza total migrantes	13	13	7	8
Abundancia total ensamble	4820	6651	8282	6057
Abundancia total residentes	4288	6045	7768	5818
Abundancia total migrantes	532	606	514	239

Del total de especies del ensamble, 56 fueron residentes (75%), 10 migrantes estivales neotropicales (13%), dos migrantes estivales neárticas (3%) y siete correspondieron a especies migrantes invernales (9%; Tabla 3.2). En primavera-verano, las especies migrantes estivales representaron menos del 10% de la abundancia del ensamble (10% en lotes agrícolas y 8% en ganaderos), mientras que en otoño las migrantes invernales representaron menos del 5% de la abundancia del ensamble (6% en lotes agrícolas y 2% en ganaderos).

En primavera-verano, la riqueza específica del ensamble en los lotes ganaderos fue 24% mayor que en los lotes agrícolas ( $F_{1; 190} = 10,9$ ;  $p = 0,001$ ; Fig. 3.2), en particular para las especies insectívoras ( $5,1 \pm 0,3$  y  $3,8 \pm 0,2$  especies/transecta respectivamente;  $F_{1; 190} = 12,1$ ;  $p = 0,0006$ ; Fig. 3.2), quienes fueron a su vez las especies más numerosas del ensamble (Fig. 3.2). El mismo patrón ocurre con la abundancia, ya que los lotes ganaderos mostraron una abundancia media 38% mayor que los lotes agrícolas ( $F_{1; 190} = 7,9$ ;  $p = 0,005$ ; Fig. 3.2), siendo esta diferencia aportada nuevamente por las aves insectívoras ( $39,6 \pm 3,6$  y  $25,6 \pm 3,9$  individuos/transecta respectivamente;  $F_{1; 190} = 6,9$ ;  $p = 0,009$ ; Fig. 3.2). No se registraron diferencias ni en la riqueza ni en la abundancia media de las granívoras entre lotes bajo diferentes tipos de uso de la tierra (Fig. 3.2).

Por otra parte, en primavera-verano 14 especies (de las 69 registradas durante el período) concentraron el 80% de la abundancia total del ensamble, siendo *Z. auriculata* la especie más

abundante, seguida por *Vanellus chilensis*, *Plegades chihi*, *Sicalis luteola* y *M. monachus* (Fig. 3.3). De estas 14 especies, *V. chilensis* y *Sturnella superciliaris*, ambas insectívoras, mostraron un uso diferencial por los lotes ganaderos ( $U= 7905$ ;  $U= 7520$ , respectivamente;  $p < 0,001$ ; Fig. 3.3), mientras que no se registraron especies que hubieran realizado un uso diferencial por los lotes agrícolas.

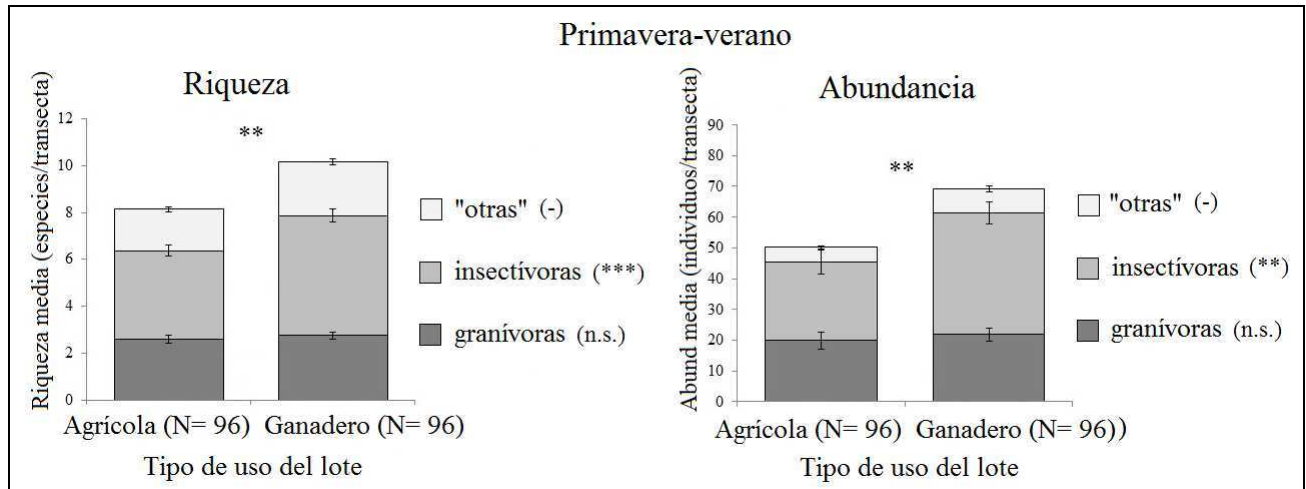


Figura 3.2. Riqueza específica (especies/transecta) y abundancia (individuos/transecta) del ensamble total y por gremio trófico en lotes agrícolas y ganaderos en primavera-verano. \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$ ; n.s. diferencias estadísticamente no significativas. Para el grupo "otras" no se realizaron análisis estadísticos.

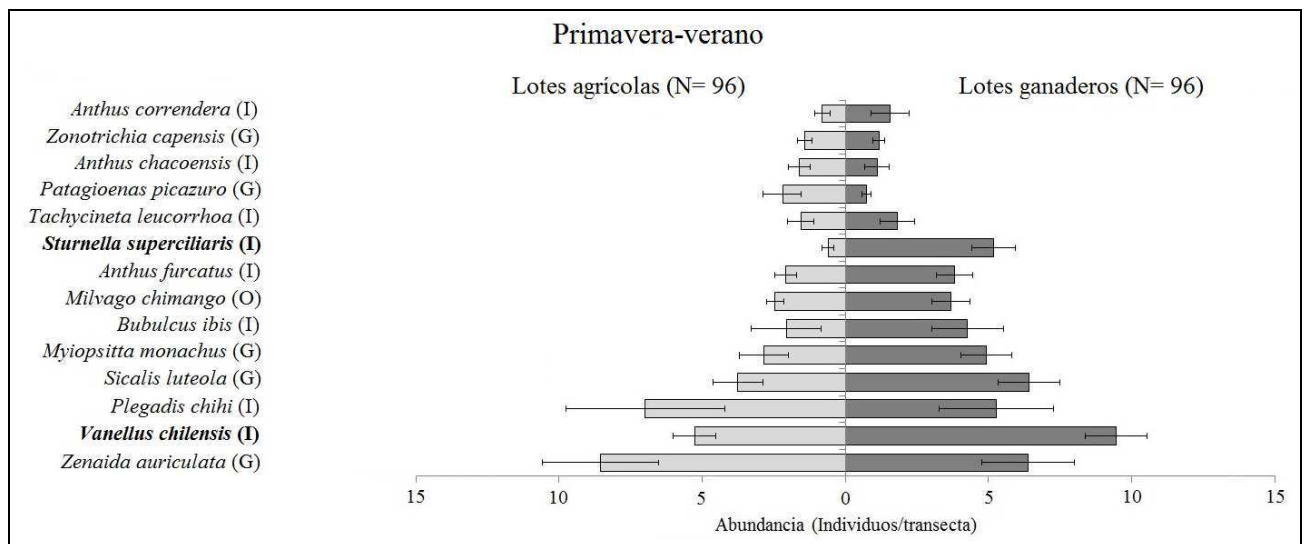


Figura 3.3. Abundancia (individuos/transecta) y error estándar de las especies que aportaron al 80% de la abundancia total del ensamble en primavera-verano en lotes agrícolas y ganaderos. Para cada especie, se indica entre paréntesis el gremio trófico al que pertenece: (G) granívora, (I) insectívora y (O) otro gremio diferente de los dos anteriores. Prueba de Mann-Whitney para comparar la abundancia media de cada especie entre tipos de uso de los lotes (agrícolas y ganaderos); se resaltan las especies que mostraron diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,01$ ).



Tabla 3.3. Lista de especies de aves terrestres presentes en lotes agrícolas y ganaderos clasificadas según su gremio trófico (Gre) y estatus de residencia (Est; Codesido 2010). Gremio: C: carroñera, G: granívora, GP: grandes presas, I: insectívora, IF: insectívora-frugívora y O: omnívora. Estatus de residencia: R: residente, MENeo: migrante estival neotropical, MENea: migrante estival neártica y MI: migrante invernacional. Especies ordenadas según la abundancia acumulada sobre el total de las 392 transectas. Para los nombres científicos se siguió la clasificación de Remsen *et al.* (2016).

Especie	Nombre vulgar	Gre	Est	Prim-ver (N= 192)	Otoño (N= 200)
<i>Zenaida auriculata</i>	Torcaza	G	R	1433	3834
<i>Vanellus chilensis</i>	Tero común	I	R	1415	2123
<i>Plegadis chihi</i>	Cuervillo común	I	R	1177	1465
<i>Myiopsitta monachus</i>	Cotorra	G	R	746	1511
<i>Sicalis luteola</i>	Misto	G	R	978	1200
<i>Milvago chimango</i>	Chimango	C	R	590	505
<i>Anthus sp.</i> <sup>a</sup>	Cachirlas	I	R	-	998
<i>Patagioenas picazuro</i>	Paloma picazuró	G	R	281	382
<i>Sturnella superciliaris</i>	Pecho colorado	I	R	555	78
<i>Bubulcus ibis</i>	Garcita bueyera	I	R	608	15
<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	Gaviota capucho café	C	R	171	403
<i>Anthus furcatus</i> <sup>a</sup>	Cachirla uña corta	I	R	566	-
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	Golondrina ceja blanca	I	MENeo	323	84
<i>Thinocorus rumicivorus</i>	Agachona	G	MI	30	281
<i>Anthus chacoensis</i>	Cachirla trinadora	I	MENeo	261	-
<i>Zonotrichia capensis</i>	Chingolo	G	R	248	7
<i>Anthus correndera</i> <sup>a</sup>	Cachirla común	I	R	227	-
<i>Nothura maculosa</i>	Inambú común	O	R	136	68
<i>Tyrannus savana</i>	Tijereta	I	MENeo	193	-
<i>Pseudoleistes virescens</i>	Pecho amarillo común	I	R	119	69
<i>Patagioenas maculosa</i>	Paloma ala manchada	G	R	30	155
<i>Lessonia rufa</i>	Sobrepuesto	I	MI	46	104
<i>Caracara plancus</i>	Carancho	GP	R	65	83
<i>Ammodramus humeralis</i>	Cachilo ceja amarilla	G	R	141	1
<i>Columba livia</i>	Paloma doméstica	G	R	29	105
<i>Theristicus melanopis</i>	Bandurria austral	I	MI	-	128
<i>Colaptes campestris</i>	Carpintero campestre	I	R	65	59
<i>Rhea americana</i>	Ñandú	O	R	37	81
<i>Athene cunicularia</i>	Lechucita vizcachera	I	R	45	59
<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	Tordo de pico corto	I	R	76	4
<i>Molothrus bonariensis</i>	Tordo renegrado	I	R	45	33
<i>Embernagra platensis</i>	Verdón	G	R	44	26
<i>Oreopholus ruficollis</i> <sup>*</sup>	Chorlo cabezón	I	MI	-	69
<i>Chauna torquata</i>	Chajá	I	R	28	39
<i>Sturnus vulgaris</i>	Estornino pinto	O	R	45	19
<i>Hirundo rustica</i>	Golondrina tijerita	I	MENeo	63	-
<i>Bartramia longicauda</i>	Batitú	I	MENea	61	-
<i>Guira guira</i>	Pirincho	I	R	32	28

Tabla 3.3 (Continuación).

Especie	Nombre vulgar	Gre	Est	Prim-ver (N= 192)	Otoño (N= 200)
<i>Xolmis rubetra</i> *	Monjita castaña	I	MI	-	59
<i>Thectocercus acuticaudatus</i>	Calancate común	G	R	4	54
<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	Golondrina rabadilla canela	I	MENea	55	-
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Benteveo común	IF	R	24	30
<i>Anthus lutescens</i>	Cachirla chica	I	R	52	0
<i>Rhynchotus rufescens</i>	Colorada	O	R	50	2
<i>Furnarius rufus</i>	Hornero	I	R	34	13
<i>Falco sparverius</i>	Halconcito colorado	GP	R	25	19
<i>Syrigma sibilatrix</i>	Chiflón	I	R	22	20
<i>Asthenes hudsoni</i>	Espartillero pampeano	I	R	30	11
<i>Cistothorus platensis</i>	Ratona aperdizada	I	R	16	20
<i>Anumbius annumbi</i>	Leñatero	I	R	17	13
<i>Progne tapera</i>	Golondrina parda	I	MENeo	28	-
<i>Sporophila caerulescens</i>	Corbatita común	G	MENeo	28	-
<i>Tachycineta leucopyga</i>	Golondrina patagónica	I	MI	-	21
<i>Ciconia maguari</i>	Cigüeña	GP	R	10	10
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Suirirí real	I	MENeo	19	1
<i>Sicalis flaveola</i>	Jilguero dorado	G	R	17	1
<i>Spartonoica maluroides</i>	Canastero enano	I	R	18	0
<i>Mimus saturninus</i>	Calandria común	IF	R	9	7
<i>Progne elegans</i>	Golondrina negra	I	MENeo	16	-
<i>Agelaioides badius</i>	Músico	I	R	14	0
<i>Passer domesticus</i>	Gorrión	IF	R	11	3
<i>Progne chalybea</i>	Golondrina doméstica	I	MENeo	13	-
<i>Elanus leucurus</i>	Gavilán blanco	GP	R	5	6
<i>Machetornis rixosa</i>	Picabuey	I	R	8	3
<i>Colaptes melanochloros</i>	Carpintero real común	I	R	3	6
<i>Columbina picui</i>	Torcacita	G	R	5	4
<i>Troglodytes aedon</i>	Ratona común	I	R	8	0
<i>Rupornis magnirostris</i>	Taguató común	GP	R	1	6
<i>Cinclodes fuscus</i> *	Remolinera común	I	MI	-	6
<i>Circus buffoni</i>	Gavilán planeador	GP	R	3	3
<i>Falco femoralis</i>	Halcón plumizo	GP	R	4	2
<i>Hymenops perspicillatus</i> *	Pico de plata	I	R	5	0
<i>Spinus magellanicus</i> *	Cabecita negra común	G	R	4	0
<i>Sturnella loyca</i> *	Loica común	I	R	0	3
<i>Circus cinereus</i> *	Gavilán ceniciento	GP	R	2	0
<i>Pyrocephalus rubinus</i> *	Churrinche	I	MENeo	2	-

<sup>a</sup> en otoño *Anthus* sp. incluye *Anthus correndera* y *A. furcatus*.

\* especies con una ocupación de los lotes < 1% del total de los lotes.

Veintitrés especies presentaron un porcentaje de ocupación de las transectas mayor al 10% (incluyendo en todos los casos a las 14 especies anteriores), y de éstas, cinco evidenciaron una ocupación diferencial por los lotes ganaderos: A las dos especies que habían mostrado ya diferencias en abundancia (*V. chilensis* y *S. superciliaris*) se le agregaron *Nothura maculosa*, *Colaptes campestris* y *Rhynchotus rufescens* ( $p < 0,01$ ; Tabla 3.4), tres de las cuales son especies insectívoras. No se registraron especies que hayan presentado una ocupación diferencial por lotes agrícolas (Tabla 3.4).

Tabla 3.4. Ocupación en lotes agrícolas (% agr) y ganaderos (% gan) para cada especie presente en más del 10% de las transectas en primavera-verano. Se indican resaltadas en negrita aquellas especies que mostraron diferencias significativas entre usos (\*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$ ; prueba de diferencias de proporciones. Para cada especie, se indica entre paréntesis el gremio trófico al que pertenece: (G) granívora, (I) insectívora y (O) otro gremio diferente de los dos anteriores. Especies ordenadas según el porcentaje decreciente de ocupación.

Especie	% agr (N= 96)		% gan (N= 96)
<b><i>Vanellus chilensis</i> (I)</b>	<b>70</b>	**	<b>85</b>
<i>Milvago chimango</i> (O)	78		74
<i>Zenaida auriculata</i> (G)	58		53
<i>Sicalis luteola</i> (G)	44		53
<b><i>Nothura maculosa</i> (O)</b>	<b>30</b>	***	<b>62</b>
<i>Tyrannus savana</i> (I)	40		41
<i>Anthus furcatus</i> (I)	34		44
<i>Zonotrichia capensis</i> (G)	38		40
<i>Myiopsitta monachus</i> (G)	30		40
<b><i>Colaptes campestris</i> (I)</b>	<b>9</b>	**	<b>25</b>
<i>Patagioenas picazuro</i> (G)	35		29
<i>Ammodramus humeralis</i> (G)	29		32
<b><i>Sturnella superciliaris</i> (I)</b>	<b>11</b>	***	<b>47</b>
<i>Plegadis chihi</i> (I)	26		30
<i>Anthus chacoensis</i> (I)	26		16
<i>Tachycineta leucorrhoa</i> (I)	20		19
<i>Bubulcus ibis</i> (I)	12		23
<b><i>Rhynchotus rufescens</i> (O)</b>	<b>8</b>	**	<b>25</b>
<i>Athene cunicularia</i> (I)	12		16
<i>Chroicocephalus maculipennis</i> (O)	16		11
<i>Anthus correndera</i> (I)	12		11
<i>Caracara plancus</i> (O)	7		16
<i>Molothrus rufoaxillaris</i> (I)	11		11

En otoño, la riqueza de especies mostró un patrón similar al de primavera-verano, con mayores valores en los lotes ganaderos que en los agrícolas ( $U= 9231,5$ ;  $p= 0,04$ ; Fig. 3.4) y, nuevamente, se registró en particular una mayor riqueza de especies insectívoras en los lotes ganaderos ( $2,8 \pm 0,1$  y  $2,3 \pm 0,1$  especies/transecta respectivamente;  $F_{1, 198}= 7,1$ ;  $p= 0,008$ ; Fig. 3.4). Si bien hay una abundancia mayor en los lotes agrícolas respecto a los ganaderos, esta diferencia en el total del ensamble no fue estadísticamente significativa, como así tampoco para ninguno de los gremios tróficos (Fig. 3.4).

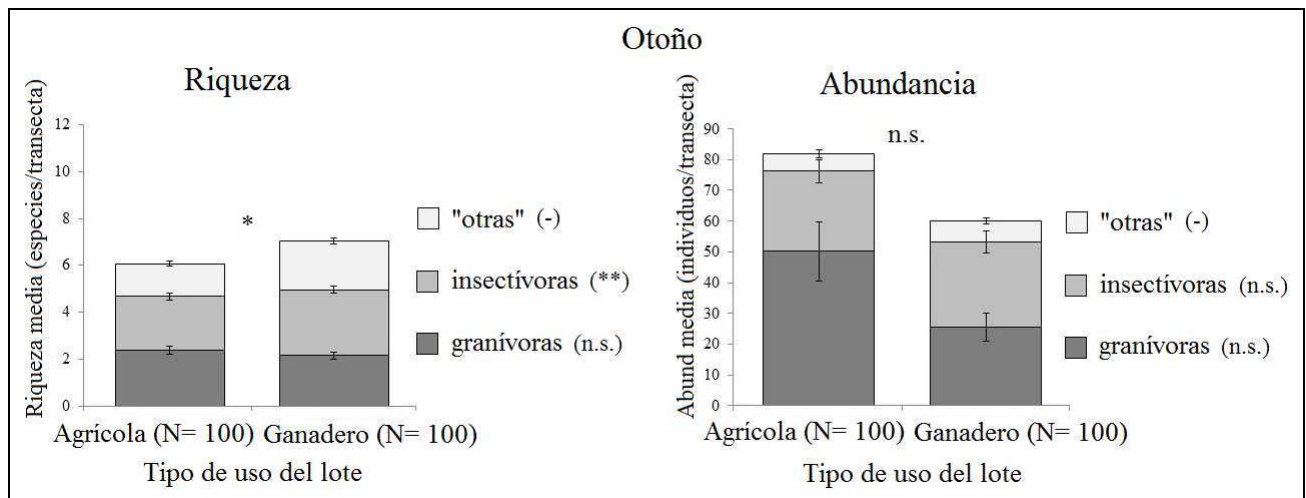


Figura 3.4. Riqueza específica (especies/transecta) y abundancia (individuos/transecta) del ensamble total y por gremio trófico en lotes agrícolas y ganaderos en otoño. \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$ , n.s. diferencias estadísticamente no significativas. Para el grupo "otras" no se realizaron análisis estadísticos.

A su vez, durante el otoño sólo siete especies (de las 57 registradas) concentraron el 80% de la abundancia total del ensamble, incluyendo nuevamente a *Z. auriculata*, *V. chilensis*, *M. monachus*, *P. chihi* y *S. luteola* entre las más numerosas (Fig. 3.5), como ya fue registrado para primavera-verano (Fig. 3.3). En particular, *Z. auriculata* y *V. chilensis*, una especie granívora y la otra insectívora, evidenciaron un uso diferencial por los lotes agrícolas ( $U= 10921$ ;  $U= 11239$ , respectivamente,  $p < 0,01$ ; es de destacar que *Z. auriculata* mostró una abundancia media en los lotes agrícolas de más del doble que en los lotes ganaderos), en tanto que *Anthus* sp. (incluyendo *A. furcatus* y *A. correndera*) perteneciente al gremio de las insectívoras, presentó una mayor abundancia en los lotes ganaderos ( $U= 7419$ ;  $p < 0,01$ ; Fig. 3.5).

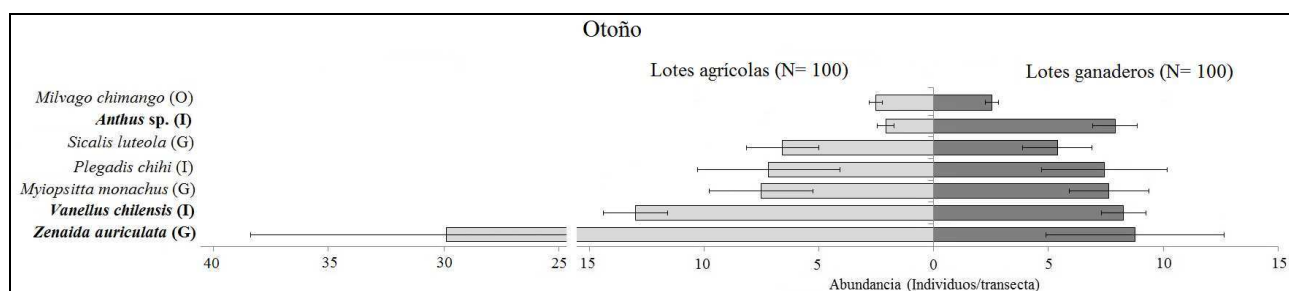


Figura 3.5. Abundancia (individuos/transecta) y error estándar de las especies que aportaron al 80% de la abundancia total del ensamble en otoño en lotes agrícolas y ganaderos. Para cada especie, se indica entre paréntesis el gremio trófico al que pertenece: (G) granívora, (I) insectívora y (O) otro gremio diferente de los dos anteriores. Prueba de Mann-Whitney para comparar la abundancia media de cada especie entre los tipos de uso de los lotes (agrícolas y ganaderos); se resaltan las especies que mostraron diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,01$ ).

Trece especies presentaron un porcentaje de ocupación de las transectas mayor al 10% (incluyendo en todos los casos a las siete especies más abundantes) y, de éstas, dos evidenciaron una ocupación diferencial nuevamente por los lotes ganaderos: *N. maculosa* (omnívora) y *Anthus* sp. (insectívoras) ( $p < 0,001$ ; Tabla 3.5), en tanto que no se registraron especies que hayan presentado una ocupación diferencial por lotes agrícolas (Tabla 3.5).

Tabla 3.5. Ocupación en lotes agrícolas (% agr) y ganaderos (% gan) para cada especie en otoño. Resaltadas se indican aquellas especies que mostraron diferencias significativas entre usos (\*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$ ; prueba de diferencias de proporciones. Para cada especie, se indica entre paréntesis el gremio trófico al que pertenece: (G) granívora, (I) insectívora y (O) otro gremio diferente de los dos anteriores. Especies ordenadas según el porcentaje decreciente de ocupación.

Espece	% agr (N= 100)		% gan (N= 100)
<i>Vanellus chilensis</i> (I)	88		82
<i>Milvago chimango</i> (O)	80		85
<b><i>Anthus</i> sp.<sup>a</sup> (I)</b>	<b>44</b>	***	<b>85</b>
<i>Patagioenas picazuro</i> (G)	50		45
<i>Myiopsitta monachus</i> (G)	40		47
<i>Sicalis luteola</i> (G)	44		42
<i>Zenaida auriculata</i> (G)	44		29
<i>Patagioenas maculosa</i> (G)	34		29
<b><i>Nothura maculosa</i> (O)</b>	<b>9</b>	***	<b>40</b>
<i>Caracara plancus</i> (O)	18		29
<i>Plegadis chihi</i> (I)	17		27
<i>Athene cunicularia</i> (I)	20		12
<i>Colaptes campestris</i> (I)	15		11

<sup>a</sup> incluye *Anthus correndera* y *A. furcatus*

Resumiendo, en primavera-verano hubo una mayor riqueza específica y abundancia de aves en lotes ganaderos, diferencias que fueron principalmente aportadas por el gremio de las aves insectívoras, y varias de cuyas especies presentaron además una ocupación diferencial de dichos lotes. En otoño, nuevamente hubo una mayor riqueza específica en los lotes ganaderos, aportada particularmente por las aves insectívoras. Si bien no se registraron diferencias en la abundancia total del ensamble, ni en las granívoras, se registró un marcado uso diferencial de los lotes agrícolas por la especie granívora *Z. auriculata* (Fig. 3.5), quien aportó por sí sola el 36% de la abundancia en lotes agrícolas.

### 3.5. DISCUSIÓN

En este capítulo se llevó a cabo una caracterización del ensamble de aves terrestres en los agroecosistemas pampeanos bonaerenses y se describió el uso que hacen los principales gremios de aves de los lotes bajo uso agrícola y ganadero en el área de estudio, durante dos períodos contrastantes del año en los cuales los lotes agrícolas se encuentran en la etapa de rastrojo.

Los resultados apoyan la hipótesis particular 1 planteada en la introducción de este capítulo, respecto a que los lotes bajo uso ganadero retienen una mayor fracción de la riqueza del ensamble de aves en relación a los lotes agrícolas. Lo dicho concuerda con estudios previos llevados a cabo tanto en el área de estudio (Fillooy & Bellocq 2007, Codesido *et al.* 2008, Codesido *et al.* 2011) así como en otros agroecosistemas templados (da Silva *et al.* 2015). En los lotes bajo uso ganadero, la presencia de ganado así como los manejos que esta actividad conlleva, generan variabilidad estructural de la vegetación, incrementando la diversidad de recursos tanto alimenticios como ofreciendo sitios de nidificación para el ensamble de aves (Wilson *et al.* 1999, Zalba & Cozzani 2004, Cozzani & Zalba 2009, Isacch & Cardoni 2011, Cardoni *et al.* 2015). La mayor homogeneidad estructural de los lotes agrícolas respecto de los ganaderos (Perkins *et al.* 2000, Atkinson *et al.* 2002, Buckingham *et al.* 2006), particularmente en los rastrojos, redundando en una simplificación de las características de los tipos de hábitat, con la consecuente reducción de nichos disponibles para las aves (Codesido *et al.* 2008).

En lo que respecta a la hipótesis particular 2 planteada en la introducción de este capítulo, los resultados apoyan parcialmente el hecho de que existe un uso diferencial de los lotes por parte de los gremios tróficos, con una mayor riqueza y/o abundancia de las aves insectívoras en los lotes

ganaderos y una mayor riqueza y/o abundancia de aves granívoras en los lotes agrícolas. En efecto, si bien se corroboró efectivamente una mayor riqueza y/o abundancia de aves insectívoras en lotes bajo uso ganadero, no se corroboró que hubiera una mayor riqueza y/o abundancia de las aves granívoras en rastrojos agrícolas. En cuanto a las insectívoras, esto podría explicarse por la composición de las comunidades herbáceas presentes en ambientes ganaderos que ofrecen una mayor oferta de insectos (Tucker 1992, Wilson *et al.* 1996, Wilson *et al.* 1999, Atkinson *et al.* 2002), así como por la mayor aplicación de insecticidas en lotes agrícolas que reducen la oferta de insectos en los rastrojos (Boatman *et al.* 2004). Resultados similares fueron encontrados en otros agroecosistemas templados (Wilson *et al.* 1996, Atkinson *et al.* 2002) así como en el área de estudio (Codesido *et al.* 2008).

La ausencia de un uso diferencial de lotes bajo uso agrícola por parte de las aves granívoras contrasta con estudios llevados a cabo en otros agroecosistemas templados en los cuales se detectó que los lotes agrícolas, y en particular los rastrojos, son más usados por las aves granívoras por presentar una mayor oferta de semillas para estas especies que los ganaderos (Wilson *et al.* 1996, Robinson *et al.* 2004). Una explicación posible para este resultado podría deberse a que, si bien los lotes bajo uso agrícola pueden ser un importante hábitat para las aves granívoras, el uso de éstos por parte de las aves puede variar también considerablemente dependiendo de la identidad del cultivo (Chamberlain *et al.* 1999, Buckingham *et al.* 1999, Moorcroft *et al.* 2002). En efecto, los distintos tipos de rastrojos (*i.e.*, trigo, cebada en primavera-verano; soja, maíz, girasol en otoño) pueden variar entre sí por sus características estructurales (altura, cobertura, porcentaje de suelo desnudo), así como por la calidad nutricional y biomasa de las semillas caídas (Robinson & Sutherland 1999, Moorcroft *et al.* 2002, Butler *et al.* 2005). De manera tal que otras características del lote, tales como la estructura de la vegetación, a través de la accesibilidad, movilidad o riesgo de predación (Perkins *et al.* 2000, Devereux *et al.* 2004, Butler *et al.* 2005, Whittingham *et al.* 2006), y la identidad del cultivo, por diferencias del contenido nutricional (Wilson *et al.* 1996, Bright *et al.* 2014), afectarían el uso por parte de las aves de un lote determinado antes que la oferta de alimento presente (Díaz & Tellería 1994). De este modo, y para el área de estudio, podría ocurrir que la identidad del rastrojo, más que el uso de la tierra propiamente dicho, podría influir sobre la utilización del lote por parte de la mayor parte de las aves que integran el gremio de las granívoras.

Otra explicación a la falta de respuesta gremial por los lotes agrícolas de las aves granívoras estaría relacionada con el hecho de que habría diferencias en las respuestas entre las especies agrupadas en el gremio de las aves granívoras por características particulares de las especies

(Marone *et al.* 1997), tales como la relación entre el tamaño del pico y las semillas, y la capacidad de manipulación del alimento (Newton 1967, Willson 1971, Pulliam 1985, Díaz 1990), requerimientos energéticos (Benkman & Pulliam 1988), la palatabilidad (Aramburú & Bucher 1999), la capacidad de digestión (Bozinovic 1993, Ríos *et al.* 2012a, Ríos *et al.* 2012b), que conducirían a que la respuesta de las aves al uso de los lotes sea especie-específico en lugar de gremial. Así, para el área de estudio, el tamaño de los granos caídos en los rastrojos podría conducir a que dicha oferta pueda ser aprovechada por algunas especies granívoras más que por el gremio trófico en su totalidad (Willson 1971, Bucher & Nores 1976, Benkman & Pulliam 1988, Díaz 1990).

En efecto, *Z. auriculata* fue la especie más abundante de las granívoras y la única que usó en mayor medida los lotes agrícolas durante el otoño. Durante dicho período, *Z. auriculata* se caracteriza por formar bandadas numerosas concentradas en zonas particulares de la región (Codesido *et al.* 2008), posiblemente asociadas a la disponibilidad de recursos alimenticios (ver capítulo 2, sección 2.2. Especies de aves focales). En este sentido, *Z. auriculata* incluye en su dieta a semillas de girasol y de maíz (Murton *et al.* 1974, Bucher & Nores 1976), semillas de cultivos que están presentes en este período. Esta especie ha sido considerada plaga agrícola (Bruggers *et al.* 1998, Bucher & Ranvaud 2006), por lo cual resulta oportuno destacar que mientras la mayoría de los estudios previos consistieron en una evaluación de su impacto sobre cultivos maduros (Bruggers *et al.* 1998, Bucher & Ranvaud 2006), los resultados de este capítulo sugieren además que los rastrojos contribuyen a sostener elevados números poblacionales de esta especie granívora en períodos durante los cuales los cultivos no son susceptibles al daño, pero que luego pueden terminar contribuyendo al daño posterior cuando los cultivos se hallan nuevamente en las etapas de emergencia o madurez (Bucher & Ranvaud 2006).

Los resultados de este capítulo han detectado a su vez otras respuestas diferentes a los patrones esperados. Así, en primavera-verano *V. chilensis*, una especie insectívora, efectivamente mostró mayor ocupación y abundancia media en los lotes ganaderos, mientras que en otoño, al contrario de lo que se esperaba, las mayores abundancias de esta especie fueron registradas en lotes agrícolas. Este resultado podría deberse a que durante el período reproductivo (primavera-verano) los lotes ganaderos, que reciben menores perturbaciones por labores con maquinaria que los lotes agrícolas, ofrecerían mejores condiciones para la nidificación de *V. chilensis*, tal como fue observado para su congénere *V. vanellus* en Europa (Galbraith 1988). Sin embargo, en el período no reproductivo (otoño), *V. chilensis* forma pequeñas bandadas en lugar de parejas territoriales y utiliza diferencialmente tipos de hábitats con menor cobertura y altura de la vegetación, características que



se observan en rastrojos de soja (abundancia de *V. chilensis* en rastrojos de soja:  $14,7 \pm 1,6$  individuos/transecta; mediana: 11; N= 54; abundancia en otros rastrojos:  $10,9 \pm 2,3$  individuos/transecta; mediana: 6; N= 46;  $U= 1918$ ;  $p < 0,01$ ; prueba de Mann-Whitney). En este sentido, *V. chilensis* se alimenta recogiendo pequeños invertebrados de la superficie o escarbando el suelo, en hábitats con escasa cobertura vegetal (Wiersma 1996). Otra explicación alternativa al cambio estacional en la abundancia media de esta especie entre tipos de uso de la tierra podría ser la flexibilidad en su dieta en función de la oferta (Isacch, J. P. Datos no publicados).

Diversos estudios sobre ensambles de aves en agroecosistemas a escala de paisaje han señalado una pérdida en la riqueza de especies por el efecto de la “agriculturización” y la consecuente homogeneización del paisaje (Benton *et al.* 2003, Codesido *et al.* 2008, Codesido *et al.* 2013). En este capítulo, los resultados obtenidos a una escala más local y con una extensión regional considerable demuestran que, análogamente, dicho patrón se expresa en un empobrecimiento del ensamble en los lotes agrícolas respecto de los ganaderos y, en particular, en un uso diferencial por varias especies de aves insectívoras por dichos lotes, en tanto que una única especie granívora abundante prevalece tanto en los lotes agrícolas en rastrojo como en el total del ensamble. Es de esperar entonces que estas tendencias puedan acentuarse en la medida que se profundice la sustitución entre estos diferentes tipos de uso de la tierra (Baldi & Paruelo 2008, Vega *et al.* 2009).

## CAPÍTULO 4

### EL ROL DEL USO DE LA TIERRA AFECTADO AL LOTE Y DE LAS CARACTERÍSTICAS DE SU ENTORNO SOBRE LA ABUNDANCIA DE AVES GRANÍVORAS

*El tema tratado en este capítulo resultó en la publicación del siguiente trabajo: Zufiaurre, E., M. Codesido, A. M. Abba, & D. Bilenca. The seasonal role of field characteristics on seed-eating bird abundances in agricultural landscapes. Current Zoology. En prensa. doi: 10.1093/cz/zow055.*

#### 4.1. RESUMEN

Los patrones de uso de la tierra y las características del ambiente rural afectan la abundancia de aves en los agroecosistemas como resultado de la modificación de sus hábitats y de la variación en la oferta de recursos disponibles. Es así que la abundancia de aves puede depender tanto de los recursos en un lote en particular como de los recursos en el entorno circundante. A su vez, en los agroecosistemas templados la disponibilidad de recursos puede variar estacionalmente, de la misma manera que los requerimientos particulares de las especies de aves (*i.e.*, nidificación, alimentación). En este capítulo se analiza el rol del tipo de uso de la tierra afectado al lote y de ciertas características de su entorno sobre la abundancia de las aves granívoras. Se registró un total de 11579 individuos pertenecientes a 15 especies de aves granívoras. Por medio de modelos lineales generalizados mixtos se relacionó la abundancia de aves con el tipo de uso de la tierra en el lote, el tipo de uso de la tierra de los lotes circundantes y la distancia de la transecta a la arboleda más cercana. Las respuestas de las aves se pueden agrupar en un patrón general, en el cual durante la primavera-verano (período reproductivo) la mayoría de las respuestas de las aves estuvieron asociadas con sus requerimientos de nidificación y en otoño (período no reproductivo) la mayoría de las respuestas de las aves estuvieron asociadas con requerimientos de alimentación y refugio. En efecto, en primavera-verano, las especies que nidifican en árboles, como *Z. auriculata*, *P. picazuro* y *M. monachus*, fueron más abundantes en lotes que contaban con arboledas cercanas, mientras que *S. luteola*, que nidifica en tipos de hábitats con pastos altos, fue más abundante en aquellos lotes en los cuales el tipo de uso de la tierra en los lotes circundantes era predominantemente ganadero. Por otra parte, en otoño la alta abundancia de *Z. auriculata* en rastrojos agrícolas, de *P. picazuro* en rastrojos rodeados por un entorno ganadero y la baja abundancia de *P. maculosa* en lotes insertos en un entorno ganadero develan la estrecha asociación de estas especies a sitios con alta disponibilidad de recursos alimenticios (semillas). A su vez, la abundancia de palomas *P. picazuro* y *P. maculosa* estuvieron asociadas con arboledas, las cuales proveen sitios adecuados como refugio de estas especies. Estos resultados muestran que en el área de estudio la relación entre la abundancia de aves granívoras con el uso de la tierra en un lote y las características de su entorno varía estacionalmente según cambian la oferta de recursos y los requerimientos particulares de las especies.

## 4.2. INTRODUCCIÓN

El tipo de uso de la tierra bajo el cual se encuentra un sitio y las características del ambiente rural afectan la abundancia de aves en los agroecosistemas, mediada por la modificación de sus hábitats y la consecuente variación en la oferta de recursos disponibles (Wilson *et al.* 1996, Robinson & Sutherland 1999, Robinson & Sutherland 2002). En efecto, los diferentes elementos incorporados al ambiente rural pueden cubrir los requerimientos particulares de las especies que componen el ensamble de aves, tales como recursos alimenticios (Vickery *et al.* 2001, Vickery *et al.* 2009, Westbury *et al.* 2011), o recursos para la nidificación y refugio (Chamberlain *et al.* 1999, Evans & Green 2007, Westbury *et al.* 2011, VanBeek *et al.* 2014). Por lo señalado anteriormente, el uso de los lotes por parte de las aves está relacionado con la abundancia de recursos disponibles, así como por una apropiada combinación de los mismos (Wilson *et al.* 1996, Robinson & Sutherland 2002).

En particular para las aves granívoras, la disponibilidad de sitios adecuados para la alimentación es un factor clave que afecta los patrones de uso del hábitat por las aves (Hutto 1985, Donald & Evans 1994, Buckingham *et al.* 1999, Stephens *et al.* 2003). En tal sentido, el tipo de uso de la tierra en un lote determinado (agrícola o ganadero) puede explicar la abundancia de aves en el mismo, en respuesta a la provisión de recursos (Wilson *et al.* 1996, Moorcroft *et al.* 2002, Robinson *et al.* 2004). En los agroecosistemas, la abundancia de ciertas especies de aves granívoras en función de las características particulares de las especies, está asociada con tierras agrícolas ya que los cultivos anuales proporcionan una gran cantidad de semillas que le sirven de alimento a dichas especies (Wilson *et al.* 1999). Si bien los cultivos en general proveen tales recursos, los rastrojos en particular son ambientes con alta cantidad de semillas disponibles para las aves (Wilson *et al.* 1996, Robinson *et al.* 2001).

Por otra parte, se ha detectado en ciertas ocasiones que la abundancia de aves en los agroecosistemas puede depender tanto de los recursos en un lote en particular como de la disponibilidad relativa de sitios ricos en recursos en el entorno circundante (Robinson & Sutherland 1999, Robinson *et al.* 2001, Robinson *et al.* 2004, Prevedello & Vieira 2010). En este contexto, el entorno de un lote representa un mosaico integrado por elementos particulares con diferente oferta de recursos, razón por la cual, en el caso de que un sitio determinado no cubra todos los requerimientos para una especie, tales unidades pueden complementarlo (Chamberlain *et al.* 1999, Robinson *et al.* 2004, Prevedello & Vieira 2010). Por ejemplo, en ambientes dominados por el tipo de uso ganadero, los lotes agrícolas representan hábitats con una alta oferta de semillas, y suele ser

usado por numerosas especies de aves, al menos para períodos del año en donde los recursos son escasos (Robinson *et al.* 2001, Robinson & Sutherland 2002, Robinson *et al.* 2004).

En un área determinada, una especie granívora residente requiere la disponibilidad de recursos suficientes tanto para el período reproductivo (sitios adecuados para la nidificación, determinados ítems especiales en la dieta), como para el período no reproductivo (semillas, sitios de refugio), y que los mismos estén disponibles en una zona próxima o, al menos, accesible para dicha especie (Robinson *et al.* 2004, Vickery *et al.* 2004). En los agroecosistemas templados, las características del ambiente rural (tierras de cultivo, pastizales, arboledas) están sometidas a cambios estacionales en su estructura, fenología y régimen de disturbios (Law & Dickman 1998). Igualmente, los requerimientos de las aves (de alimentación, dormideros, de cría) también varían estacionalmente, de forma tal que algunas especies pueden usar de manera diferencial ciertas características del ambiente en forma estacional según sus requerimientos particulares (Marone *et al.* 1997, Chamberlain *et al.* 1999, Vickery *et al.* 2004). Es por esto que la estacionalidad afecta la dinámica de las poblaciones de aves, influyendo en sus abundancias y en su distribución diferencial entre hábitats (Law & Dickman 1998, Atkinson *et al.* 2002).

Al igual que en el resto de América del Sur (Morton *et al.* 2006), el establecimiento de agroecosistemas y la adopción de nuevas prácticas agropecuarias en la Región Pampeana ha impactado sustancialmente en la estructura del paisaje afectando significativamente su biodiversidad. Un cambio que agregó complejidad a la estructura del paisaje en las Pampas ha sido la introducción de arboledas (ver capítulo 2, sección 2.1. Área de estudio). Los árboles originalmente estaban prácticamente ausentes en las Pampas (Soriano *et al.* 1991) pero parches de arboledas se han establecido o han sido intencionalmente plantadas (ver capítulo 2, sección 2.1. Área de estudio). La introducción de árboles en la Región Pampeana ha sido seguida por la expansión de aves oportunistas, tales como torcazas, palomas y cotorras, como consecuencia de que dichas arboledas proveen sitios adecuados para ser usadas como refugio y para la nidificación (Daguerre 1936, Bucher & Aramburú 2014).

En función de estos antecedentes, en este capítulo se plantean las siguientes hipótesis particulares: 1) los rastrojos proveen hábitats con alta disponibilidad de alimento para ciertas especies de aves granívoras en función de su historia natural, por lo que sostienen abundancias más altas de tales especies que los lotes ganaderos (Robinson *et al.* 2001), 2) la abundancia de las diferentes especies de aves granívoras en un lote determinado es afectada por el tipo de uso de la tierra tanto en dicho lote como por el tipo de uso de la tierra en los lotes de su entorno circundante

inmediato (Robinson *et al.* 2004), en relación a las características particulares de su historia natural, y 3) las arboledas ofrecen sitios de nidificación y refugio para, al menos, un conjunto de aves granívoras dependiendo de las características particulares de cada especie, por lo que la distancia a una arboleda influye inversamente sobre sus abundancias (Subramanya 1994, Bucher & Ranvaud 2006, Canavelli *et al.* 2014). El objetivo de este capítulo es poner a prueba estas hipótesis en los agroecosistemas del área de estudio, analizando el rol del tipo de uso del lote y ciertas características del entorno del lote (*i.e.*, tipo de uso de la tierra en los lotes circundantes y distancia a la arboleda más cercana) sobre la abundancia de las especies de aves granívoras. Teniendo en cuenta que en los agroecosistemas templados los requerimientos particulares de las especies varían estacionalmente (Siriwardena *et al.* 2000), este análisis fue llevado a cabo en dos períodos contrastantes del año primavera-verano y otoño, coincidiendo con el período reproductivo y no reproductivo de las aves, respectivamente.

#### **4.3. METODOLOGÍA**

Los datos pertenecen a los mismos muestreos descritos en el capítulo 3, sólo que, en este caso, se consideraron exclusivamente los registros de aves granívoras (ver capítulo 3, sección 3.3. Metodología). En particular, el análisis de la relación entre la abundancia de aves granívoras con el tipo de uso del lote y las características de su entorno se restringió a aquellas especies que presentaron una ocupación mayor al 30% de los lotes en cada período (Azpiroz & Blake 2009). En dos casos, para *M. monachus* y *P. maculosa*, se ajustaron los sitios incluidos en el análisis de acuerdo con la distribución geográfica de tales especies en el área de estudio, de manera tal que se consideraron solamente 20 de los 25 sitios muestreados en toda la provincia y que se correspondieron con aquellos sitios incluidos en los mapas de la distribución de estas especies (ver capítulo 2, sección 2.2. Especies en estudio). Este ajuste permitió evitar el problema de considerar la falta de detección de una especie simplemente porque la misma estaba ausente o su expansión en estos sitios ha sido reciente (Codesido *et al.* 2011).

Una vez finalizado el muestreo de las aves en cada transecta, se caracterizó estructuralmente el lote en el cual dicha transecta estaba ubicada, midiendo para ello las siguientes variables: cobertura del suelo (en %, estimado visualmente y luego corroborado por fotografías *in situ*), altura de la vegetación y altura de la broza (material vegetal caído en el suelo), ambas medidas en cm con una

cinta métrica. Estas variables fueron registradas en cuatro puntos diferentes del lote, para lo cual, se arrojó un anillo de 0,25m<sup>2</sup> (Fig. 4.1) en cuatro diferentes puntos característicos de cada lote, dentro del cual se registraron las variables estructurales (las cuatro medidas fueron luego promediadas para obtener así un dato de cada variable por lote).



Figura 4.1. Anillo de 0,25m<sup>2</sup> arrojado en cuatro puntos de cada lote para registrar las variables estructurales. Izquierda: lote bajo uso agrícola con rastrojo de “cosecha fina”, derecha: lote bajo uso ganadero con pastura.

Simultáneamente con la caracterización estructural del lote, se estimó para cada uno de ellos, el tipo de uso de la tierra en los lotes circundantes. De esta manera, el uso de la tierra en el entorno del lote en el que se instaló la transecta de conteo de aves, fue clasificado en una de las siguientes cinco categorías: entorno agrícola, predominantemente agrícola, mixto, predominantemente ganadero, o entorno ganadero. Además, se registró la distancia en metros desde el centro de la transecta a la arboleda más cercana considerando para ello a las arboledas mayores a 0,2 hectáreas (conformados tanto por árboles nativos como exóticos; Codesido *et al.* 2013, Codesido *et al.* 2015). La distancia fue estimada en el campo y luego corroborada y medida digitalmente sobre imágenes satelitales usando Google Earth (Landsat ETM).

## ANÁLISIS DE LOS DATOS

Se llevaron a cabo análisis separados por cada período (primavera-verano y otoño). En primer lugar, se compararon las características estructurales de los lotes bajo ambos tipos de uso por medio de sendas pruebas de anovas de una vía para la altura de la broza (en los rastrojos correspondiente a la paja caída y en los lotes ganaderos a la vegetación caída en el suelo) y para la cobertura del suelo. Se

aplicaron las transformaciones correspondientes cuando no se cumplieron los supuestos del análisis. Para la altura de la vegetación se utilizó la prueba de Mann-Whitney, ya que dicha variable no se ajustó a los supuestos de las pruebas paramétricas ni aun luego de las transformaciones de la variable (Balzarini *et al.* 2008).

Se calculó el porcentaje de ocupación (% de lotes en los cuales una especie fue registrada) de cada especie de ave en cada tipo de uso de los lotes (rastrojos y ganadero) y luego se comparó el porcentaje de ocupación entre ambos tipos de uso a través de la prueba de diferencias de proporciones (Zar 1996). Para analizar la asociación entre la abundancia de las especies de aves granívoras que presentaron una ocupación mayor al 30% de los lotes con el tipo de uso afectado al lote y las características de su entorno se utilizaron modelos lineales generalizados mixtos (Pinheiro & Bates 2000). Para cada especie, la variable respuesta fue el número de aves por transecta (en adelante: individuos/transecta), mientras que las variables explicatorias fueron: tipo de uso de la tierra en el lote en el cual se estableció la transecta (ULOT, variable categórica con dos niveles: lotes con rastrojos o lotes ganaderos), tipo de uso de la tierra en los lotes circundantes (UCIR, variable categórica con cinco niveles clasificados de acuerdo al uso de los lotes circundantes), la interacción entre estas dos variables (ULOT\*UCIR), y la distancia a la arboleda más cercana (DARB, variable continua). Todas estas variables fueron especificadas como efectos fijos, mientras que “sitio” fue tratado como un efecto aleatorio. Debido a que en los datos de abundancia la varianza fue mucho mayor que la media, dicha variable respuesta se ajustó, en todos los casos, a una distribución binomial negativa (Pinheiro & Bates 2000, Zuur *et al.* 2009).

El conjunto de modelos resultantes fueron evaluados a través del procedimiento de teoría de la información (Burnham & Anderson 2002). Para construir los modelos de interés, se consideraron 10 combinaciones de variables para cada especie, en cada período (Tabla 4.1). El criterio de información de Akaike para pequeñas muestras ( $AIC_c$ ) fue utilizado para llevar a cabo las comparaciones entre modelos a través del  $\Delta AIC_c$ , que es la diferencia entre el menor valor de  $AIC_c$  (*i.e.*, el mejor del conjunto de modelos considerados) y el  $AIC_c$  del modelo analizado. El peso  $AIC_c$  de un modelo determinado ( $w_i$ ) indica la probabilidad relativa de que el modelo  $i$  sea el mejor del conjunto de todos los modelos considerados (Burnham & Anderson 2002). Adicionalmente, se evaluó cada variable individualmente a través de la suma de los  $w_i$  de todos los modelos que contienen la variable considerada (“probabilidad del parámetro”; Burnham & Anderson 2002).



Tabla 4.1. Modelos resultantes según la combinación de variables de interés para cada especie considerada y cada período. Las variables explicatorias son las siguientes: ULOT tipo de uso del lote (dos niveles: rastrojos y lotes ganaderos); UCIR tipo de uso de los lotes circundantes (cinco niveles); ULOT\*UCIR la interacción entre ambas variables, y DARB la distancia a la arboleda más cercana.

Modelos analizados
Modelo nulo
ULOT
UCIR
DARB
ULOT + UCIR
ULOT + DARB
UCIR + DARB
ULOT + UCIR + DARB
ULOT + UCIR + ULOT*UCIR
ULOT + UCIR + DARB + ULOT*UCIR

Posteriormente, mediante el procedimiento de inferencia multi-modelos (Burnham & Anderson 2002), se calcularon los coeficientes estimados y sus errores estándar promediando los coeficientes de cada nivel de cada variable del conjunto de modelos (Burnham & Anderson 2002). Para evaluar los coeficientes estimados promediados, se calcularon los intervalos de confianza 95% (IC) y se consideró que el nivel de la variable analizado era significativo si el intervalo de confianza excluía el cero (Burnham & Anderson 2002).

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el programa InfoStat, versión 2013 (Di Rienzo *et al.* 2013) y el software R, versión 3.3.0 (R Development Core Team 2016), en particular, se utilizó el paquete “glmmADMB” (Fournier *et al.* 2012) implementado en el software R. Los valores son reportados como media  $\pm$  error estándar.

#### 4.4. RESULTADOS

##### CARACTERÍSTICAS ESTRUCTURALES DE LOS LOTES BAJO DIFERENTES TIPOS DE USO

Los lotes con rastrojos y los lotes bajo uso ganadero fueron estructuralmente diferentes. En primavera-verano la cobertura de suelo y la altura de la vegetación en los lotes ganaderos fue un 16% y un 37% mayor que en los lotes con rastrojos, respectivamente ( $F_{1; 190} = 14,2$ ;  $p = 0,0002$  para cobertura; y  $U = 8458$ ; medianas: 28 y 34,5;  $p = 0,036$  para la altura de la vegetación), aunque no mostraron diferencias estadísticamente significativas en la altura de la broza ( $F_{1; 190} = 0,81$ ;  $p = 0,37$ ;

Tabla 4.2). Al igual que en primavera-verano, los diferentes tipos de uso de los lotes también mostraron diferencias estructurales en otoño, tanto en la cobertura del suelo como en la altura de la vegetación, siendo los lotes ganaderos un 27% y un 20% mayor que en los rastrojos ( $F_{1; 198} = 34,8$ ;  $p < 0,0001$  para cobertura; y  $U = 9028,5$ ; medianas: 13 y 25;  $p = 0,01$  para la altura de la vegetación; respectivamente). Al mismo tiempo, la altura de la broza en otoño fue un 144% mayor en los rastrojos que en los lotes ganaderos ( $F_{1; 198} = 14,4$ ;  $p = 0,0002$ ; Tabla 4.2).

Tabla 4.2. Media  $\pm$  error estándar y rango entre paréntesis de las características estructurales de los lotes; comparaciones realizadas mediante anovas de una vía para cobertura del suelo y la altura de la broza, y prueba de Mann-Whitney para la altura de la vegetación.

	Primavera-verano. N= 192		Otoño. N= 200	
	Rastrojo N= 96	Ganadero N= 96	Rastrojo N= 100	Ganadero N= 100
Cobertura del suelo (%)	66 $\pm$ 2,4 (5-100)	*** 76,3 $\pm$ 2 (20-100)	63,8 $\pm$ 2,6 (5-100)	*** 81,3 $\pm$ 1,9 (5-100)
Altura de la vegetación (cm)	29,1 $\pm$ 1,4 (5-80)	* 39,8 $\pm$ 2,8 (2-150)	24,5 $\pm$ 2 (0-82)	* 29,3 $\pm$ 2 (3-110)
Altura de la broza (cm)	2,8 $\pm$ 0,3 (0-25)	n. s. 2,2 $\pm$ 0,6 (0-43)	4,4 $\pm$ 0,5 (0-55)	*** 1,8 $\pm$ 0,4 (0-36)

n. s.= diferencias no significativas

\*  $p < 0,05$

\*\*  $p < 0,01$

\*\*\*  $p < 0,001$

#### ENSAMBLE DE AVES GRANÍVORAS

Se registró un total de 11579 individuos pertenecientes a 15 especies de aves granívoras (ver capítulo 3, sección 3.4. Resultados). Todas las especies fueron registradas en primavera-verano (N= 4018 individuos; Fig. 4.2), en tanto que 13 especies fueron registradas en otoño (N= 7561 individuos; Fig. 4.3). En primavera-verano, *Z. auriculata* fue la especie más frecuente (*i.e.*, con mayor porcentaje de ocupación) en los 192 lotes estudiados (55,7% de los lotes), seguido por *S. luteola* (48,4%), *Z. capensis* (38,5%), *M. monachus* (34,9%) y *P. picazuro* (32,3%). *Z. auriculata* fue, además, la especie más abundante (7,5  $\pm$  1,3 individuos/transecta; 35,7% de la abundancia total del ensamble de aves granívoras), seguido por *S. luteola* (5,1  $\pm$  0,7 individuos/transecta; 24,3%), *M. monachus* (3,9  $\pm$  0,6 individuos/transecta; 18,6%), *P. picazuro* (1,5  $\pm$  0,3 individuos/transecta; 7%), y *Z. capensis* (1,3  $\pm$  0,2 individuos/transecta; 6,2%; Fig. 4.2).

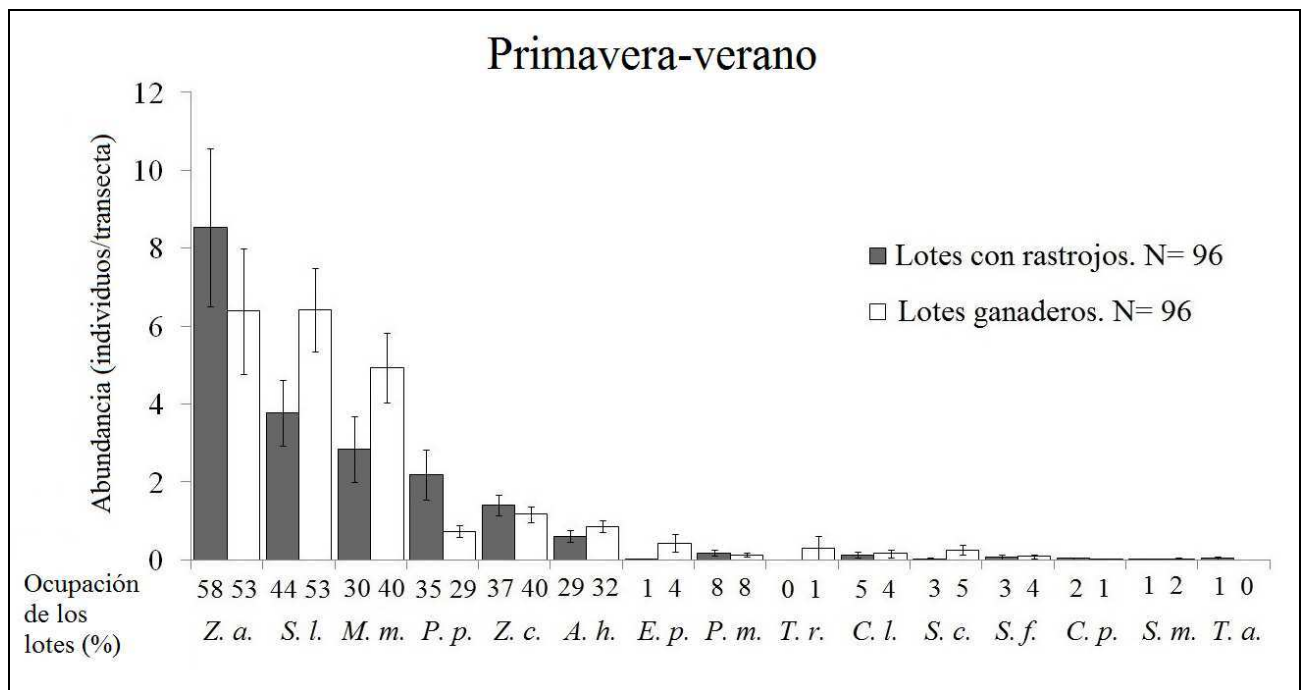


Figura 4.2. Abundancia media y error estándar de las aves granívoras, junto al porcentaje de ocurrencia de cada especie en cada uso de los lotes en primavera-verano. *Z. a.* *Zenaida auriculata*; *S. l.* *Sicalis luteola*; *M. m.* *Myiopsitta monachus*; *P. p.* *Patagioenas picazuro*; *Z. c.* *Zonotrichia capensis*; *A. h.* *Ammodramus humeralis*; *E. p.* *Embernagra platensis*; *P. m.* *Patagioenas maculosa*; *T. r.* *Thinocorus rumicivorus*; *C. l.* *Columba livia*; *S. c.* *Sporophila caerulescens*; *S. f.* *Sicalis flaveola*; *C. p.* *Columbina picui*; *S. m.* *Spinus magellanicus*; *T. a.* *Thectocercus acuticaudatus*. Especies ordenadas en forma decreciente según la abundancia total en el período.

En otoño, *S. luteola* y *P. picazuro* fueron las especies más frecuentes (47,5% de los 200 lotes), seguidas por *M. monachus* (43,5%), *Z. auriculata* (36,5%) y *P. maculosa* (31,5%). La mitad de los individuos del ensamble de aves granívoras pertenecieron a *Z. auriculata* ( $19,2 \pm 4,9$  individuos/transecta; 50,7%), seguida por *M. monachus* ( $7,5 \pm 1,4$  individuos/transecta; 20%), *S. luteola* ( $6 \pm 1,1$  individuos/transecta; 15,9%), *P. picazuro* ( $1,9 \pm 0,2$  individuos/transecta; 5,1%) y *P. maculosa* ( $0,8 \pm 0,1$  individuos/transecta; 2%; Fig. 4.3).

## Otoño

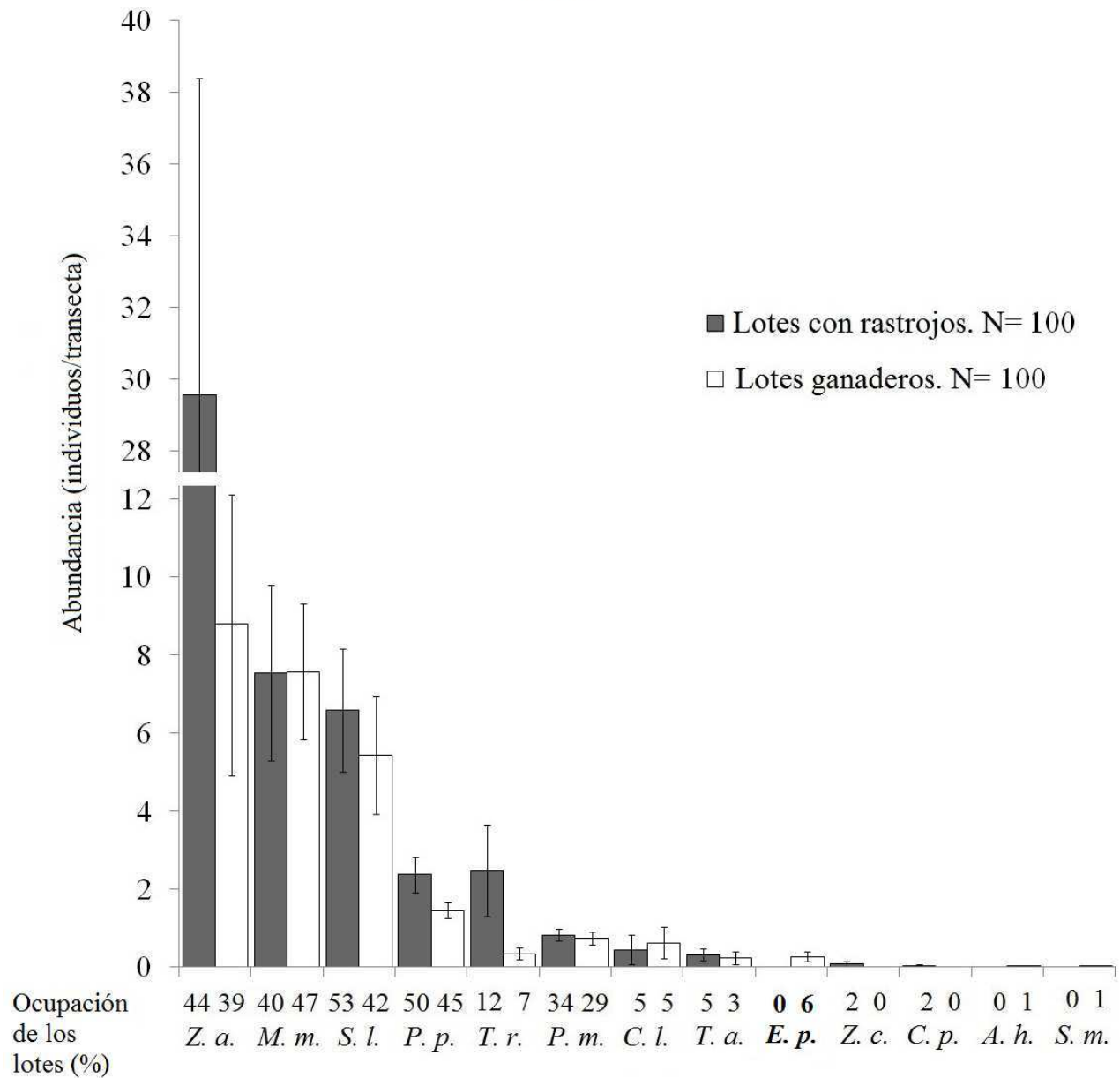


Figura 4.3. Abundancia media y error estándar de las aves granívoras junto al porcentaje de ocurrencia de cada especie en cada uso de los lotes en otoño. *Z. a.* *Zenaida auriculata*; *M. m.* *Myiopsitta monachus*; *S. l.* *Sicalis luteola*; *P. p.* *Patagioenas picazuro*; *T. r.* *Thinocorus rumicivorus*; *P. m.* *Patagioenas maculosa*; *C. l.* *Columba livia*; *T. a.* *Thectocercus acuticaudatus*; *E. p.* *Embernagra platensis*; *Z. c.* *Zonotrichia capensis*; *C. p.* *Columbina picui*; *A. h.* *Ammodramus humeralis*; *S. m.* *Spinus magellanicus*. Se resalta en negrita aquella especie que mostró diferencias significativas en la ocupación entre los distintos tipos de lotes. Especies ordenadas en forma decreciente según la abundancia total en el período.

En general, las especies de aves granívoras no mostraron diferencias significativas en el porcentaje de ocupación de los lotes entre los distintos tipos de uso de la tierra ( $p > 0,05$ ), con la excepción *Embernagra platensis*, la cual fue sólo registrada en lotes bajo uso ganadero en otoño (6% vs. 0%;  $p = 0,01$ ; Fig. 4.3).

En primavera-verano, coincidentemente con el período reproductivo, cuatro de las cinco especies consideradas en los análisis (*Z. auriculata*, *S. luteola*, *M. monachus*, *P. picazuro* y *Z. capensis*) mostraron una respuesta significativa en sus abundancias para al menos una de las variables originalmente consideradas (Tabla 4.3; Ver material suplementario S.4.1). Tres especies (*Z. auriculata*, *M. monachus* y *P. picazuro*) mostraron una relación inversa con la distancia a la arboleda más cercana, es decir, la abundancia de estas especies en los lotes muestreados se incrementó en la medida que disminuye la distancia a la arboleda más cercana (Tabla 4.4). Además, *S. luteola* respondió al tipo de uso de los lotes circundantes, mostrando bajas abundancias en los lotes rodeados por un entorno agrícola (Tabla 4.4; Fig. 4.4). Adicionalmente, *M. monachus* estuvo asociado con el tipo de uso afectado al lote (Tabla 4.4), y fue un 73% más abundante en lotes ganaderos ( $5,9 \pm 1$  individuos/transecta) que en los lotes con rastrojos ( $3,4 \pm 1$  individuos/transecta; Fig. 4.2). En este punto es importante destacar que previamente en el capítulo 3 se compararon las abundancias medias de esta especie entre tipos de usos de los lotes mediante pruebas de Mann-Whitney y no se detectaron diferencias (ver Fig. 3.3). Sin embargo, el análisis de la abundancia de *M. monachus* llevado a cabo en el presente capítulo tuvo en cuenta otras variables controlando de esta manera otras fuentes de variación, por lo que este último análisis sería más sensible para detectar la variabilidad en la abundancia de la especie. No se detectó ninguna relación en la abundancia de *Z. capensis* con las variables consideradas (Tabla 4.4).

Tabla 4.3. Mejor modelo (*i.e.*,  $< AIC_c$  y  $> w_i$  entre los modelos candidatos) para explicar la relación entre la abundancia de las aves con el tipo de uso afectado al lote (ULOT), tipo de uso de los lotes circundantes (UCIR) y la distancia a la arboleda más cercana (DARB) en primavera-verano. Se consideraron sólo las especies de aves granívoras con un porcentaje de ocupación  $> 30\%$  de los lotes en primavera-verano.  $k$  es el número de parámetros estimados. Las especies están ordenadas de acuerdo a sus abundancias (ver Fig. 4.2).

Primavera-verano				
Especies	Mejor modelo	k	$AIC_c$	$w_i$
<i>Z. auriculata</i>	DARB	4	937,9	0,601
<i>S. luteola</i>	UCIR	7	895,6	0,374
<i>M. monachus</i>	DARB + ULOT	5	647,5	0,842
<i>P. picazuro</i>	DARB	4	489,4	0,509
<i>Z. capensis</i>	Modelo nulo	3	569,4	0,325

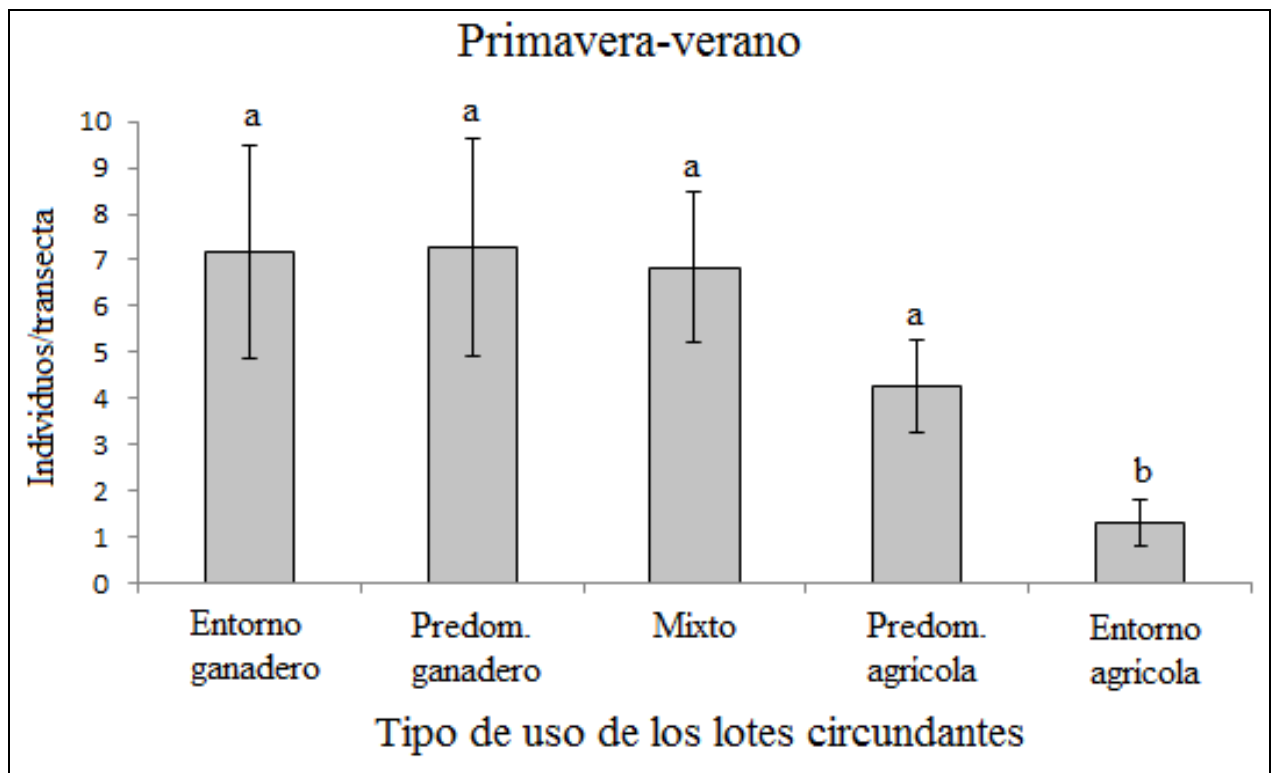


Figura 4.4. Abundancia media y error estándar de *Sicalis luteola* según el tipo de uso en los lotes circundantes en primavera-verano.

Tabla 4.4. Sumatoria de los  $w_i$  de los modelos que contienen la variable considerada (“probabilidad del parámetro”: Prob. del parámetro), coeficientes estimados promediados  $\pm$  error estándar (e. e.) y los límites de los intervalos de confianza (IC, inferior Inf. y superior Sup.) resultantes de la inferencia multi-modelos para las variables explicatorias (ULOT: tipo de uso afectado al lote, UCIR: tipo de uso de los lotes circundantes y DARB: la distancia a la arboleda más cercana) que describen la asociación con la abundancia de especies de aves granívoras que presentaron un porcentaje de ocupación de los lotes > 30% en primavera-verano. Los coeficientes estimados con intervalos de confianza 95% (CI) que excluyen el cero están remarcados en negrita.

Variables explicatorias	Primavera-verano			
	Prob. del parámetro	Coeficiente estimado $\pm$ e. e.	IC	
			Inf.	Sup.
<i>Z. auriculata</i>				
Intercepto		2,02 $\pm$ 0,42	1,2	2,85
<b>DARB</b>	<b>0,95</b>	<b>-0,001 <math>\pm</math> 0,0005</b>	<b>-0,002</b>	<b>-0,0005</b>
ULOT (lote ganadero) <sup>a</sup>	0,34	-0,25 $\pm$ 0,3	-0,84	0,35
UCIR (predom. ganadero) <sup>b</sup>	0,07	-0,68 $\pm$ 0,65	-1,95	0,59
UCIR (mixto) <sup>b</sup>	0,07	0,05 $\pm$ 0,61	-1,14	1,25
UCIR (predom. agrícola) <sup>b</sup>	0,07	-0,12 $\pm$ 0,63	-1,36	1,11
UCIR (entorno agrícola) <sup>b</sup>	0,07	0,27 $\pm$ 0,66	-1,03	1,57
ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. ganadero) <sup>c</sup>	< 0,01	1,99 $\pm$ 1,26	-0,48	4,47
ULOT*UCIR (lote ganadero*mixto) <sup>c</sup>	< 0,01	0,88 $\pm$ 1,15	-1,27	3,14
ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. agrícola) <sup>c</sup>	< 0,01	1,48 $\pm$ 1,15	-0,79	3,75
ULOT*UCIR (lote ganadero*entorno agrícola) <sup>c</sup>	< 0,01	1,58 $\pm$ 1,24	-0,85	4,02
<i>S. luteola</i>				
Intercepto		1,74 $\pm$ 0,52	0,73	2,76
UCIR (predom. ganadero) <sup>b</sup>	0,90	0,08 $\pm$ 0,62	-1,2	1,29
UCIR (mixto) <sup>b</sup>	0,90	0,06 $\pm$ 0,57	-1,05	1,17
UCIR (predom. agrícola) <sup>b</sup>	0,90	-0,46 $\pm$ 0,56	-1,56	0,64
<b>UCIR (entorno agrícola)<sup>b</sup></b>	<b>0,90</b>	<b>-1,53 <math>\pm</math> 0,62</b>	<b>-2,74</b>	<b>-0,32</b>
ULOT (lote ganadero) <sup>a</sup>	0,46	0,45 $\pm$ 0,35	-0,25	1,14
DARB	0,26	-0,0002 $\pm$ 0,0005	-0,001	0,0008
ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. ganadero) <sup>c</sup>	0,01	-0,16 $\pm$ 1,21	-2,55	2,23
ULOT*UCIR (lote ganadero*mixto) <sup>c</sup>	0,01	-0,73 $\pm$ 1,11	-2,91	1,44
ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. agrícola) <sup>c</sup>	0,01	0,12 $\pm$ 1,11	-2,05	2,3
ULOT*UCIR (lote ganadero*entorno agrícola) <sup>c</sup>	0,01	-0,99 $\pm$ 1,22	-3,37	1,39
<i>M. monachus</i>				
Intercepto		0,53 $\pm$ 0,75	-0,91	2,01
<b>ULOT (lote ganadero)<sup>a</sup></b>	<b>0,99</b>	<b>1,32 <math>\pm</math> 0,40</b>	<b>0,53</b>	<b>2,1</b>
<b>DARB</b>	<b>0,89</b>	<b>-0,002 <math>\pm</math> 0,0008</b>	<b>-0,004</b>	<b>-0,0005</b>
UCIR (predom. ganadero) <sup>b</sup>	0,04	0,21 $\pm$ 0,82	-1,4	1,83
UCIR (mixto) <sup>b</sup>	0,04	-0,53 $\pm$ 0,81	-2,12	1,06
UCIR (predom. agrícola) <sup>b</sup>	0,04	-0,6 $\pm$ 0,85	-2,26	1,06
UCIR (entorno agrícola) <sup>b</sup>	0,04	-0,39 $\pm$ 0,88	-2,12	1,35
ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. ganadero) <sup>c</sup>	< 0,01	-2,09 $\pm$ 1,8	-5,62	1,43
ULOT*UCIR (lote ganadero*mixto) <sup>c</sup>	< 0,01	-0,68 $\pm$ 1,57	-3,76	2,4
ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. agrícola) <sup>c</sup>	< 0,01	-0,91 $\pm$ 1,55	-3,96	2,13
ULOT*UCIR (lote ganadero*entorno agrícola) <sup>c</sup>	< 0,01	0,05 $\pm$ 1,6	-3,08	3,19

Tabla 4.4 (Continuación).

Primavera-verano				
Variables explicatorias	Prob. del parámetro	Coeficiente estimado $\pm$ e. e.	IC	
			Inf.	Sup.
<i>P. picazuro</i>				
Intercepto		1,25 $\pm$ 0,49	0,29	2,21
<b>DARB</b>	<b>1,00</b>	<b>-0,003 <math>\pm</math> 0,0008</b>	<b>-0,005</b>	<b>-0,002</b>
ULOT (lote ganadero) <sup>a</sup>	0,47	-0,5 $\pm$ 0,55	-1,58	0,56
UCIR (predom. ganadero) <sup>b</sup>	0,05	-1,34 $\pm$ 1,11	-3,53	0,85
UCIR (mixto) <sup>b</sup>	0,05	-0,62 $\pm$ 0,92	-2,43	1,18
UCIR (predom. agrícola) <sup>b</sup>	0,05	-0,57 $\pm$ 1,05	-2,63	1,49
UCIR (entorno agrícola) <sup>b</sup>	0,05	-0,65 $\pm$ 1,12	-2,85	1,54
<b>ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. ganadero)<sup>c</sup></b>	<b>0,02</b>	<b>3,42 <math>\pm</math> 1,24</b>	<b>0,99</b>	<b>5,84</b>
ULOT*UCIR (lote ganadero*mixto) <sup>c</sup>	0,02	1,97 $\pm$ 1,16	-0,3	4,24
<b>ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. agrícola)<sup>c</sup></b>	<b>0,02</b>	<b>2,61 <math>\pm</math> 1,08</b>	<b>0,49</b>	<b>4,74</b>
<b>ULOT*UCIR (lote ganadero*entorno agrícola)<sup>c</sup></b>	<b>0,02</b>	<b>3,08 <math>\pm</math> 1,13</b>	<b>0,87</b>	<b>5,3</b>
<i>Z. capensis</i>				
Intercepto		0,08 $\pm$ 0,35	-0,6	0,77
UCIR (predom. ganadero) <sup>b</sup>	0,32	0,62 $\pm$ 0,68	-0,7	1,95
UCIR (mixto) <sup>b</sup>	0,32	0,71 $\pm$ 0,63	-0,52	1,93
UCIR (predom. agrícola) <sup>b</sup>	0,32	0,34 $\pm$ 0,63	-0,9	1,59
UCIR (entorno agrícola) <sup>b</sup>	0,32	0,92 $\pm$ 0,67	-0,38	2,24
DARB	0,32	-0,0004 $\pm$ 0,0005	-0,001	0,0005
ULOT (lote ganadero) <sup>a</sup>	0,28	-0,14 $\pm$ 0,31	-0,75	0,46
ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. ganadero) <sup>c</sup>	< 0,01	1,26 $\pm$ 1,33	-1,35	3,88
ULOT*UCIR (lote ganadero*mixto) <sup>c</sup>	< 0,01	0,7 $\pm$ 1,29	-1,82	3,24
ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. agrícola) <sup>c</sup>	< 0,01	0,86 $\pm$ 1,27	-1,64	3,35
ULOT*UCIR (lote ganadero*entorno agrícola) <sup>c</sup>	< 0,01	2,05 $\pm$ 1,29	-0,48	4,58

<sup>a</sup> Relativo a ULOT (lote con rastrojos)

<sup>b</sup> Relativo a UCIR (entorno ganadero)

<sup>c</sup> Relativo a ULOT\*UCIR (lote ganadero\*entorno ganadero)



En otoño, en coincidencia con el período no reproductivo, tres de las cinco especies de aves granívoras consideradas en los análisis (*Z. auriculata*, *M. monachus*, *S. luteola*, *P. picazuro* y *P. maculosa*) mostraron una respuesta significativa en sus abundancias en un determinado lote por, al menos, una de las variables originalmente consideradas (Tabla 4.5; Ver material suplementario S.4.2). *Z. auriculata* estuvo asociado con el tipo de uso afectado al lote (Tabla 4.6), con una abundancia en lotes de rastrojos ( $29,6 \pm 8,8$  individuos/transecta) un 236% mayor que en los lotes ganaderos ( $8,8 \pm 3,9$  individuos/transecta; Fig. 4.3). *P. picazuro* fue significativamente más abundante en los lotes con rastrojos insertos en un entorno ganadero (Tabla 4.6; Fig. 4.5), mientras que *P. maculosa* fue menos abundante en aquellos lotes rodeados por un entorno ganadero (Tabla 4.6; Fig. 4.6). Además, la abundancia de ambas especies de palomas *P. picazuro* y *P. maculosa* se incrementó en la medida que disminuye la distancia a la arboleda más cercana (Tabla 4.6). No se detectó ninguna relación en la abundancia de *M. monachus* y *S. luteola* con las variables consideradas (Tabla 4.6).

Tabla 4.5. Mejor modelo (*i.e.*,  $< AIC_c$  y  $> w_i$  entre los modelos candidatos) para explicar la relación entre la abundancia de las aves con el tipo de uso afectado al lote (ULOT), tipo de uso de los lotes circundantes (UCIR) y la distancia a la arboleda más cercana (DARB) en otoño. Se consideraron sólo las especies de aves granívoras con un porcentaje de ocupación  $> 30\%$  de los lotes en otoño. *k* es el número de parámetros estimados. Las especies están ordenadas de acuerdo a sus abundancias (ver Fig. 4.3).

Otoño					
Especies	Mejor modelo	<i>k</i>	$AIC_c$	$w_i$	
<i>Z. auriculata</i>	ULOT	4	905,3	0,521	
<i>M. monachus</i>	Modelo nulo	3	852,1	0,432	
<i>S. luteola</i>	Modelo nulo	3	898,7	0,366	
<i>P. picazuro</i>	DARB + UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	13	663,7	0,573	
<i>P. maculosa</i>	DARB + UCIR	8	386,4	0,397	

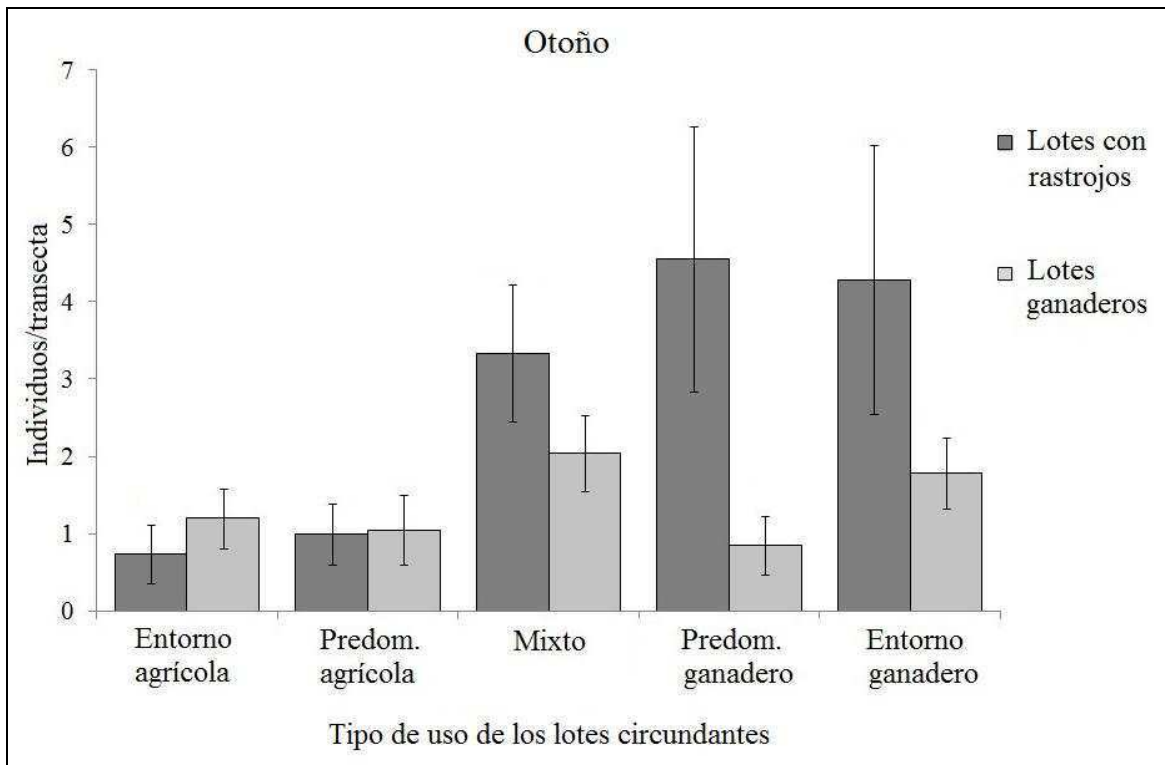


Figura 4.5. Abundancia media y error estándar de *Patagioenas picazuro* según la interacción del tipo de uso afectado al lote y el tipo de uso de los lotes circundantes en otoño.

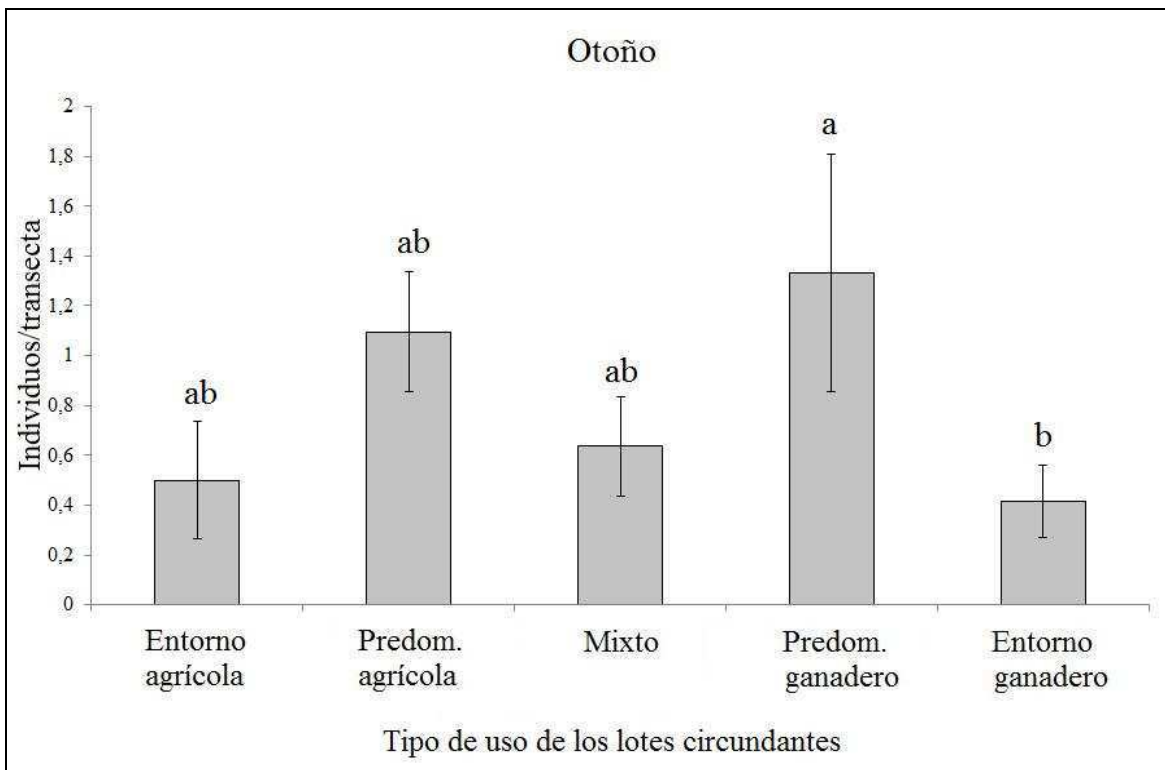


Figura 4.6. Abundancia media y error estándar de *Patagioenas maculosa* según el tipo de uso de la tierra en los lotes circundantes en otoño.

Tabla 4.6. Sumatoria de los  $w_i$  de los modelos que contienen la variable considerada (“probabilidad del parámetro”: Prob. del parámetro), coeficientes estimados promediados  $\pm$  error estándar (e. e.) y los límites de los intervalos de confianza (IC, inferior Inf. y superior Sup.) resultantes de la inferencia multi-modelos para las variables explicatorias (ULOT: tipo de uso afectado al lote, UCIR: tipo de uso de los lotes circundantes y DARB: la distancia a la arboleda más cercana) que describen la asociación con la abundancia de especies de aves granívoras que presentaron un porcentaje de ocupación de los lotes  $> 30\%$  en otoño. Los coeficientes estimados con intervalos de confianza 95% (CI) que excluyen el cero están remarcados en negrita.

Variables explicatorias	Otoño			
	Prob. del parámetro	Coeficiente estimado $\pm$ e. e.	IC	
			Inf.	Sup.
<i>Z. auriculata</i>				
Intercepto		2,82 $\pm$ 0,63	1,58	4,06
<b>ULOT (lote ganadero) <sup>a</sup></b>	<b>0,97</b>	<b>-1,7 <math>\pm</math> 0,63</b>	<b>-2,93</b>	<b>-0,47</b>
DARB	0,45	-0,001 $\pm$ 0,0008	-0,002	0,0005
UCIR (predom. ganadero) <sup>b</sup>	0,06	0,76 $\pm$ 1,52	-2,23	3,75
UCIR (mixto) <sup>b</sup>	0,06	1,5 $\pm$ 1,41	-1,26	4,26
UCIR (predom. agrícola) <sup>b</sup>	0,06	1,53 $\pm$ 1,51	-1,42	4,48
UCIR (entorno agrícola) <sup>b</sup>	0,06	0,64 $\pm$ 1,36	-2,04	3,31
ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. ganadero) <sup>c</sup>	0,01	-3,72 $\pm$ 2,12	-7,88	0,43
ULOT*UCIR (lote ganadero*mixto) <sup>c</sup>	0,01	-2,63 $\pm$ 2,05	-6,65	1,38
ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. agrícola) <sup>c</sup>	0,01	-3,31 $\pm$ 2,09	-7,41	0,79
ULOT*UCIR (lote ganadero*entorno agrícola) <sup>c</sup>	0,01	-0,17 $\pm$ 2,32	-4,73	4,38
<i>M. monachus</i>				
Intercepto		1,66 $\pm$ 0,44	0,79	2,52
ULOT (lote ganadero) <sup>a</sup>	0,33	0,32 $\pm$ 0,37	-0,42	1,05
DARB	0,33	-0,0005 $\pm$ 0,0006	-0,002	0,0007
UCIR (predom. ganadero) <sup>b</sup>	0,04	0,37 $\pm$ 0,64	-0,9	1,64
UCIR (mixto) <sup>b</sup>	0,04	-0,14 $\pm$ 0,61	-1,35	1,07
UCIR (predom. agrícola) <sup>b</sup>	0,04	-0,46 $\pm$ 0,63	-1,7	0,77
UCIR (entorno agrícola) <sup>b</sup>	0,04	-0,27 $\pm$ 0,68	-1,61	1,06
ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. ganadero) <sup>c</sup>	< 0,01	-1,78 $\pm$ 1,11	-3,95	0,4
ULOT*UCIR (lote ganadero*mixto) <sup>c</sup>	< 0,01	-1,38 $\pm$ 1,14	-3,61	0,86
ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. agrícola) <sup>c</sup>	< 0,01	-0,08 $\pm$ 1,25	-2,53	2,36
ULOT*UCIR (lote ganadero*entorno agrícola) <sup>c</sup>	< 0,01	-0,64 $\pm$ 1,3	-3,2	1,92
<i>S. luteola</i>				
Intercepto		1,86 $\pm$ 0,55	0,77	2,95
ULOT (lote ganadero) <sup>a</sup>	0,33	-0,66 $\pm$ 1,08	-2,78	1,46
DARB	0,31	-0,0005 $\pm$ 0,0007	-0,002	0,0008
UCIR (predom. ganadero) <sup>b</sup>	0,23	0,03 $\pm$ 1,02	-1,96	2,03
UCIR (mixto) <sup>b</sup>	0,23	-0,85 $\pm$ 1,29	-3,38	1,68
UCIR (predom. agrícola) <sup>b</sup>	0,23	0,4 $\pm$ 1,1	-1,76	2,57
UCIR (entorno agrícola) <sup>b</sup>	0,23	-0,38 $\pm$ 1,02	-2,38	1,61
ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. ganadero) <sup>c</sup>	0,07	2,19 $\pm$ 1,26	-0,27	4,66
<b>ULOT*UCIR (lote ganadero*mixto) <sup>c</sup></b>	<b>0,07</b>	<b>3,53 <math>\pm</math> 1,25</b>	<b>1,07</b>	<b>5,99</b>
<b>ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. agrícola) <sup>c</sup></b>	<b>0,07</b>	<b>2,85 <math>\pm</math> 1,22</b>	<b>0,46</b>	<b>5,24</b>
ULOT*UCIR (lote ganadero*entorno agrícola) <sup>c</sup>	0,07	1,7 $\pm$ 1,36	-0,96	4,37

Tabla 4.6 (Continuación).

Variables explicatorias	Otoño			
	Prob. del parámetro	Coefficiente estimado $\pm$ e. e.	IC	
			Inf.	Sup.
<i>P. picazuro</i>				
Intercepto		1,25 $\pm$ 0,6	0,08	2,43
<b>DARB</b>	<b>1,00</b>	<b>-0,002 <math>\pm</math> 0,0005</b>	<b>-0,003</b>	<b>-0,001</b>
ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. ganadero) <sup>c</sup>	0,57	-0,34 $\pm$ 0,72	-1,75	1,07
ULOT*UCIR (lote ganadero*mixto) <sup>c</sup>	0,57	0,81 $\pm$ 0,66	-0,49	2,11
ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. agrícola) <sup>c</sup>	0,57	1,13 $\pm$ 0,72	-0,28	2,54
<b>ULOT*UCIR (lote ganadero*entorno agrícola)<sup>c</sup></b>	<b>0,57</b>	<b>2,17 <math>\pm</math> 0,85</b>	<b>0,51</b>	<b>3,83</b>
ULOT (lote ganadero) <sup>a</sup>	0,70	-0,72 $\pm$ 0,56	-1,83	0,37
UCIR (predom. ganadero) <sup>b</sup>	0,91	-0,25 $\pm$ 0,5	-1,25	0,73
UCIR (mixto) <sup>b</sup>	0,91	0,43 $\pm$ 0,6	-0,74	1,6
UCIR (predom. agrícola) <sup>b</sup>	0,91	-0,5 $\pm$ 0,66	-1,8	0,8
UCIR (entorno agrícola) <sup>b</sup>	0,91	-0,9 $\pm$ 0,85	-2,55	0,77
<i>P. maculosa</i>				
Intercepto		0,14 $\pm$ 0,58	-0,99	1,27
<b>DARB</b>	<b>0,95</b>	<b>-0,002 <math>\pm</math> 0,0007</b>	<b>-0,003</b>	<b>-0,0005</b>
UCIR (predom. ganadero) <sup>b</sup>	<b>0,57</b>	<b>1,16 <math>\pm</math> 0,6</b>	<b>0,04</b>	<b>2,29</b>
UCIR (mixto) <sup>b</sup>	0,57	0,27 $\pm$ 0,6	-0,9	1,44
UCIR (predom. agrícola) <sup>b</sup>	0,57	1 $\pm$ 0,59	-0,16	2,17
UCIR (entorno agrícola) <sup>b</sup>	0,57	0,3 $\pm$ 0,67	-1,02	1,62
ULOT (lote ganadero) <sup>a</sup>	0,27	-0,18 $\pm$ 0,65	-1,46	1,1
ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. ganadero) <sup>c</sup>	0,03	1,28 $\pm$ 1,1	-0,87	3,44
ULOT*UCIR (lote ganadero*mixto) <sup>c</sup>	0,03	1,44 $\pm$ 1,13	-0,78	3,67
<b>ULOT*UCIR (lote ganadero*predom. agrícola)<sup>c</sup></b>	<b>0,03</b>	<b>2,3 <math>\pm</math> 1,07</b>	<b>0,21</b>	<b>4,39</b>
<b>ULOT*UCIR (lote ganadero*entorno agrícola)<sup>c</sup></b>	<b>0,03</b>	<b>2,5 <math>\pm</math> 1,27</b>	<b>0,05</b>	<b>5,02</b>

<sup>a</sup> Relativo a ULOT (lote con rastrojos)

<sup>b</sup> Relativo a UCIR (entorno ganadero)

<sup>c</sup> Relativo a ULOT\*UCIR (lote ganadero\*entorno ganadero)

#### 4.5. DISCUSIÓN

Los resultados de este capítulo ponen de manifiesto el rol que tienen el tipo de uso de la tierra afectado al lote y ciertas características de su entorno sobre la abundancia de aves granívoras en el área de estudio, durante dos períodos del año, coincidentemente con el período reproductivo y no reproductivo de las aves. En los sistemas templados en los cuales la estacionalidad cumple un papel significativo tanto sobre los elementos que componen el paisaje, como para la biología de las especies de aves, la obtención de alimentos es, probablemente, el factor más importante en el mecanismo de uso de hábitat por parte de las aves en el período invernal o no reproductivo, ya sea para almacenar energía o simplemente para sobrevivir (Hutto 1985). Sin embargo, el alimento por sí solo puede ser insuficiente para predecir la distribución de las aves en períodos durante los cuales otros requerimientos ocupan un lugar prominente en las decisiones de las aves sobre el uso del hábitat (Marone *et al.* 1997). En este sentido, en otros agroecosistemas templados, numerosos estudios han demostrado que las respuestas de las aves a las características del paisaje rural varían estacionalmente (Atkinson *et al.* 2002, Moorcroft *et al.* 2002, MacLeod *et al.* 2011). Del mismo modo, los resultados presentados aquí permiten concluir que, en los agroecosistemas templados del área de estudio, la relación entre la abundancia de las aves granívoras con las características del lote también cambia según los requerimientos particulares de las especies. En este sentido, las respuestas de las aves se pueden agrupar en un patrón general, de manera tal que, en primavera-verano (período reproductivo) la mayoría de las respuestas están asociadas con los requerimientos de nidificación, mientras que en otoño (período no reproductivo), la mayoría de las respuestas de las aves se asocian con los requerimientos de alimentación y refugio.

Durante la primavera-verano, coincidentemente con el período reproductivo de las aves, *Z. auriculata*, *M. monachus* y *P. picazuro* fueron más abundantes en aquellos lotes con una arboleda cercana, lo cual puede explicarse porque estas especies durante este período utilizan las arboledas como sitios de nidificación (Daguerre 1936, Murton *et al.* 1974, Narosky & Di Giacomo 1993, Oniki & Willis 2000, Aramburú 1997b, Spreyer & Bucher 1998). En particular, para *M. monachus*, estudios previos han demostrado que las arboledas son un recurso clave para la nidificación (Navarro *et al.* 1992, Bucher & Aramburú 2014). Además, la asociación de esta especie con las arboledas, podría estar relacionado no solo con la construcción de los nidos, sino también con el posterior mantenimiento de los mismos, para lo cual necesitan tener disponible material que recolectan de dichas arboledas (Martin & Bucher 1993). En el área de estudio, un trabajo previo

encontró una asociación positiva entre la abundancia de *M. monachus* y la presencia de arboledas en el paisaje, especialmente compuestas por especies de árboles altos y perennes tales como eucaliptus (Codesido *et al.* 2015). Del mismo modo, se detectó que *Z. auriculata* es más abundante en el área de estudio cuando hay arboledas presentes en el paisaje (Weyland *et al.* 2014) y, en particular, cuando las arboledas están compuestas por especies de árboles bajos y perennes tales como pinos y casuarinas (Codesido *et al.* 2015). Respuestas similares han sido detectadas en la eco-región del Espinal, en donde numerosos estudios señalan que los parches remanentes de bosque nativo son un elemento crucial en el paisaje para promover el incremento del número poblacional de esta especie (Murton *et al.* 1974, Bucher & Ranvaud 2006, Bernardos & Farrell 2012). Esta respuesta de aves comunes que incrementan su abundancia con la cercanía a una arboleda registrado en agroecosistemas templados es consistente también con patrones registrados en algunos otros agroecosistemas tropicales (Subramanya 1994).

Asimismo, durante la primavera-verano *S. luteola* fue más abundante en aquellos lotes rodeados por un entorno bajo uso ganadero. Esta relación podría deberse a que esta especie construye sus nidos en forma de semiesfera de vegetación compacta en matas de pastos o pajonales a una altura que varía desde el suelo hasta los 40cm (Salvador & Salvador 1986, Amaral 2011, Pereira *et al.* 2016), y tales hábitats adecuados para la nidificación pueden encontrarse en lotes del entorno bajo uso ganadero. Además, los lotes bajo uso agrícola suelen estar sujetos al manejo de sus bordes a través del rociado con herbicidas (de la Fuente *et al.* 2010), mientras que esto es menos común en lotes ganaderos que tienen una mayor presencia de vegetación alta en los bordes. Numerosos trabajos señalan una alta ocupación por parte de esta especie de parches con pastos altos para nidificar, indicando que la cobertura y la altura de la vegetación son claves para la selección de sitios de nidificación y cría de *S. luteola* (Comparatore *et al.* 1996, Zalba & Cozzani 2004, Cozzani & Zalba 2009, Amaral 2011).

Por otra parte, en otoño, coincidentemente con el período no reproductivo, la mayoría de las respuestas de las aves estuvieron asociadas con los requerimientos de alimentación y refugio. Algunas especies granívoras incrementaron sus números poblacionales en otoño, lo cual podría deberse al reclutamiento proveniente del período reproductivo previo, a movimientos locales de ciertas especies (Codesido 2010, ver citas capítulo 2), y/o al comportamiento de algunas especies de agruparse en bandadas durante el período no reproductivo (Murton *et al.* 1974, Aramburú 1997b, Spreyer & Bucher 1998). En otoño, la alta abundancia de *Z. auriculata* en rastrojos, así como la asociación de *P. picazuro* con rastrojos rodeados por lotes bajo uso ganadero y las menores

abundancias de *P. maculosa* en lotes rodeados por un entorno ganadero, podrían estar revelando una asociación de aquellas especies por sitios con recursos alimenticios (semillas) en el período no reproductivo (Robinson & Sutherland 2002). Las mayores abundancias de *P. picazuro* en rastrojos rodeados por un entorno bajo uso ganadero sugiere que los lotes con rastrojos estarían actuando como atrayentes cuando se encuentran insertos en una matriz ganadera, teniendo en cuenta que los rastrojos suelen contar con una mayor oferta de recursos tróficos en agroecosistemas templados (Robinson *et al.* 2001). La respuesta de *Z. auriculata* por rastrojos durante el otoño está en concordancia con estudios previos que muestran que las semillas presentes en los cultivos componen una fracción significativa en la dieta de esta especie a lo largo del año, particularmente en otoño (Murton *et al.* 1974, Bucher & Nores 1976). En este sentido, en otros agroecosistemas templados se ha señalado el rol clave que tiene la oferta de recursos tróficos en los rastrojos sobre las poblaciones de muchas aves granívoras (Wilson *et al.* 1996, Moorcroft *et al.* 2002, Evans & Green 2007).

Adicionalmente, en otoño ambas especies de palomas, *P. picazuro* y *P. maculosa*, estuvieron asociadas también a la proximidad de una arboleda, las cuales pueden ser utilizadas como refugio y dormitorios por ambas especies (Narosky & Di Giacomo 1993). Estos resultados refuerzan observaciones previas que destacan que la introducción de árboles en las Pampas permitió la expansión de palomas (Daguerre 1936, Narosky & Di Giacomo 1993).

Además del patrón general detectado para las especies de aves granívoras más comunes durante el período reproductivo y no reproductivo, algunas especies mostraron respuestas especie-específicas. Durante la primavera-verano, los lotes bajo uso ganadero sostuvieron una abundancia de *M. monachus* mayor que los rastrojos. La dieta de *M. monachus* es amplia e incluye semillas de especies silvestres, frutas, cultivos, insectos y flores (ver capítulo 2, sección 2.2. Especies de aves focales). Este resultado podría deberse al hecho que durante esta estación, los pastizales seminaturales y las pasturas están floreciendo y semillando en los lotes ganaderos y pueden proveer una mayor variedad de recursos alimenticios que los rastrojos para *M. monachus*.

En conclusión, los resultados de este capítulo sugieren que los patrones de uso de los lotes por las aves granívoras sufren cambios estacionales significativos, y que la variación en los requerimientos de las especies durante el período reproductivo (principalmente sitios de nidificación) y no reproductivo (principalmente alimentación) podrían ser los responsables de tales cambios (Marone *et al.* 1997). Al mismo tiempo, otros factores pueden también ser responsables en regular estos patrones a través de la variación en la oferta de tales recursos, como los cambios que sufre el ambiente rural (por ejemplo, la identidad de los cultivos).

## MATERIAL SUPLEMENTARIO

S. 4.1. Selección de modelos basada en la comparación de  $\Delta AIC_c$  de los modelos lineales generalizados mixtos (glmm) describiendo la relación entre la abundancia de las aves y el tipo de uso afectado al lote (ULOT), tipo de uso de los lotes circundantes (UCIR) y la distancia a la arboleda más cercana (DARB) en primavera-verano. Se consideraron sólo las especies de aves granívoras con un porcentaje de ocupación > 30% de los lotes. k es el número de parámetros estimados. Las especies están ordenadas de acuerdo a sus abundancias y los modelos según su  $\Delta AIC_c$ .

Primavera-verano					
<i>Z. auriculata</i>					
	Modelos candidatos	k	AIC <sub>c</sub>	$\Delta AIC_c$	$w_i$
	DARB	4	937,9	0,00	0,601
	DARB + ULOT	5	939,3	1,42	0,295
	DARB + UCIR	8	943,3	5,34	0,042
	ULOT	4	944,5	6,56	0,023
	Modelo nulo	3	944,9	6,95	0,019
	DARB + UCIR + ULOT	9	945,2	7,30	0,016
	UCIR	7	948,7	10,78	0,003
	UCIR + ULOT	8	949,6	11,66	0,002
	UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	13	950,2	12,27	0,001
	DARB + ULOT + UCIR + UCIR*ULOT	12	955,9	17,97	0,000
<i>S. luteola</i>					
	Modelos candidatos	k	AIC <sub>c</sub>	$\Delta AIC_c$	$w_i$
	UCIR	7	895,6	0,00	0,374
	UCIR + ULOT	8	896,2	0,57	0,281
	DARB + UCIR	8	897,8	2,13	0,129
	DARB + UCIR + ULOT	9	898,3	2,62	0,101
	ULOT	4	899,9	4,24	0,045
	Modelo nulo	3	900,8	5,11	0,029
	DARB + ULOT	5	901,5	5,85	0,020
	DARB	4	902,7	7,05	0,011
	UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	12	903,2	7,58	0,008
	DARB + UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	13	905,5	9,88	0,003



## S. 4.1 (Continuación).

Primavera-verano					
<i>M. monachus</i>					
	Modelos candidatos	k	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC <sub>c</sub>	w <sub>i</sub>
	DARB + ULOT	5	647,5	0,00	0,842
	ULOT	4	651,6	4,13	0,107
	DARB + UCIR + ULOT	9	654,0	6,47	0,033
	DARB	4	656,5	9,00	0,009
	UCIR + ULOT	8	658,7	11,14	0,003
	Modelo nulo	3	658,9	11,38	0,003
	DARB + UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	13	660,4	12,85	0,001
	DARB + UCIR	8	662,4	14,92	0,000
	UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	12	662,9	15,41	0,000
	UCIR	7	665,5	17,99	0,000
<i>P. picazuro</i>					
	Modelos candidatos	k	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC <sub>c</sub>	w <sub>i</sub>
	DARB	4	489,4	0,00	0,509
	DARB + ULOT	5	489,7	0,27	0,444
	DARB + UCIR	8	495,9	6,54	0,019
	DARB + UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	13	496,3	6,93	0,016
	DARB + UCIR + ULOT	9	496,8	7,43	0,012
	ULOT	4	509,0	19,63	0,000
	Modelo nulo	3	510,6	21,20	0,000
	UCIR + ULOT	8	514,3	24,89	0,000
	UCIR	7	514,7	25,26	0,000
	UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	12	516,3	26,91	0,000
<i>Z. capensis</i>					
	Modelos candidatos	k	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC <sub>c</sub>	w <sub>i</sub>
	Modelo nulo	3	569,4	0,00	0,325
	UCIR	7	570,9	1,42	0,160
	DARB	4	570,9	1,42	0,160
	ULOT	4	571,2	1,78	0,133
	DARB + UCIR	8	572,3	2,89	0,077
	DARB + ULOT	5	572,8	3,39	0,060
	UCIR + ULOT	8	573,0	3,53	0,056
	DARB + UCIR + ULOT	9	574,5	5,09	0,026
	UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	12	579,2	9,74	0,002
	DARB + UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	13	581,0	11,55	0,001

S. 4.2. Selección de modelos basada en la comparación de  $\Delta AIC_c$  de los modelos lineales generalizados mixtos (glmm) describiendo la relación entre la abundancia de las aves y el tipo de uso afectado al lote (ULOT), tipo de uso de los lotes circundantes (UCIR) y la distancia a la arboleda más cercana (DARB) en otoño. Se consideraron sólo las especies de aves granívoras con un porcentaje de ocupación > 30% de los lotes. k es el número de parámetros estimados. Las especies están ordenadas de acuerdo a sus abundancias y los modelos según su  $\Delta AIC_c$ .

Otoño					
<i>Z. auriculata</i>					
	Modelos candidatos	k	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC <sub>c</sub>	w <sub>i</sub>
	ULOT	4	905,3	0,00	0,521
	DARB + ULOT	5	905,9	0,53	0,399
	DARB + UCIR + ULOT	9	911,7	6,39	0,021
	UCIR + ULOT	8	911,8	6,46	0,021
	DARB	4	912,0	6,68	0,018
	UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	12	914,5	9,18	0,005
	DARB + UCIR	8	914,6	9,27	0,005
	DARB + UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	13	914,7	9,42	0,005
	Modelo nulo	3	915,1	9,77	0,004
	UCIR	7	917,7	12,36	0,001
<i>M. monachus</i>					
	Modelos candidatos	k	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC <sub>c</sub>	w <sub>i</sub>
	Modelo nulo	3	852,1	0,00	0,432
	ULOT	4	853,4	1,39	0,216
	DARB	4	853,5	1,44	0,210
	DARB + ULOT	5	854,8	2,79	0,107
	UCIR	7	858,7	6,62	0,016
	DARB + UCIR	8	859,9	7,82	0,009
	UCIR + ULOT	8	860,4	8,32	0,007
	DARB + UCIR + ULOT	9	861,4	9,37	0,004
	UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	12	865,4	13,38	0,001
	DARB + UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	13	866,9	14,82	0,000
<i>S. luteola</i>					
	Modelos candidatos	k	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC <sub>c</sub>	w <sub>i</sub>
	Modelo nulo	3	898,7	0,00	0,366
	DARB	4	900,0	1,38	0,184
	ULOT	4	900,4	1,75	0,153
	UCIR	7	901,6	2,93	0,085
	DARB + ULOT	5	902,0	3,37	0,068
	UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	12	902,5	3,87	0,053
	UCIR + ULOT	8	903,5	4,86	0,032
	DARB + UCIR	8	903,6	4,92	0,031
	DARB + UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	13	904,8	6,09	0,017
	DARB + UCIR + ULOT	9	905,6	6,92	0,011

## S. 4.2 (Continuación).

Otoño				
<i>P. picazuro</i>				
Modelos candidatos	k	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC <sub>c</sub>	w <sub>i</sub>
DARB + UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	13	663,7	0,00	0,573
DARB + UCIR	8	665,5	1,81	0,232
DARB + UCIR + ULOT	9	667,1	3,45	0,102
DARB	4	668,0	4,34	0,066
DARB + ULOT	5	669,8	6,08	0,027
UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	12	679,4	15,68	0,000
UCIR	7	681,0	17,35	0,000
UCIR + ULOT	8	681,8	18,07	0,000
Modelo nulo	3	684,1	20,41	0,000
ULOT	4	685,3	21,61	0,000
<i>P. maculosa</i>				
Modelos candidatos	k	AIC <sub>c</sub>	ΔAIC <sub>c</sub>	w <sub>i</sub>
DARB + UCIR	8	386,4	0,00	0,397
DARB	4	387,0	0,58	0,297
DARB + UCIR + ULOT	9	388,6	2,24	0,129
DARB + ULOT	5	389,1	2,71	0,102
DARB + UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	13	391,6	5,21	0,029
Modelo nulo	3	392,4	5,98	0,020
UCIR	7	393,2	6,78	0,013
ULOT	4	394,4	8,00	0,007
UCIR + ULOT	8	395,3	8,88	0,005
UCIR + ULOT + UCIR*ULOT	12	400,7	14,31	0,000

## CAPÍTULO 5

### EL ROL DE LA IDENTIDAD DE LOS RASTROJOS Y DE LA BIOMASA DE SEMILLAS CAÍDAS SOBRE LA RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE AVES GRANÍVORAS

*El tema tratado en este capítulo resultó en la publicación del siguiente trabajo: Zufiaurre, E., M. Codesido, A. M. Abba, & D. Bilenca. 2017. The role of stubble type and spilled seed biomass on the abundance of seed-eating birds in agroecosystems. Ardeola 64: 31–48.*

## 5.1. RESUMEN

La tierra bajo uso agrícola son tipos de hábitats con alta disponibilidad de recursos alimenticios para las aves granívoras. Sin embargo, los lotes pueden variar considerablemente en sus características según la identidad del cultivo. De esta manera, el uso que las aves realicen sobre el lote podría ser influenciado por la identidad del cultivo. Luego de la cosecha, los rastrojos remanentes contienen gran cantidad de semillas caídas, la cual podría contribuir a sostener poblaciones de aves granívoras a lo largo de gran parte del año. En este capítulo se analiza el rol de la identidad del rastrojo sobre la riqueza y abundancia de las aves granívoras, en particular, para la abundancia se evalúa también el rol que tiene la biomasa de semillas caídas en el lote. Se muestrearon 166 lotes de rastrojos: 77 lotes durante el período de primavera-verano (44 rastrojos de trigo y 33 de cebada) y 89 lotes durante el otoño (49 rastrojos de soja, 27 de maíz y 13 de girasol). En cada lote se registró la riqueza y abundancia de aves y se estimó la biomasa de semillas caídas en el suelo de los rastrojos a partir de una muestra de  $1\text{m}^2$ . Las comparaciones entre las curvas de acumulación de especies en el período de primavera-verano mostraron que los rastrojos de trigo y cebada tuvieron una riqueza de aves similar, mientras que en el otoño los rastrojos de girasol sostuvieron riquezas específicas mayores que los rastrojos de soja. Los modelos lineales generalizados mixtos revelaron que las abundancias de algunas especies de aves granívoras estuvieron relacionadas positivamente con la biomasa de semillas caídas en rastrojos de cultivos particulares. En general, estas relaciones variaron estacionalmente siendo más evidentes en otoño que en primavera-verano. El conocimiento de la relación entre las poblaciones de aves con los recursos alimenticios durante períodos en los cuales los cultivos permanecen como rastrojos podrían ser una herramienta clave para el planeamiento de estrategias de manejo que traten de reducir el impacto de las aves sobre la producción agrícola en aquellos períodos en que los cultivos son susceptibles al daño.

## 5.2. INTRODUCCIÓN

La actividad agrícola introduce diversas perturbaciones que afectan al ensamble de aves; de este conjunto de especies, algunas se perjudican (Donald *et al.* 2001, Donald *et al.* 2006, Codesido *et al.* 2012), mientras que otras, muchas de ellas granívoras, pueden verse beneficiadas debido fundamentalmente a la oferta de recursos alimenticios (Wilson *et al.* 1996, Robinson *et al.* 2001, Moorcroft *et al.* 2002, Robinson *et al.* 2004). Sin embargo, el uso por parte de las aves granívoras de los lotes agrícolas puede variar considerablemente dependiendo del tipo del lote en particular y de sus características asociadas (Chamberlain *et al.* 1999, Robinson & Sutherland 1999, Moorcroft *et al.* 2002, Robinson *et al.* 2004). De este modo, así como el estado fenológico (Dolbeer 1990, Canavelli *et al.* 2014) y la etapa del ciclo del cultivo (por ejemplo, la etapa de rastrojo; Donald & Evans 1994, Evans & Smith 1994) son características claves que afectan el uso de un lote agrícola por parte de las aves granívoras, la identidad del cultivo es otra característica significativa en dicha relación (Wilson *et al.* 1996, Bright *et al.* 2014).

Es así que, en un momento determinado, los distintos cultivos presentes en el paisaje rural ofrecen alternativas para la selección por parte de las especies de aves de los diferentes tipos de hábitat disponibles. En tal proceso de selección suelen intervenir diversas variables, algunas inherentes al tipo de hábitat en particular, mientras que otras están relacionadas a las características propias de la especie de ave (Newton 1967, Hutto 1985). En los agroecosistemas, la identidad del cultivo es, tal vez, una de las variables más significativas para explicar el uso por parte de las aves de un determinado lote (Wilson *et al.* 1996, Chamberlain *et al.* 1999, Moorcroft *et al.* 2002). Así por ejemplo, el contenido nutricional de las semillas varía entre los diferentes cultivos (Kendeigh & West 1965), lo que, junto con otros factores, influye en el consumo de los recursos presentes en el hábitat (Gluck 1985). De esta manera, ciertos cultivos, como lotes de oleaginosas o cereales, pueden ser usados diferencialmente por las aves granívoras (Wilson *et al.* 1996). Incluso, las variedades de un mismo cultivo que ofrece el mercado pueden afectar esta relación (Dolbeer *et al.* 1995, Fleming *et al.* 2002, Khaleghizadeh 2011).

A su vez, las prácticas y manejos llevadas a cabo en el lote, así como los insumos utilizados son variables que afectan los patrones de uso de un lote por parte de las aves (Moorcroft *et al.* 2002, Bradbury *et al.* 2008, Chamberlain *et al.* 2010, Bright *et al.* 2014). La oferta de recursos en un tipo de hábitat puede ser determinante en la dinámica de las poblaciones de aves (Newton 1980, Stephens *et al.* 2003) y es así que la cantidad de semillas presente en un lote puede tener un rol clave

para explicar el uso del mismo por parte de las aves granívoras (Robinson & Sutherland 1999, Moorcroft *et al.* 2002, Macleod & Till 2007). Después de la cosecha del cultivo, los lotes en estado de rastrojos pueden contener altas cantidades de semillas (Donald & Evans 1994, Evans & Smith 1994, Robinson & Sutherland 1999, Sherfy *et al.* 2011). Estudios llevados a cabo en rastrojos en agroecosistemas templados han mostrado que la abundancia de las aves granívoras se relaciona positivamente con la biomasa de semillas caídas en el lote (Robinson & Sutherland 1999). Incluso, dentro de los lotes ocupados por las aves granívoras se han diferenciado áreas de alimentación y de no alimentación, en función de las cantidades de semillas distribuidas en el terreno (Moorcroft *et al.* 2002). No obstante ello, debe tenerse en cuenta que esta relación detectada entre la abundancia de las aves y la cantidad de las semillas suele ser dependiente de la identidad de las semillas (Moorcroft *et al.* 2002).

A lo largo del año los ecosistemas templados alternan períodos más favorables con otros más desfavorables, afectando la disponibilidad de recursos para algunas especies del ensamble de aves. Sin embargo, como resultado de la intensificación agrícola en el área de estudio, se ha incrementado la práctica del doble cultivo, que permite que se encuentren cultivos presente en el paisaje rural durante gran parte del año (ver capítulo 2, sección 2.1. Área de estudio). Sumado a esto, la adopción a gran escala del sistema de siembra directa permite que, al no roturar la tierra, las semillas caídas en el suelo del lote permanezcan al descubierto y, por lo tanto, puedan ser consumidas por las aves granívoras, sosteniendo poblaciones a lo largo de todo el año (ver capítulo 2, sección 2.1. Área de estudio). Estas semillas derramadas se transforman en una fuente de alimento clave durante gran parte del año, en particular cuando los cultivos maduros y las especies vegetales silvestres en ambientes ganaderos no están disponibles (Wilson *et al.* 1996, Wilson *et al.* 1999, Robinson & Sutherland 1999, Robinson *et al.* 2004). Al mismo tiempo, debe señalarse que las cantidades de semillas caídas varían con el método de cosecha y la eficacia de la maquinaria cosechadora (Bragachini & Peiretti 2006c, Bragachini & Peiretti 2006b, Bragachini 2011).

Si bien la oferta de recursos alimenticios es una variable significativa para explicar el uso por parte de las aves de un lote en particular, el consumo de éstos está condicionado por la accesibilidad y detectabilidad de dichos recursos (Díaz & Tellería 1994, Butler, Whittingham, *et al.* 2005). En los lotes, las características estructurales de la vegetación tales como la altura del rastrojo (Chamberlain *et al.* 1999, Butler, Bradbury, *et al.* 2005), el porcentaje de suelo desnudo (Moorcroft *et al.* 2002), la cantidad de malezas (Hancock & Wilson 2003) y la densidad de plantas (Baker *et al.* 2009) influyen sobre la accesibilidad y detectabilidad de los recursos por parte de las aves (Whitehead *et al.* 1995,

Whittingham & Evans 2004, Butler, Bradbury, *et al.* 2005). Además, estas características estructurales de la vegetación también pueden influir en la detección de predadores (Metcalf 1984, Whittingham & Evans 2004, Whittingham *et al.* 2006, Powolny *et al.* 2015). Al mismo tiempo, el rol que cumplen las variables enumeradas anteriormente relacionadas a un lote o cultivo determinado sobre las aves dependen de las características particulares de las especies. Es así que el uso por parte de las aves de los recursos disponibles en el ambiente depende de la preferencia de las especies por las semillas de un cultivo en particular (Newton 1967, Keener & Tewes 1994, Aramburú & Bucher 1999, Cueto *et al.* 2006, Whelan *et al.* 2015), de sus requerimientos específicos de dieta en un momento particular, de la relación de tamaños entre el pico y las semillas (Díaz 1990), así como de la capacidad de manipulación del alimento (Newton 1967, Willson 1971, Pulliam 1985) y las maniobras de alimentación (Baker *et al.* 2009, Powolny *et al.* 2015).

Si bien existen numerosos antecedentes de trabajos en los cuales se analiza la relación entre las aves granívoras con las tierras bajo uso agrícola en los agroecosistemas templados de Sudamérica (Bruggers *et al.* 1998, Bucher & Ranvaud 2006, Canavelli *et al.* 2014, Codesido *et al.* 2015), es más escaso el análisis del rol que tienen los rastrojos y, en especial, de su identidad en dicha relación (Leveau & Leveau 2004). En función de estos antecedentes, en este capítulo se plantean las siguientes hipótesis: 1) la identidad del rastrojo influye sobre la riqueza de especies de aves granívoras (Wilson *et al.* 1996, Chamberlain *et al.* 1999), y 2) la abundancia de aves granívoras no paseriformes está influenciada por la identidad del rastrojo y está positivamente relacionada con la biomasa de los granos caídos en tales lotes (Moorcroft *et al.* 2002). El objetivo de este capítulo es poner a prueba estas hipótesis en el área de estudio, durante dos períodos contrastantes del año (primavera-verano y otoño) cuando hay diferentes cultivos en rastrojo disponibles en cada período.

### **5.3. METODOLOGÍA**

#### **RECOLECCIÓN DE DATOS**

Los datos fueron tomados en los mismos muestreos descriptos en el capítulo 3, sólo que, en este caso, se consideraron exclusivamente los registros de aves granívoras en los lotes con rastrojos (ver capítulo 3, sección 3.3. Metodología). En particular, para los análisis de este capítulo, se eligieron 166 lotes con rastrojos de los 196 originalmente muestreados, seleccionando aquellos lotes con los



cultivos más comunes en el área de estudio y excluyendo además aquellos lotes atípicos (por ejemplo, lotes que contenían partes del mismo aún sin cosechar). De esta manera, se analizaron en primavera-verano 77 lotes con rastrojos de cereales (44 rastrojos de trigo y 33 de cebada) y 89 lotes con rastrojos de cereales y oleaginosas en otoño (49 rastrojos de soja, 27 de maíz y 13 de girasol).

Se consideraron conjuntos de datos de aves particulares según cada una de las hipótesis puestas a prueba en este capítulo. Así, para la hipótesis particular 1 la cual plantea que la identidad del rastrojo influye en la riqueza de especies de aves granívoras, se incluyeron todas las especies de aves granívoras, mientras que, para la hipótesis 2, que la abundancia de aves granívoras está influenciada por la identidad del rastrojo y está positivamente relacionada con la biomasa de los granos caídos, sólo se consideraron las especies de aves granívoras no passeriformes, que serían las que potencialmente son capaces de alimentarse de las semillas de todos los cultivos analizados, y se excluyeron las especies de aves granívoras passeriformes, que en su mayoría serían incapaces de consumir semillas de gran tamaño (Newton 1967, Willson 1971, Díaz 1990, Bullard 1998; ver discusión capítulo 3). A su vez, los análisis de la abundancia de las granívoras no passeriformes en cada período se restringieron a aquellas especies que tuvieron un porcentaje de ocupación de los lotes mayor al 30% por período (Azpiroz & Blake 2009). Tres especies cumplieron este criterio en primavera-verano (*Z. auriculata*, *M. monachus* y *P. picazuro*) y cuatro especies en otoño (*Z. auriculata*, *M. monachus*, *P. picazuro* y *P. maculosa*). Al igual que en el capítulo 4, se ajustaron los sitios muestreados para dos especies de aves de acuerdo a su distribución geográfica en el área de estudio. Así, se consideraron sólo 20 sitios de los 25 originalmente muestreados para *M. monachus* y *P. maculosa* (ver capítulo 4, sección 4.3. Metodología. Recolección de datos).

Tal como fue descripto en el capítulo 4, se midieron las siguientes características estructurales para caracterizar los rastrojos de los diferentes cultivos: altura del rastrojo, cobertura del suelo, altura de la broza y, además, se estimó en escala ordinal, el grado de “enmalezamiento”, clasificando a cada lote en una de cinco categorías: sin malezas (0; rastrojos con hasta el 5% del lote cubierto por malezas), poca cobertura (1; entre el 5 y 20%), cobertura intermedia (2; entre 20 y 50%), mucha cobertura (3; entre 50 y 80%) ó completamente cubierto por malezas (4; rastrojos con una cobertura del lote por malezas mayor al 80%). Simultáneamente con la caracterización de los rastrojos, se estimó la biomasa de semillas en el lote. Para esto se recolectaron las semillas caídas en el rastrojo dentro del anillo de 0,25m<sup>2</sup> arrojado cuatro veces en el lote para obtener así, una muestra de 1m<sup>2</sup> por lote (ver capítulo 4 sección 4.3 Metodología. Recolección de datos; Bragachini & Peiretti 2006b). Las muestras de semillas se dejaron secar a temperatura ambiente y luego se pesaron usando una

balanza digital. Se estimó la biomasa como kg/ha. Todos los muestreos se llevaron a cabo pocos días después de la cosecha en cada lote, de manera tal que se consideró que no hubo una disminución significativa de la cantidad de semillas respecto al momento en que se efectuó la cosecha.

#### ANÁLISIS DE LOS DATOS

Se realizaron análisis por separado para cada período (primavera-verano y otoño). Las diferencias en las características estructurales de los lotes entre los rastrojos de distintas identidades de cultivos fueron comparados a través de anovas de una vía, con las transformaciones correspondientes cada vez que no se ajustaron los supuestos, o la prueba de Kruskal-Wallis para la variable cantidad de malezas o cuando no se cumplieron los supuestos del anova paramétrico (Zar 1996). Para comparar la riqueza de especies de aves granívoras entre diferentes identidades de los rastrojos, se construyeron curvas de acumulación de especies a partir de la media de 100 muestras tomadas al azar del conjunto de datos (Colwell & Coddington 1994, Colwell 2000). Dado que el tamaño de muestra varió entre las distintas identidades de los rastrojos, se comparó el número esperado de especies en cada identidad truncado en el menor número de muestras (Tejeda-Cruz & Sutherland 2004). A continuación, se corrieron 100 simulaciones y la media del número de especies fue comparada entre los rastrojos de los distintos cultivos sobre la base de sus intervalos de confianza del 95%. Se consideraron que las diferencias entre las medias de las identidades de los rastrojos de los distintos lotes fueron significativas cuando los intervalos de confianza no se solaparon (Tejeda-Cruz & Sutherland 2004). Los análisis para la construcción de las curvas de acumulación de especies para las aves granívoras fueron realizadas mediante el programa EstimateS Version 9.1.0 (Colwell 2000).

Se utilizaron modelos lineales generalizados mixtos (Pinheiro & Bates 2000) con el fin de analizar la relación entre la abundancia de las aves granívoras no paseriformes (individuos/transecta) y las siguientes variables explicatorias: identidad del rastrojo (IDEN), con dos niveles en primavera-verano: trigo y cebada; y con tres niveles en otoño: soja, maíz y girasol), biomasa de granos caídos (BIOM, variable continua, kg/ha) y la interacción entre ambas variables (IDEN\*BIOM). Todas estas variables fueron especificadas como efectos fijos. Además, se incluyó la variable “sitio” como variable aleatoria. Debido a que la varianza fue mucho mayor que la media, la distribución de errores de la variable de abundancia de cada especie fue ajustada a una distribución binomial negativa (Pinheiro & Bates 2000).

El conjunto de modelos resultantes fueron evaluados a través del procedimiento de teoría de la información (Burnham & Anderson 2002). Se consideraron los modelos con todas las posibles combinaciones de las variables explicatorias resultando en cinco modelos candidatos para cada especie en cada período (Tabla 5.1). Posteriormente, a través el procedimiento de inferencia multi-modelos (Burnham & Anderson 2002), se evaluaron las variables explicatorias y sus niveles tal como fue descrito en el capítulo 4 (ver sección 4.3. Metodología. Análisis de los datos). De esta manera se calcularon los  $AIC_c$ ,  $\Delta AIC_c$  y  $w_i$  de cada modelo candidato, y se evaluó además a cada variable individualmente a través de la “probabilidad del parámetro” ( $\sum w_i$  de todos los modelos que contienen la variable considerada); a su vez, se promediaron los coeficientes estimados de cada nivel de la variable con sus errores estándar junto a sus intervalos de confianza al 95% (Burnham & Anderson 2002). Se consideró que un nivel de la variable fue significativo si el intervalo de confianza del coeficiente estimado excluía el cero (Burnham & Anderson 2002). Los análisis estadísticos se realizaron mediante el programa InfoStat, versión 2013 (Di Rienzo *et al.* 2013) y el software R, versión 3.3.0 (R Development Core Team 2016); en particular, se utilizó el paquete “glmmADMB” (Fournier *et al.* 2012) implementado en el software R. Los valores son reportados como media  $\pm$  error estándar.

Tabla 5.1. Modelos resultantes según la combinación de variables de interés para cada especie considerada y cada período. Las variables explicatorias son las siguientes: IDEN identidad del rastrojo (en primavera-verano con dos niveles: cebada y trigo; en otoño con tres niveles: soja, maíz y girasol); BIOM biomasa de semillas caídas en el suelo de los rastrojos (variable cuantitativa, kg/ha); IDENT\*BIOM la interacción entre ambas variables.

Modelos analizados
Modelo nulo
IDENT
BIOM
IDENT + BIOM
IDENT + BIOM + IDENT*BIOM

## 5.4. RESULTADOS

### CARACTERIZACIÓN DE LOS RASTROJOS Y ESTIMACIÓN DE LA BIOMASA DE SEMILLAS CAÍDAS

En primavera-verano, la altura del rastrojo en los lotes de trigo resultó mayor que en los lotes de cebada ( $F_{1; 75} = 48,8$ ;  $p < 0,0001$ ; Tabla 5.2), mientras que no se observaron diferencias en el resto de las variables de la estructura de la vegetación (Ver Tabla 5.2). En otoño, los lotes fueron estructuralmente diferentes, dependiendo de la identidad del rastrojo, así, los rastrojos de soja presentaron menos malezas que los rastrojos de girasol y maíz ( $H = 8,7$ ; medianas: 1, 2 y 2;  $p = 0,01$ ). Además, los rastrojos de maíz presentaron una altura y una profundidad de la broza mayores que los rastrojos de girasol y de soja ( $H = 41,6$ ; medianas: 40, 28 y 10;  $p < 0,0001$  y  $H = 15$ ; medianas: 6, 1 y 4;  $p = 0,0005$  para la altura del rastrojo y la profundidad de la broza, respectivamente; Tabla 5.2). Además, la cobertura del suelo fue menor en los rastrojos de girasol que los de soja y maíz ( $F_{2; 86} = 17,2$ ;  $p < 0,0001$ ; Tabla 5.2).

Tabla 5.2. Media  $\pm$  error estándar y rango entre paréntesis de las características estructurales de los rastrojos de los diferentes cultivos (*i.e.*, identidades de los rastrojos). Comparaciones realizadas mediante anovas de una vía o prueba de Kruskal-Wallis. Las diferencias significativas ( $p < 0,01$ ) se muestran resaltadas y las diferentes letras son el resultado de las pruebas *a posteriori*.

	Primavera-verano		Girasol N= 13	Otoño	Soja N= 49
	Cebada N= 33	Trigo N= 44		Maíz N= 27	
Altura del rastrojo (cm)	<b>19,3 <math>\pm</math> 1,3</b> (5 – 35)	<b>32,3 <math>\pm</math> 1,3</b> (13 – 50)	<b>27,5 <math>\pm</math> 5,8</b> (0 – 60) b	<b>45,1 <math>\pm</math> 2,8</b> (6 – 82) a	<b>9,9 <math>\pm</math> 0,4</b> (3 – 15) b
Cobertura del suelo (%)	71,5 $\pm$ 3,5 (30 – 100)	69,3 $\pm$ 2,9 (30 – 100)	<b>30,4 <math>\pm</math> 5,3</b> (5 – 70) b	<b>72,0 <math>\pm</math> 4,4</b> (10 – 100) a	<b>68,5 <math>\pm</math> 3,1</b> (15 – 100) a
Profundidad de la broza (cm)	3,3 $\pm$ 0,7 (0 – 25)	3,1 $\pm$ 0,3 (0 – 12)	<b>2,4 <math>\pm</math> 0,8</b> (0 – 9) b	<b>6,9 <math>\pm</math> 1,9</b> (0 – 55) a	<b>3,8 <math>\pm</math> 0,2</b> (1 – 11) b
Malezas (0= limpio; 4= completamente cubierto)	Mediana: 1 Q1: 0 Q3: 1	Mediana: 1 Q1: 1 Q3: 3	<b>Mediana: 2</b> <b>Q1: 1</b> <b>Q3: 4</b> a	<b>Mediana: 2</b> <b>Q1: 1</b> <b>Q3: 3,5</b> a	<b>Mediana: 1</b> <b>Q1: 0</b> <b>Q3: 2</b> b

En primavera-verano, la biomasa de semillas caídas en el suelo de los rastrojos varió entre  $153 \pm 16$  kg/ha en los lotes de trigo y  $281 \pm 36$  kg/ha en los lotes de cebada, mientras que en otoño la biomasa de semillas caídas fue de  $82 \pm 32$  kg/ha en los lotes de girasol,  $181 \pm 21$  kg/ha en los lotes de soja y  $282 \pm 101$  kg/ha en los lotes de maíz.

#### ABUNDANCIA Y RIQUEZA DE ESPECIES DE AVES GRANÍVORAS

En el total de lotes con rastrojos analizados se registraron 5522 individuos pertenecientes a 14 especies de aves granívoras, (13 especies en primavera-verano y 10 especies en los muestreos de otoño; tabla 5.3). En primavera-verano, las curvas de acumulación de especies para los rastrojos de cebada y trigo fueron similares y no mostraron diferencias entre sí (Fig. 5.1). Por el contrario, en otoño la comparación de las curvas de acumulación de especies mostraron variaciones significativas en la riqueza de especies entre los rastrojos de los diferentes cultivos, observándose mayor número de especies en los rastrojos de girasol y menor en los rastrojos de soja (Fig. 5.2).

Tabla 5.3. Abundancia media de individuos/transecta  $\pm$  error estándar de las especies de aves granívoras registradas según la identidad de los rastrojos en cada período de muestreo; las especies están ordenadas de acuerdo a su abundancia total.

Especies	Primavera-verano		Otoño		
	Cebada	Trigo	Girasol	Maíz	Soja
<i>Zenaida auriculata</i>	$4,9 \pm 1,9$	$6,5 \pm 1,5$	$136,5 \pm 41,2$	$14 \pm 6,4$	$4,4 \pm 1,8$
<i>Myiopsitta monachus</i>	$4,4 \pm 2,6$	$2,7 \pm 0,8$	$5,4 \pm 2,4$	$20,7 \pm 7,8$	$4,4 \pm 2,1$
<i>Sicalis luteola</i>	$2,7 \pm 1$	$4 \pm 0,9$	$16,1 \pm 7,9$	$7,04 \pm 2,05$	$3,3 \pm 1,3$
<i>Patagioenas picazuro</i>	$0,3 \pm 0,1$	$3,6 \pm 1,3$	$0,8 \pm 0,4$	$3,8 \pm 1,3$	$1,8 \pm 0,4$
<i>Thinocorus rumicivorus</i> <sup>a</sup>	-	-	$11 \pm 7,1$	$0,07 \pm 0,05$	$0,5 \pm 0,5$
<i>Zonotrichia capensis</i>	$0,5 \pm 0,2$	$1,7 \pm 0,3$	$0,5 \pm 0,5$	$0,04 \pm 0,04$	$0 \pm 0$
<i>Patagioenas maculosa</i>	$0 \pm 0$	$0,3 \pm 0,1$	$1,4 \pm 0,6$	$1,3 \pm 0,3$	$0,5 \pm 0,2$
<i>Columba livia</i>	$0,06 \pm 0,06$	$0,2 \pm 0,1$	$2,9 \pm 2,9$	$0,04 \pm 0,04$	$0 \pm 0$
<i>Ammodramus humeralis</i>	$0,4 \pm 0,1$	$0,5 \pm 0,1$	$0 \pm 0$	$0 \pm 0$	$0 \pm 0$
<i>Thectocercus acuticaudatus</i>	$0,1 \pm 0,1$	$0 \pm 0$	$1,2 \pm 0,9$	$0 \pm 0$	$0,1 \pm 0,1$
<i>Columbina picui</i>	$0 \pm 0$	$0,04 \pm 0,04$	$0,2 \pm 0,2$	$0,04 \pm 0,04$	$0 \pm 0$
<i>Sporophila caerulescens</i>	$0,03 \pm 0,03$	$0,02 \pm 0,02$	$0 \pm 0$	$0 \pm 0$	$0 \pm 0$
<i>Sicalis flaveola</i>	$0,03 \pm 0,03$	$0,02 \pm 0,02$	$0 \pm 0$	$0 \pm 0$	$0 \pm 0$
<i>Spinus magellanicus</i>	$0 \pm 0$	$0,02 \pm 0,02$	$0 \pm 0$	$0 \pm 0$	$0 \pm 0$

<sup>a</sup> Esta especie está ausente en el área de estudio durante el periodo de primavera-verano.

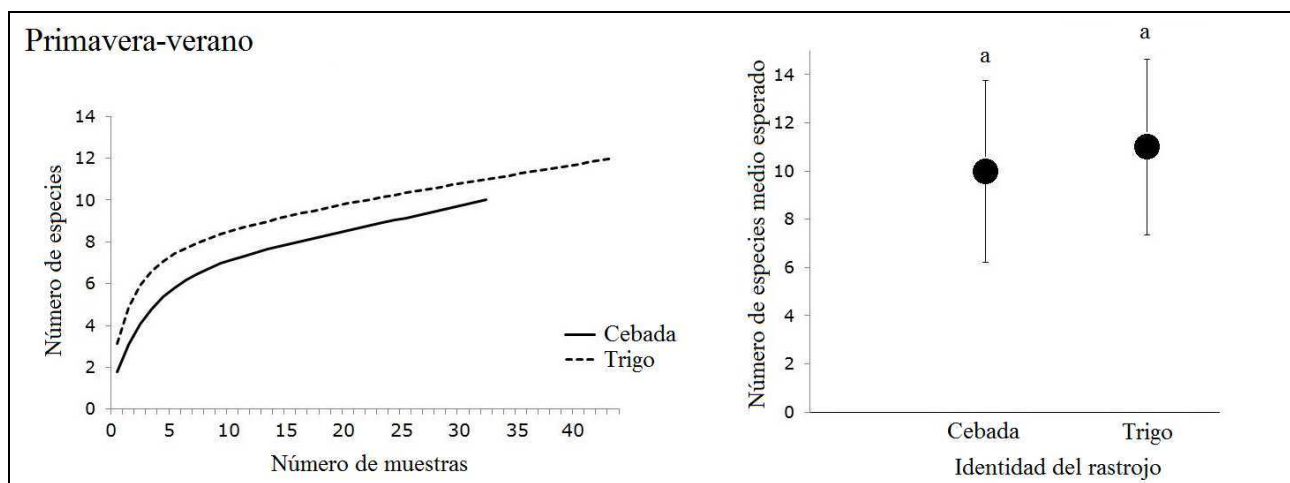


Figura 5.1. Izquierda: Curvas de acumulación de especies para las aves granívoras en las diferentes identidades de los rastrojos en primavera-verano. Derecha: media esperada del número de especies basada en 100 simulaciones de 33 muestras (el menor número de lotes de rastrojos en el período primavera-verano) y el intervalo de confianza al 95% (barras). Las medias se consideraron diferentes si los intervalos de confianza al 95% no se solaparon. Letras diferentes indican diferencias entre tipos de rastrojos.

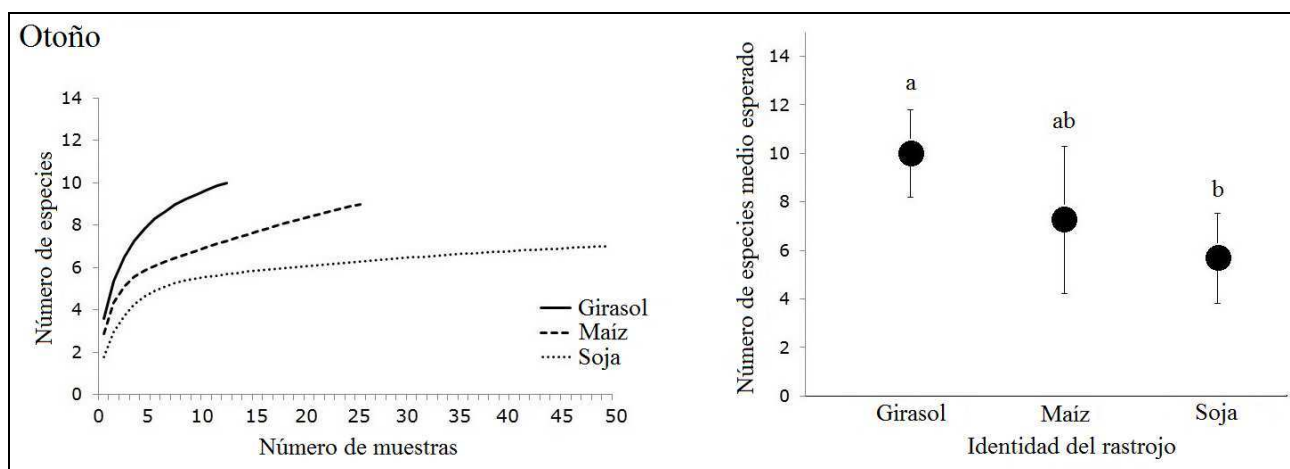


Figura 5.2. Izquierda: Curvas de acumulación de especies para las aves granívoras en las diferentes identidades de los rastrojos en otoño. Derecha: media esperada del número de especies basada en 100 simulaciones de 13 muestras (el menor número de lotes de rastrojos en otoño) y el intervalo de confianza al 95% (barras). Las medias se consideraron diferentes si los intervalos de confianza al 95% no se solaparon. Letras diferentes indican diferencias entre tipos de rastrojos.

En primavera-verano, *Z. auriculata* tuvo el porcentaje de ocupación de los lotes más alto del conjunto de especies granívoras, seguido por *S. luteola*, *Z. capensis*, *P. picazuro* y *M. monachus* (Tabla 5.3). En otoño, *P. picazuro* tuvo el mayor porcentaje de ocupación de los lotes, seguido por *Z. auriculata*, *S. luteola*, *M. monachus* y *P. maculosa* (Tabla 5.3).

ABUNDANCIA DE AVES GRANÍVORAS NO PASERIFORMES EN RELACIÓN A LA IDENTIDAD DE LOS RASTROJOS Y A LA BIOMASA DE SEMILLAS CAÍDAS

En primavera-verano, la abundancia de dos de las tres especies granívoras no paseriformes consideradas en los análisis (*M. monachus* y *P. picazuro*) mostraron una relación con al menos una de las variables originalmente consideradas (Tabla 5.4; Ver material suplementario S.5.1). El mejor modelo para explicar la abundancia de *M. monachus* incluyó la interacción de la identidad del rastrojo y la biomasa de semillas caídas (Tabla 5.4), estando asociada su abundancia a los rastrojos de trigo con alta biomasa de semillas caídas (Tabla 5.5). Además, *P. picazuro* estuvo asociada con la identidad de los rastrojos (Tabla 5.4), mostrando una abundancia media en los rastrojos de trigo ( $3,6 \pm 1,3$  individuos/transecta) aproximadamente 12 veces mayor que los rastrojos de cebada ( $0,3 \pm 0,1$  individuos/transecta; Tabla 5.5). No se detectó ninguna asociación entre la abundancia de *Z. auriculata* con las variables consideradas (*i.e.*, el mejor modelo fue el nulo; Tablas 5.4 y 5.5).

Tabla 5.4. Mejor modelo (*i.e.*,  $< AIC_c$  y  $> w_i$  entre los modelos candidatos) para explicar la relación entre la abundancia de las aves con la identidad del rastrojo (IDENT) y la biomasa de semillas caídas (BIOM) en primavera-verano. Se consideraron sólo las especies de aves granívoras no paseriformes que presentaron un porcentaje de ocupación de los lotes  $> 30\%$  en primavera-verano.  $k$  es el número de parámetros estimados. Las especies están ordenadas de acuerdo a sus abundancias (ver Tabla 5.3).

Primavera-verano				
Especies	Mejor modelo	k	$AIC_c$	$w_i$
<i>Z. auriculata</i>	Modelo nulo	3	380,8	0,298
<i>M. monachus</i>	IDENT + BIOM + IDENT*BIOM	6	210,8	0,359
<i>P. picazuro</i>	IDENT	4	223,4	0,651

Tabla 5.5. Sumatoria de los  $w_i$  de los modelos que contienen la variable considerada (“probabilidad del parámetro”: Prob. del parámetro), coeficientes estimados promediados  $\pm$  error estándar (e. e.) y los límites de los intervalos de confianza (IC, inferior Inf. y superior Sup.) resultantes de la inferencia multi-modelos para las variables explicatorias (IDENT: identidad del rastrojo y BIOM: biomasa de semillas caídas) que describen la relación entre la abundancia de especies de aves granívoras no paseriformes que presentaron un porcentaje de ocupación de los lotes  $> 30\%$  en primavera-verano. Los coeficientes estimados con intervalos de confianza 95% (CI) que excluyen el cero están remarcados en negrita.

Variables explicatorias	Primavera-verano			
	Prob. parámetro	Coeficiente estimado $\pm$ e. e.	IC	
			Inf.	Sup.
<i>Z. auriculata</i>				
Intercepto		1,02 $\pm$ 0,62	-0,2	2,24
IDENT <sub>(trigo)</sub> <sup>a</sup>	0,55	0,86 $\pm$ 0,63	-0,37	2,1
BIOM	0,44	0,002 $\pm$ 0,002	-0,001	0,005
IDENT*BIOM <sub>(trigo*biomasa)</sub> <sup>b</sup>	0,07	0,003 $\pm$ 0,004	-0,006	0,009
<i>M. monachus</i>				
Intercepto		-1,92 $\pm$ 1,54	-4,94	1,1
IDENT <sub>(trigo)</sub> <sup>a</sup>	0,72	0,4 $\pm$ 1,3	-2,15	2,96
BIOM	0,52	-0,004 $\pm$ 0,006	-0,01	0,007
IDENT*BIOM <sub>(trigo*biomasa)</sub> <sup>b</sup>	<b>0,36</b>	<b>0,01 <math>\pm</math> 0,006</b>	<b>0,0001</b>	<b>0,02</b>
<i>P. picazuro</i>				
Intercepto		-1,52 $\pm$ 0,71	-2,9	-0,13
IDENT <sub>(trigo)</sub> <sup>a</sup>	<b>0,97</b>	<b>1,93 <math>\pm</math> 0,75</b>	<b>0,47</b>	<b>3,4</b>
BIOM	0,32	-0,0002 $\pm$ 0,002	-0,004	0,004
IDENT*BIOM <sub>(trigo*biomasa)</sub> <sup>b</sup>	0,09	0,005 $\pm$ 0,006	-0,007	0,016

<sup>a</sup> Relativo a IDENT<sub>(cebada)</sub>

<sup>b</sup> Relativo a IDENT\*BIOM<sub>(cebada\*biomasa)</sub>

En otoño, la abundancia de tres de las cuatro especies de aves granívoras no paseriformes consideradas en los análisis (*Z. auriculata*, *M. monachus* y *P. maculosa*) estuvieron asociadas con al menos una de las variables originalmente consideradas (Tabla 5.6; Ver material suplementario S.5.2). Tanto la abundancia de *Z. auriculata* como la de *M. monachus* estuvieron asociadas con la identidad del rastrojo (Tabla 5.6). Específicamente, la abundancia de *Z. auriculata* en los rastrojos de girasol ( $136,5 \pm 41,2$  individuos/transecta) fue de casi 10 veces mayor que en los rastrojos de maíz ( $14 \pm 6,4$  individuos/transecta) y 31 veces mayor que en los rastrojos de soja ( $4,4 \pm 1,8$  individuos/transecta; Tabla 5.7). Complementariamente, la abundancia de *M. monachus* en los rastrojos de maíz ( $20,7 \pm 7,8$  individuos/transecta), fue cuatro veces y media mayor que en los rastrojos de soja ( $4,4 \pm 2,1$  individuos/transecta) y mostraron valores intermedios en los rastrojos de girasol ( $5,4 \pm 2,4$  individuos/transecta; Tabla 5.7). El mejor modelo para explicar la abundancia de *P. maculosa* incluyó la interacción de la identidad de los rastrojos y la biomasa (Tabla 5.6), mostrando mayores valores de abundancia en rastrojos de girasol y maíz con el incremento de la



biomasa de semillas caídas (Tabla 5.7). No se detectaron asociaciones entre la abundancia de *P. picazuro* y las variables consideradas (*i.e.*, el mejor modelo fue el modelo nulo; Tablas 5.6 y 5.7).

Tabla 5.6. Mejor modelo (*i.e.*,  $< AIC_c$  y  $> w_i$  entre los modelos candidatos) para explicar la relación entre la abundancia de las aves con la identidad del rastrojo (IDENT) y la biomasa de semillas caídas (BIOM) en otoño. Se consideraron sólo las especies de aves granívoras no paseriformes que presentaron un porcentaje de ocupación de los lotes  $> 30\%$  en otoño.  $k$  es el número de parámetros estimados. Las especies están ordenadas de acuerdo a sus abundancias (ver Tabla 5.3).

		Otoño		
Especies	Mejor modelo	k	$AIC_c$	$w_i$
<i>Z. auriculata</i>	IDENT	5	492,0	0,727
<i>M. monachus</i>	IDENT	5	380,1	0,570
<i>P. picazuro</i>	Modelo nulo	3	320,0	0,410
<i>P. maculosa</i>	IDENT + BIOM + IDENT*BIOM	8	181,1	0,936

Tabla 5.7. Sumatoria de los  $w_i$  de los modelos que contienen la variable considerada (“probabilidad del parámetro”: Prob. del parámetro), coeficientes estimados promediados  $\pm$  error estándar (e. e.) y los límites de los intervalos de confianza (IC, inferior Inf. y superior Sup.) resultantes de la inferencia multi-modelos para las variables explicatorias (IDENT: identidad del rastrojo y BIOM: biomasa de semillas caídas) que describen la relación entre la abundancia de especies de aves granívoras no paseriformes que presentaron un porcentaje de ocupación de los lotes  $> 30\%$  en otoño. Los coeficientes estimados con intervalos de confianza 95% (CI) que excluyen el cero están remarcados en negrita.

Variables explicatorias	Otoño		IC	
	Prob. parámetro	Coeficiente estimado $\pm$ e. e.	Inf.	Sup.
<i>Z. auriculata</i>				
Intercepto		1,43 $\pm$ 0,51	0,42	2,43
<b>IDENT</b> <sub>(girasol)</sub> <sup>a</sup>	<b>1,00</b>	<b>3,46 <math>\pm</math> 0,82</b>	<b>1,86</b>	<b>5,06</b>
IDENT <sub>(maíz)</sub> <sup>a</sup>	1,00	1,23 $\pm$ 0,71	-0,16	2,62
BIOM	0,27	-0,0005 $\pm$ 0,001	-0,003	0,002
IDENT*BIOM <sub>(girasol*biomasa)</sub> <sup>b</sup>	0,04	0,004 $\pm$ 0,006	-0,009	0,016
IDENT*BIOM <sub>(maíz*biomasa)</sub> <sup>b</sup>	0,04	0,002 $\pm$ 0,003	-0,002	0,008
<i>M. monachus</i>				
Intercepto		0,59 $\pm$ 0,73	-0,83	2,02
IDENT <sub>(girasol)</sub> <sup>a</sup>	0,79	1,72 $\pm$ 1,34	-0,91	4,35
<b>IDENT</b> <sub>(maíz)</sub> <sup>a</sup>	<b>0,79</b>	<b>1,67 <math>\pm</math> 0,68</b>	<b>0,34</b>	<b>3</b>
BIOM	0,27	0,0004 $\pm$ 0,001	-0,003	0,003
IDENT*BIOM <sub>(girasol*biomasa)</sub> <sup>b</sup>	0,04	-0,11 $\pm$ 0,17	-0,45	0,22
IDENT*BIOM <sub>(maíz*biomasa)</sub> <sup>b</sup>	0,04	-0,002 $\pm$ 0,002	-0,007	0,003
<i>P. picazuro</i>				
Intercepto		0,34 $\pm$ 0,41	-0,46	1,14
IDENT <sub>(girasol)</sub> <sup>a</sup>	0,25	-0,87 $\pm$ 0,68	-2,2	0,45
IDENT <sub>(maíz)</sub> <sup>a</sup>	0,25	0,17 $\pm$ 0,42	-0,65	0,99
BIOM	0,48	-0,001 $\pm$ 0,001	-0,003	0,0008
IDENT*BIOM <sub>(girasol*biomasa)</sub> <sup>b</sup>	0,02	-0,005 $\pm$ 0,007	-0,02	0,008
IDENT*BIOM <sub>(maíz*biomasa)</sub> <sup>b</sup>	0,02	0,0006 $\pm$ 0,002	-0,003	0,005
<i>P. maculosa</i>				
Intercepto		0,83 $\pm$ 0,66	-0,46	2,13
IDENT <sub>(girasol)</sub> <sup>a</sup>	0,97	-1,26 $\pm$ 1,08	-3,39	0,87
IDENT <sub>(maíz)</sub> <sup>a</sup>	0,97	-0,7 $\pm$ 0,74	-2,15	0,75
BIOM	0,95	-0,01 $\pm$ 0,006	-0,03	-0,003
<b>IDENT*BIOM</b> <sub>(girasol*biomasa)</sub> <sup>b</sup>	<b>0,94</b>	<b>0,02 <math>\pm</math> 0,007</b>	<b>0,006</b>	<b>0,03</b>
<b>IDENT*BIOM</b> <sub>(maíz*biomasa)</sub> <sup>b</sup>	<b>0,94</b>	<b>0,01 <math>\pm</math> 0,005</b>	<b>0,004</b>	<b>0,03</b>

<sup>a</sup> Relativo a IDENT<sub>(soja)</sub>

<sup>b</sup> Relativo a IDENT\*BIOM<sub>(soja\*biomasa)</sub>

## 5.5. DISCUSIÓN

Los resultados de este capítulo señalan que en el área de estudio la identidad de los rastrojos cumple un rol significativo para explicar la riqueza específica de aves granívoras, así como la abundancia de ciertas especies de aves granívoras no paseriformes. Además, la abundancia de algunas especies muestra una relación positiva con el incremento de la biomasa de semillas caídas para una determinada identidad del rastrojo. En general, estas relaciones variaron estacionalmente, siendo más evidentes en otoño que en primavera-verano.

La relación de las aves con la identidad de los lotes depende de la especie de ave y de los cultivos disponibles (Wilson *et al.* 1996, Chamberlain *et al.* 1999, Moorcroft *et al.* 2002, Bright *et al.* 2014) y puede cambiar a su vez de acuerdo al período del año analizado (Kragten 2011). En primavera-verano, la ausencia de diferencias en la riqueza de especies entre los rastrojos de cereales podría deberse a la homogeneidad en las características estructurales de este tipo de lotes, lo que conduciría a que, para la mayoría de las especies de aves granívoras, no existan marcadas diferencias en la accesibilidad y disponibilidad de alimentos entre las diferentes identidades de los rastrojos. En este sentido se ha sugerido que, en ciertos casos, el efecto de las características de la vegetación es mayor que el de la identidad y la oferta de semillas de los lotes para explicar el uso del lote por parte de las aves granívoras (Díaz & Tellería 1994).

A su vez, el contenido nutricional de las semillas de trigo y cebada son similares (USDA 2016). Pese a estas similitudes estructurales y de calidad de semillas disponibles en los diferentes rastrojos, *P. picazuro* fue mucho más abundante en los rastrojos de trigo que en los de cebada. Un patrón similar fue encontrado para *Columba palumbus* en el centro de Inglaterra, en donde esta especie mostró una ocupación significativamente mayor en los lotes con rastrojos de trigo que en los de cebada (Moorcroft *et al.* 2002). Algunos estudios mostraron diferencias en el uso por parte de ciertas especies de aves granívoras de rastrojos de trigo y cebada, aunque las razones subyacentes que explicarían este resultado no están muy claras (Buckingham *et al.* 1999, Moorcroft *et al.* 2002). Con respecto al resultado de *P. picazuro* en primavera-verano, esto podría estar relacionado con el hecho de que el trigo es un cultivo mucho más común en el área de estudio que la cebada (media de las áreas cultivadas durante 2004-2014 fue  $\approx 2800000$ ha y  $\approx 477000$ ha, para trigo y cebada, respectivamente; (SIIA 2016). Además, el trigo es un cultivo sembrado con mucha regularidad año tras año, mientras que en el área de estudio, el cultivo de cebada muestra una considerable variación interanual en su área sembrada (SIIA 2016). Es así que algunas especies, como sería el caso de *P.*

*picazuro*, tiendan a usar los rastrojos de trigo ya que están distribuidos mucho más regularmente tanto en espacio como en el tiempo y de esta manera, resultaría más familiar para las aves en términos de detección en su búsqueda de sitios de alimentación y/o en la historia de alimentación pasada (Hutto 1985).

Por otra parte, la riqueza de especies de aves granívoras varía entre las diferentes identidades de rastrojos en otoño, período en el cual en los agroecosistemas del área de estudio están presentes en el mismo momento rastrojos de cereales y oleaginosas, siendo más altos los valores de riqueza en los rastrojos de girasol y los más bajos en los rastrojos de soja. Son numerosas las posibles razones para explicar estas diferencias, algunas de las cuales incluyen la preferencia alimenticia de las aves por ciertos ítems alimenticios (Newton 1967, Keener & Tewes 1994, Aramburú & Bucher 1999, Cueto *et al.* 2006, Whelan *et al.* 2015), la variación en el contenido nutricional de las semillas (Kendeigh & West 1965, Gluck 1985, Ríos & Mangione 2010, USDA 2016), el grado de facilidad en la manipulación y consumo de semillas particulares (Newton 1967, Willson 1971, Pulliam 1985), y las diferencias estructurales entre las identidades de los rastrojos (Díaz & Tellería 1994, Butler, Whittingham, *et al.* 2005). Con respecto al contenido nutricional de las semillas, vale la pena mencionar aquí que el poroto de soja crudo contiene una serie de factores antinutricionales que pueden resultar tóxicos para las aves (Mattingly & Bird 1945, Yen *et al.* 1973, Han *et al.* 1991). Además, el grado de cobertura de malezas ha mostrado ser una variable significativa que influye en el uso del lote por parte de las aves (Hancock & Wilson 2003). En este sentido, tanto los rastrojos de girasol como los de maíz, mostraron una presencia mayor de malezas que los rastrojos de soja, los cuales suelen recibir elevadas dosis de herbicidas (Trigo & Cap 2003, Aizen *et al.* 2009), y las semillas de malezas pueden incrementar la diversidad de recursos alimenticios para las aves (Murton *et al.* 1974, Aramburú 1997, Robinson & Sutherland 1999, Boatman *et al.* 2004, Holland *et al.* 2008). Además, algunas especies como *M. monachus*, tienen una gran capacidad de manipulación de granos y semillas gracias a sus patas y a su potente pico con los cuales pueden abrir el pericarpio exponiendo la semilla (Spreyer & Bucher 1998), que con frecuencia cae al suelo y quedan así disponible para ser consumida por todas las especies que componen el gremio de las aves granívoras (Zufiaurre, E. *Observación personal*).

La alta abundancia de *M. monachus* en rastrojos de maíz está de acuerdo con estudios previos en el área de estudio que han indicado que las semillas de dicho cultivo son un ítem que comprende el mayor porcentaje en peso seco de la dieta de la especie (Aramburú 1997a). Además, los estudios de preferencia de dieta han indicado que las semillas de maíz y girasol son muy consumidas por *M.*

*monachus* (Aramburú 1997a, Aramburú & Bucher 1999), lo que concuerda con las altas abundancias de esta especie en estos tipos de rastrojos. Por otra parte, *Z. auriculata*, mostró altas abundancias en rastrojos de girasol, lo cual coincide con estudios previos que indicaron que las semillas de girasol son un importante componente en la dieta de esta especie (Bucher & Nores 1973, Bucher & Ranvaud 2006). Algunas de las especies de aves estudiadas han sido previamente reportadas como especies de aves plagas en Argentina, al menos para la Región del Espinal que rodea a las Pampas (Murton *et al.* 1974, Bruggers *et al.* 1998, Canavelli *et al.* 2014). Algunos de estos estudios se han focalizado en el daño a los cultivos durante su estado de maduración previo a la cosecha, y existe una escasez de información sobre la abundancia de estas especies asociadas con otras etapas de los cultivos diferentes a las etapas en la cual los cultivos están susceptibles al daño. Los resultados presentados en este capítulo demuestran que la información sobre el uso de los lotes en estado de rastrojos por parte de las poblaciones de aves puede contribuir al manejo de estas especies. Como resultado del sistema de siembra directa, los rastrojos de los cultivos permanecen sin ser arados conteniendo una elevada cantidad de recursos alimenticios capaces de sostener números elevados de algunas especies de aves granívoras, las cuales pueden tornarse problemáticas y alcanzar niveles de plaga cuando los cultivos son susceptibles al daño (estado de emergencia de la plántula y de madurez; Murton *et al.* 1974, Bruggers *et al.* 1998, Bucher & Ranvaud 2006).

Teniendo en cuenta los valores reportados para el rendimiento de los cultivos en el área de estudio (Bolsa de Cereales de Buenos Aires 2014), la biomasa de semillas caídas registrada por este estudio representa pérdidas de aproximadamente el 4% y el 8% del rinde de los cultivos de trigo y cebada, aproximadamente el 4% de girasol y maíz, y cerca del 7% del rinde de soja (Bolsa de Cereales de Buenos Aires 2014). Estas estimaciones de las pérdidas están en concordancia con valores ya reportados para el área de estudio (Bragachini & Peiretti 2006a, Bragachini & Peiretti 2008, Bragachini & Peiretti 2009). Por lo tanto, considerando las estimaciones de los valores de ingesta diaria de alimento reportadas para algunas especies en el área de estudio (Murton *et al.* 1974, Aramburú & Bucher 1999), estos rastrojos pueden ofrecer hasta  $\approx 26000$  “raciones” de semillas de maíz para *M. monachus*, y  $\approx 14000$  “raciones” de semillas de girasol para *Z. auriculata* por hectárea. Estas cifras muestran que existe una abundante cantidad de recursos alimenticios en los rastrojos del área de estudio que pueden potencialmente contribuir a sostener poblaciones de aves (Bucher & Ranvaud 2006, Canavelli *et al.* 2012), algunas de las cuales pueden, posteriormente causar daño en los cultivos en otras etapas de su ciclo. Sin embargo, los cambios tecnológicos en los sistemas de cosecha, así como las prácticas de cosecha eficientes, han mostrado que la cantidad de semillas

remanentes en los rastrojos puede reducirse significativamente (Robinson & Sutherland 1999, Sherfy *et al.* 2011). Estos resultados sugieren que las medidas para reducir la cantidad de semillas derramadas durante la cosecha, así como la rotación de cultivos y de las prácticas agrícolas llevadas a cabo después de la cosecha, pueden ser consideradas como componentes esenciales en las estrategias que tienden a regular y manejar las poblaciones de aves granívoras (Bucher & Ranvaud 2006, Sherfy *et al.* 2011, Canavelli *et al.* 2012).

## MATERIAL SUPLEMENTARIO

S. 5.1. Selección de modelos basada en la comparación de  $\Delta AIC_c$  de los modelos lineales generalizados mixtos (glmm) describiendo la relación entre la abundancia de las aves con la identidad del rastrojo (IDENT) y la biomasa de semillas caídas (BIOM) en primavera-verano. Se consideraron sólo las especies de aves granívoras no paseriformes con un porcentaje de ocupación > 30% de los lotes en primavera-verano. k es el número de parámetros estimados. Las especies están ordenadas de acuerdo a sus abundancias y los modelos según su  $\Delta AIC_c$ .

Primavera-verano					
<i>Z. auriculata</i>					
	Modelos candidatos	k	AIC <sub>c</sub>	$\Delta AIC_c$	$w_i$
	Modelo nulo	3	380,8	0,00	0,298
	IDENT	4	381,1	0,24	0,264
	IDENT + BIOM	5	395,0	0,68	0,213
	BIOM	4	396,1	1,32	0,154
	IDENT + BIOM + IDENT*BIOM	6	397,3	2,86	0,071
<i>M. monachus</i>					
	Modelos candidatos	k	AIC <sub>c</sub>	$\Delta AIC_c$	$w_i$
	IDENT + BIOM + IDENT*BIOM	6	210,8	0,00	0,359
	IDENT	4	211,3	0,56	0,272
	Modelo nulo	3	211,9	1,10	0,207
	IDENT + BIOM	5	213,6	2,79	0,089
	BIOM	4	214,0	3,20	0,072
<i>P. picazuro</i>					
	Modelos candidatos	k	AIC <sub>c</sub>	$\Delta AIC_c$	$w_i$
	IDENT	4	223,4	0,00	0,651
	IDENT + BIOM	5	225,5	2,06	0,233
	IDENT + BIOM + IDENT*BIOM	6	227,8	4,38	0,073
	Modelo nulo	3	230,1	6,66	0,023
	BIOM	4	230,4	7,00	0,020

S. 5.2. Selección de modelos basada en la comparación de  $\Delta AIC_c$  de los modelos lineales generalizados mixtos (glmm) describiendo la relación entre la abundancia de las aves con la identidad del rastrojo (IDENT) y la biomasa de semillas caídas (BIOM) en otoño. Se consideraron sólo las especies de aves granívoras no paseriformes con un porcentaje de ocupación > 30% de los lotes en otoño. k es el número de parámetros estimados. Las especies están ordenadas de acuerdo a sus abundancias y los modelos según su  $\Delta AIC_c$ .

Otoño					
<i>Z. auriculata</i>					
	Modelos candidatos	k	AIC <sub>c</sub>	$\Delta AIC_c$	$w_i$
	IDENT	5	492,0	0,00	0,727
	IDENT + BIOM	6	494,2	2,25	0,236
	IDENT + BIOM + IDENT*BIOM	8	498,0	6,00	0,036
	Modelo nulo	3	510,3	18,31	0,000
	BIOM	4	511,9	19,99	0,000
<i>M. monachus</i>					
	Modelos candidatos	k	AIC <sub>c</sub>	$\Delta AIC_c$	$w_i$
	IDENT	5	380,1	0,00	0,570
	IDENT + BIOM	6	382,4	2,35	0,176
	Modelo nulo	3	382,6	2,55	0,159
	BIOM	4	384,8	4,75	0,053
	IDENT + BIOM + IDENT*BIOM	8	385,3	5,21	0,042
<i>P. picazuro</i>					
	Modelos candidatos	k	AIC <sub>c</sub>	$\Delta AIC_c$	$w_i$
	Modelo nulo	3	320,0	0,00	0,410
	BIOM	4	320,4	0,39	0,337
	IDENT + BIOM	6	322,3	2,29	0,130
	IDENT	5	322,7	2,71	0,106
	IDENT + BIOM + IDENT*BIOM	8	326,3	6,34	0,017
<i>P. maculosa</i>					
	Modelos candidatos	k	AIC <sub>c</sub>	$\Delta AIC_c$	$w_i$
	IDENT + BIOM + IDENT*BIOM	8	181,1	0,00	0,936
	IDENT	5	188,3	7,23	0,025
	Modelo nulo	3	188,5	7,42	0,023
	BIOM	4	190,6	9,45	0,008
	IDENT + BIOM	6	190,7	9,60	0,008

## CAPÍTULO 6

### DISCUSIÓN GENERAL

A lo largo de esta Tesis, me propuse analizar la relación entre la abundancia de aves granívoras con el tipo de uso de la tierra en los lotes y las características de su entorno en agroecosistemas de la Región Pampeana incluida en la provincia de Buenos Aires, durante aquellos períodos del año en los cuales los lotes agrícolas se encuentran en rastrojo. Para esto, se realizaron dos muestreos en primavera-verano y dos en otoño en 25 sitios distribuidos en el área de estudio, totalizando 392 lotes, 196 bajo uso agrícola y 196 bajo uso ganadero y, en cada lote, se estableció una transecta de 700m de largo por 100m de ancho para registrar las aves.

A modo de síntesis y en una breve recapitulación de los resultados obtenidos (ver Fig. 6.1), se puede señalar que, en primer lugar, se realizó una caracterización del ensamble de aves terrestres registrado a lo largo de este estudio (capítulo 3), analizando si los gremios tróficos llevan a cabo un uso diferencial de los lotes según el tipo de uso de la tierra afectado a ellos. Al respecto, se detectó que los lotes bajo uso ganadero sostienen una fracción de la riqueza del ensamble de aves mayor que los lotes bajo uso agrícola, y que las especies insectívoras usan diferencialmente en mayor proporción los lotes ganaderos. Sin embargo, las granívoras no mostraron una respuesta gremial por los lotes agrícolas, sino que sólo algunas especies particulares registraron un marcado uso diferencial en mayor medida por los rastrojos, como es el caso de *Z. auriculata*.

Luego, se estudió la relación entre la abundancia de las especies de aves granívoras con el tipo de uso de la tierra afectado a los lotes, el tipo de uso de la tierra en los lotes circundantes y la distancia a la arboleda más cercana a la transecta (capítulo 4). A través del análisis de modelos lineales generalizados mixtos (glmm) se detectó que las respuestas de las aves se podrían agrupar en patrones según el período del año estudiado. Así, en primavera-verano (período reproductivo) las respuestas de las aves se asociarían a sus requerimientos de nidificación, mientras que en otoño (período no reproductivo), estarían relacionadas a los requerimientos de alimentación y refugio. Esto podría sugerir que, en los agroecosistemas templados, los patrones de uso de los lotes por parte de las aves granívoras presentan variaciones estacionales según cambian los requerimientos particulares de las especies, conjuntamente con la variación de los recursos disponibles.

Por último, se estudió si la identidad de los rastrojos, y no tan solo el tipo de uso agrícola del lote, afecta los patrones de uso del lote por parte de las aves granívoras (capítulo 5). La comparación



entre las curvas de rarefacción para cada identidad (tipo de rastrojo) permitió detectar que en otoño la riqueza de granívoras fue mayor en los rastrojos de girasol que en los rastrojos de soja, mientras que en primavera-verano no hubo diferencias según la identidad de los rastrojos de cereales. Al mismo tiempo, el análisis de los glmm permitió demostrar que la abundancia de algunas granívoras no paseriformes estuvo relacionada tanto con la identidad del rastrojo, como en su interacción con la biomasa de semillas derramada en cada uno de ellos. Este tipo de relaciones fue más evidente en otoño (rastrojos de cultivos de cosecha gruesa: soja, maíz, girasol) que en primavera-verano (rastrojos de cultivos de cosecha fina: trigo, cebada).

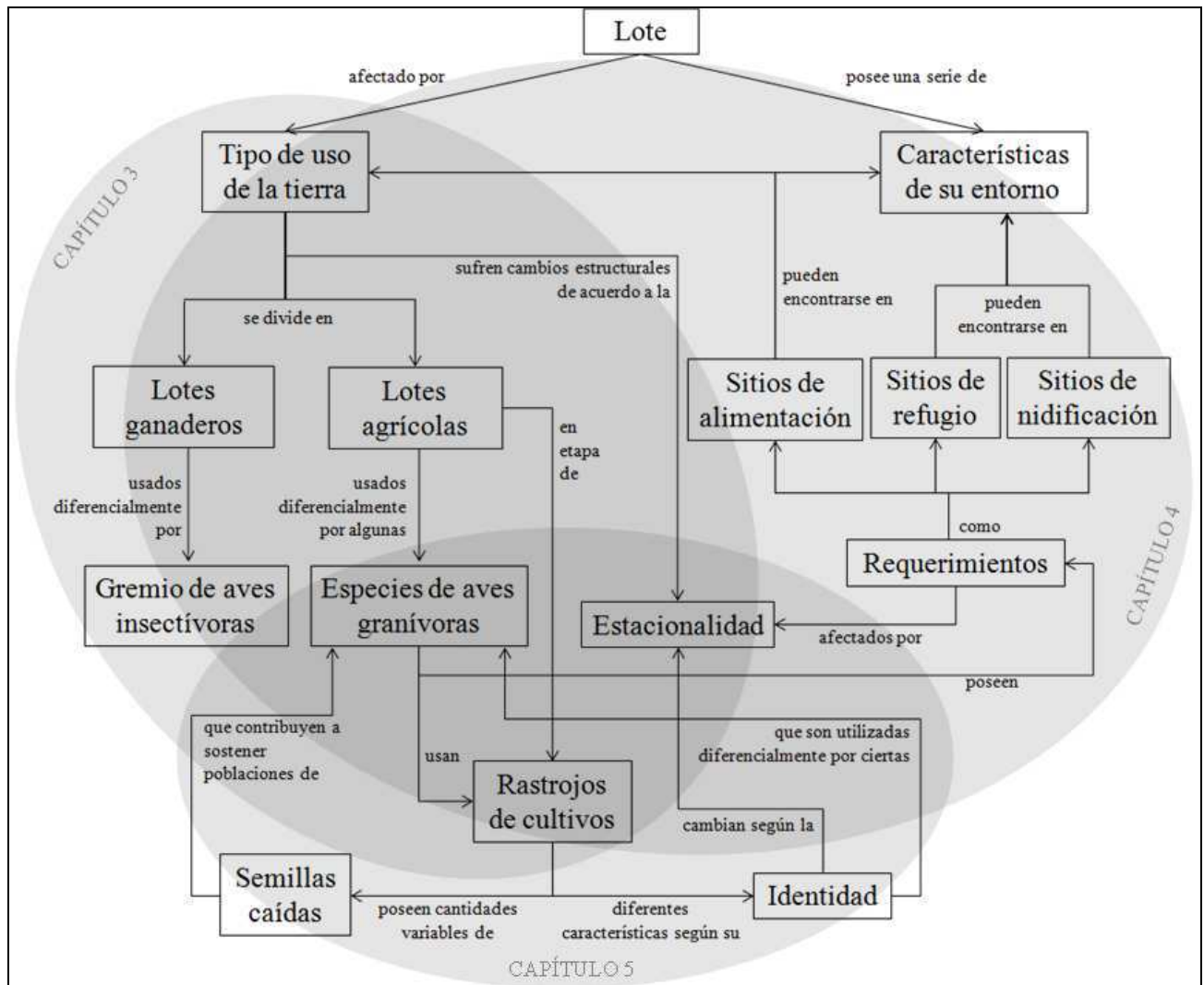


Figura 6.1 Resumen a modo de red conceptual en la que se integran los factores abordados en esta Tesis que influyen en la relación entre las aves y los lotes de los agroecosistemas en el área de estudio.

Por otra parte, en relación al diseño de muestreo de esta Tesis, se incluyeron una serie de novedades con respecto a los antecedentes en el análisis del ensamble de aves en el área de estudio. En tal sentido, uno de estos aportes es abordar el estudio en dos momentos contrastantes del año. A diferencia de lo que ocurre con la mayoría de los trabajos previos en la región que han sido llevados a cabo en la estación reproductiva (Fillooy & Bellocq 2007, Codesido *et al.* 2013, Weyland *et al.* 2014, Agra *et al.* 2015, Goijman *et al.* 2015) o no reproductiva de las aves (Leveau & Leveau 2004). El análisis en dos períodos diferentes permite detectar cambios en las respuestas de las aves entre momentos distintos del año (Codesido *et al.* 2008, Codesido 2010, Leveau & Leveau 2011, Apellaniz *et al.* 2012). Lo dicho es particularmente significativo en sistemas templados donde la variación estacional conduce a que si se concluye sobre lo observado en un solo período, se puede estar omitiendo otro tipo de respuestas en momentos diferentes del año.

Otro aporte significativo es que, si bien este estudio comprende una considerable extensión espacial, abarcando aproximadamente 225000km<sup>2</sup>, el grano de la escala espacial es la transecta ubicada dentro del lote y, en los agroecosistemas del área de estudio, un lote corresponde a la menor división del terreno bajo un mismo manejo. En el área estudiada son pocos los trabajos sobre el ensamble de aves que han sido llevados a cabo adentro del lote (Leveau & Leveau 2004).

Pero quizás, la novedad más significativa aportada por el muestreo de esta Tesis es que fue realizado en momentos en los cuales los lotes agrícolas se presentan en estado de rastrojos. Esta etapa posterior a la cosecha del cultivo ha recibido mucha atención en otros agroecosistemas templados del mundo (Suárez *et al.* 2004, Whittingham *et al.* 2006, McKenzie *et al.* 2011, Sherfy *et al.* 2011), mientras que en los agroecosistemas del área de estudio los trabajos que analizan la relación de las aves con dichos lotes son escasos, puntuales y se han realizado en una única estación (Leveau & Leveau 2004).

El conjunto de resultados obtenidos permite extraer a modo de conclusiones que: 1) **Los lotes bajo uso ganadero retienen una mayor fracción de la riqueza del ensamble de aves terrestres en comparación con los lotes en rastrojo.** Este hallazgo demuestra que, entre los usos de la tierra dominantes en los agroecosistemas pampeanos bonaerenses, la ganadería es el tipo de uso afectado a los lotes que ofrece mejores condiciones para mantener un mayor número de especies de aves. En los lotes ganaderos, la diversidad de especies vegetales, así como la heterogeneidad en la estructura de la vegetación generada por la actividad del ganado y las prácticas llevadas a cabo en ellos, ofrecen mayor diversidad de hábitats para numerosas especies de aves (Fernández *et al.* 2004, Isacch *et al.* 2005, Codesido *et al.* 2011, Cardoni *et al.* 2015, Azpiroz & Blake 2016). Es así que,

esta Tesis aporta evidencia respecto de la necesidad de revisar los sistemas productivos actuales de la región, en donde se está llevando a cabo una expansión e intensificación del uso agrícola en detrimento de la ganadería o una pérdida de la rotación entre usos de la tierra. Si este proceso se acentúa, es posible que esta “agriculturización” conduzca a una pérdida de la riqueza ornitológica o que la mayor parte de ésta quede restringida a parches reducidos y aislados como lo son los terraplenes de ferrocarril, los bordes de rutas, de cursos de agua y de cultivos (Di Giacomo & Lopez de Casenave 2010, Codesido & Bilenca 2011, Leveau & Leveau 2011), que a su vez, también han sido objeto de manejo con agroquímicos con los consecuentes efectos sobre la biodiversidad (de la Fuente *et al.* 2010). La agricultura genera una homogeneización del paisaje, ya sea como resultado de la sincronización de las labores (*i.e.*, en una misma zona, todos los cultivos se encuentran en la misma etapa fenológica), así como por la baja diversidad de cultivos que se siembran (por ejemplo, el proceso de “sojización”, ver capítulo 2), de lo cual resulta una baja diversidad de hábitats disponibles para las aves, esta situación genera que solo pocas especies sean beneficiadas por dicha actividad (Leveau & Leveau 2004, Codesido *et al.* 2012, da Silva *et al.* 2015). A esto se le suma la perturbación llevada a cabo por la maquinaria agrícola que afecta la totalidad del lote alterando la nidificación de algunas especies (VanBeek *et al.* 2014).

**2) Las aves granívoras no muestran una respuesta gremial por los lotes con rastrojos.** Si bien se esperaba que los lotes en estado de rastrojo fueran usados diferencialmente por las aves granívoras, no se detectó una respuesta gremial, sino que más bien se trataron de respuestas especie-específicas. En este contexto, la ausencia de respuesta gremial en este caso podría relacionarse al hecho que las especies agrupadas como aves granívoras podrían no conformar en rigor un único gremio trófico. En efecto, algunas características particulares de las especies granívoras como su capacidad de manipulación del alimento y técnica de alimentación (Benkman & Pulliam 1988, Pulliam 1985, Camín *et al.* 2015), de digestión de las semillas (Bozinovic 1993, Ríos *et al.* 2012a, Ríos *et al.* 2012b), o bien la relación entre el tamaño del pico y el tamaño de las semillas (Newton 1967, Willson 1971, Díaz 1990), podrían conducir a que el conjunto de aves que se alimentan de semillas estén utilizando de manera diferente la oferta de recursos en el área de estudio. Así, al agrupar especies con diferentes capacidades para utilizar los recursos disponibles se podría estar ocultando patrones de uso del hábitat por parte de las aves.

En otros sistemas, el uso de gremios ha sido propuesto para el estudio de ambientes sujetos a perturbaciones humanas y en particular, los estudios realizados en el gremio de aves granívoras han servido como sustento de decisiones de conservación y manejo (Díaz & Tellería 1994, Milesi *et al.*

2002, Moorcroft *et al.* 2002, Evans *et al.* 2004). Sin embargo, para el sistema estudiado en este trabajo resultaría más conveniente una clasificación más detallada dentro del gremio de las granívoras, distinguiendo por ejemplo las especies graminívoras (Lopez de Casenave *et al.* 2008, Ríos *et al.* 2012a, Ríos *et al.* 2012b). En tal sentido, una primera clasificación entre aves “granívoras passeriformes” y “granívoras no passeriformes”, basada en el tamaño de las semillas de cultivos presentes en el área de estudio que potencialmente pueden consumir, podría resultar útil para interpretar las respuestas de las granívoras en esta Tesis, tal como fue utilizada en el capítulo 5.

Otra explicación alternativa a la ausencia de respuesta gremial de las granívoras por los rastrojos podría ser que, en la Región Pampeana se ha reducido la variedad de cultivos sembrados, lo que conduce a que unos pocos cultivos dominantes aporten la mayor oferta de semillas para las aves granívoras, y que luego es aprovechada sólo por una parte del gremio. Hasta hace pocas décadas atrás, se sembraba una mayor variedad de cultivos, que incluían entre otros, lino, mijo, alpiste, colza y sorgo (SIIA 2016). Dichos cultivos tienen semillas de menor tamaño en comparación con los cultivos más extendidos en la actualidad como soja, maíz, trigo y girasol (SIIA 2016). Es así que hoy en día sólo una parte del conjunto de aves granívoras puede alimentarse efectivamente de las semillas de gran tamaño disponibles de unas pocas variedades de cultivos que dominan la actividad agrícola. Estos resultados se corresponden con numerosos trabajos que detectaron que, si bien el ensamble de aves es sensible a las prácticas llevadas a cabo en los agroecosistemas, sus efectos no son uniformes para todas las especies, sino más bien diferenciales, según las características particulares de cada especie (Diamond 1989, Siriwardena *et al.* 1998, McKinney & Lockwood 1999, La Sorte 2006). Tal fue el caso, en este trabajo de *Z. auriculata*, que en otoño representó por sí sola más de un cuarto del ensamble y mostró en este período una abundancia de más del triple en los rastrojos que en los lotes bajo uso ganadero.

**3) Los patrones de uso de los lotes por las especies de aves granívoras varían estacionalmente como resultado de los cambios en sus requerimientos particulares conjuntamente con los cambios en la oferta de recursos entre períodos.** Además de respuestas especie-específicas, algunas especies de aves respondieron de manera diferente al tipo de uso de la tierra afectado al lote según el período del año considerado. Esto pone de manifiesto que en los agroecosistemas templados, la estacionalidad es un factor clave afectando los patrones de respuesta en la abundancia de las aves entre tipos de hábitats en el ambiente rural.

Los requerimientos particulares de las especies de aves (alimentación, reproducción) varían estacionalmente, y es por esto que el uso que llevan a cabo dichas especies de ciertas características

del ambiente, cambia en forma estacional (Marone *et al.* 1997, Chamberlain *et al.* 1999, Vickery *et al.* 2004). Sumado a esto, el uso del hábitat por parte de las aves en los agroecosistemas es afectado no sólo por la oferta de recursos en un lote en particular, sino además por los recursos disponibles en las características y elementos presentes en su entorno inmediato, que pueden complementar los requerimientos de las especies, ya sean éstos de alimentación, de nidificación o de refugio (Robinson *et al.* 2001, Robinson *et al.* 2004, Robinson & Sutherland 1999, Prevedello & Vieira 2010). En particular, en los sistemas templados, tanto el tipo de uso de la tierra en los lotes, como los elementos del paisaje rural son afectados por la estacionalidad, la cual influye sobre la composición, estructura y dinámica de estas características del ambiente rural (Law & Dickman 1998). Esta combinación de los cambios estacionales de los requerimientos particulares de las especies (período reproductivo y no reproductivo), conjuntamente con los cambios de la oferta de recursos, afectan significativamente a las respuestas de las aves en los agroecosistemas templados y, más aún los efectos que tiene la estacionalidad sobre las comunidades biológicas pueden verse exacerbados por el acoplamiento de la variación estacional natural con la derivada de ciertas prácticas agropecuarias (Benton *et al.* 2003).

Estos resultados ponen de manifiesto que, al momento de interpretar las respuestas de las aves en los agroecosistemas templados, se deben evaluar las mismas en varios momentos y no sólo derivadas de un único período del año ya que se podría estar dejando afuera de las consideraciones respuestas claves diferentes en otros períodos del año (Marone *et al.* 1997, Lopez de Casenave *et al.* 2008).

**4) La identidad del cultivo que se encuentra en estado de rastrojo y la biomasa de semillas caídas resultan claves para sostener la abundancia de poblaciones de aves granívoras, particularmente de algunas especies no passeriformes que son consideradas potencialmente perjudiciales para la agricultura (*M. monachus*, *Z. auriculata*, *P. picazuro* y *P. maculosa*).** El estudio previo sobre las poblaciones de estas especies de aves granívoras consideradas potencialmente plagas, se ha enfocado principalmente en el análisis del daño que generan a los cultivos. Por lo tanto, los trabajos han sido llevados a cabo en períodos en los cuales los cultivos en cuestión son susceptibles, concentrándose principalmente en las etapas fenológicas de plántula luego de la emergencia y de maduración previo a la cosecha del cultivo.

En los ecosistemas templados, se alternan a lo largo del año períodos más favorables con otros más desfavorables, lo que afecta la disponibilidad de recursos para algunas especies aves; en los agroecosistemas templados, el comienzo del período invernal es una época crucial debido a que, en

general, suele haber una reducción de la diversidad de recursos para el conjunto de las aves (Robinson & Sutherland 2002). Es por esto que quizás, los resultados muestran que las respuestas de las aves focales en los rastrojos fueron más evidentes en otoño que en primavera-verano. Sin embargo en el área de estudio, la expansión e intensificación de la agricultura ha resultado en la presencia de cultivos a lo largo de gran parte del año generando una alta oferta de recursos alimenticios para las aves. En particular, con el sistema de siembra directa, las semillas caídas en el suelo del lote permanecen al descubierto y están disponibles para que sean consumidas por las aves granívoras. En los agroecosistemas templados, la disponibilidad de alimentos en un período del año puede tener un rol clave para explicar la dinámica de las poblaciones de aves en otro período diferente (Vickery *et al.* 2004, MacLeod *et al.* 2011). En este sentido, los resultados de esta Tesis permitieron demostrar que los rastrojos en general, y los de ciertos cultivos en particular para cada especie, contribuyen a mantener poblaciones de aves granívoras no paseriformes consideradas potencialmente plagas, en aquellos períodos en que los cultivos no son susceptibles al daño, pero que luego pueden afectar a los cultivos cuando éstos se encuentran en estadios vulnerables.

Si bien a lo largo de todo este estudio los rastrojos han mostrado ser un tipo de hábitat muy usado por ciertas especies de aves granívoras, su uso varía según la identidad del cultivo. Es así que, en el caso de los rastrojos de soja, a pesar de ser el cultivo más ampliamente sembrado, no mostró un uso diferencial por ninguna especie entre las aves focales de esta Tesis. Además, en ciertos casos, para algunas especies la oferta de semillas es significativa dependiendo de la identidad del rastrojo. Ello sugiere que más allá del tipo de uso afectado al lote, la identidad del cultivo es clave en el uso del mismo por parte de las aves, y resulta conveniente considerarlo al momento de proponer estrategias que tienden a manejar las poblaciones de dichas especies.

## **6.1. IMPLICANCIAS DE MANEJO**

En numerosas regiones de Sudamérica, y en Argentina en particular, la expansión de las actividades agropecuarias ha generado profundos cambios en el paisaje rural, lo que permitió que algunas especies de aves incrementen su abundancia, ocasionando conflictos con las actividades agropecuarias (Bruggers *et al.* 1998, Ranvaud *et al.* 2001, Bucher & Ranvaud 2006). En el centro de Argentina, el aumento en la abundancia de las especies de aves consideradas perjudiciales para la agricultura como *M. monachus*, *Z. auriculata*, *P. picazuro* y *P. maculosa*, ha sido asociado a la

presencia conjunta en el paisaje de elementos adecuados para la alimentación y la nidificación colonial (Murton *et al.* 1974, Bucher 1982, Bruggers *et al.* 1998, Bucher & Ranvaud 2006). El análisis de la relación entre tales especies de aves y aquellas características del ambiente que benefician su incremento ha sido estudiado en la Región del Espinal, en donde la agricultura se ha expandido sobre el bosque nativo, generando una matriz agropecuaria con parches remanentes de bosque nativo, y en consecuencia generando condiciones de una alta disponibilidad de recursos para las aves (Murton *et al.* 1974, Bruggers *et al.* 1998, Bucher & Ranvaud 2006, Canavelli *et al.* 2014). Al respecto, esta Tesis apunta a estudiar esta situación en la Región Pampeana de la provincia de Buenos Aires, un área que originalmente estaba cubierta por pastizales y prácticamente desprovista de árboles, pero que se ha transformado con el establecimiento de agroecosistemas presentando características nuevas (ver capítulo 2. Sección 2.1. Área de estudio). Así, análogamente a lo que sucede en otras eco-regiones, en las Pampas bonaerenses tanto la incorporación de parches de arboledas, como el reemplazo de los pastizales nativos por el uso agropecuario, el cual a su vez ha sufrido un proceso de “agriculturización” permitiendo la disponibilidad de recursos alimenticios durante todo el año, podrían estar brindando las condiciones adecuadas para el incremento de las aves en cuestión (Bucher & Aramburú 2014, Codesido *et al.* 2015). Si se considera la elevada oferta de recursos alimenticios (*i.e.*, semillas) disponibles en los rastrojos, conjuntamente con los sitios adecuados para la nidificación (*i.e.*, parches de arboledas), se podría llegar a sugerir que los agroecosistemas de la Región Pampeana estarían reuniendo las condiciones adecuadas para mantener poblaciones de las aves consideradas perjudiciales para la agricultura con los posibles problemas que esto conlleva.

Un enfoque para abordar el problema de las plagas en la agricultura es el denominado “manejo integrado de plagas”, que consiste en un proceso basado en la toma de decisiones que implican el uso coordinado de múltiples técnicas para optimizar el control de plagas de manera económicamente aceptable y reduciendo el impacto ambiental (Prokopy 2003). De esta manera, se utilizan todas las técnicas apropiadas compatibilizando al máximo su interacción con el objeto de mantener las plagas en niveles que no originen daños económicos, considerando además los requerimientos de hábitat y la dinámica poblacional de las especies en cuestión (Zaccagnini & Canavelli 1998). A diferencia de las acciones tradicionales, el manejo integrado de plagas en la agricultura intenta combinar medidas basadas en la biología y ecología de las especies consideradas plaga, conjuntamente con acciones basadas en prácticas del cultivo o enfocadas en el ambiente, las cuales apuntan a reducir el estado de plaga de la especie (Zaccagnini & Canavelli 1998). La aplicación de esta práctica suele utilizar una

amplia variedad de métodos complementarios, éstos pueden clasificarse según tres enfoques principales: Los métodos mecánicos o físicos, los métodos químicos, y el manejo ambiental (Zaccagnini & Canavelli 1998).

En particular, respecto a las especies focales de esta Tesis por ser consideradas potencialmente perjudiciales para la agricultura, se han aplicado diversos métodos tal como fue presentado anteriormente (ver capítulo 2, “Problemática asociada a estas especies en el área de estudio”), aunque han traído aparejado situaciones de nuevos conflictos o sus resultados no han alcanzado los objetivos propuestos. En general, las prácticas aplicadas comprenden dos de los aspectos del manejo integrado de plagas: en relación a los métodos mecánicos o físicos se ha visto que su uso no ha generado la resolución del problema, además la relación costo-beneficio no alienta el uso de los mismos. Con respecto a los manejos a través de métodos químicos, a pesar de que se los utilice, no existe en Argentina ningún producto químico registrado como avicida. Por ello, tal como fue desarrollado previamente, la utilización de otros productos químicos (insecticidas) para controlar aves llevados a cabo en el área de estudio constituye un uso no registrado de dichos productos, careciendo del respaldo de las compañías que los registran y comercializan, y han acarreado conflictos sociales, así como potenciales problemas ambientales (Canavelli *et al.* 2012). Sumado a esto, los métodos de control letal considerados implicarían, en general, un esfuerzo muy grande cuya inversión tendría un costo mayor que el daño ocasionado por las aves (Bucher 1974, Bucher 1998b, Bucher 1998a, Pruett-Jones *et al.* 2007). En cuanto a los productos químicos con propiedades repelentes para aves, actualmente se cuenta con algunos en base a antranilato de metilo registrados como repelente para aves en cultivos (Addy Orduna & Canavelli 2010, Canavelli *et al.* 2012). Este producto está registrado como repelente para palomas (incluyendo *Z. auriculata*, *P. picazuro* y *P. maculosa*) en cultivos de sorgo y girasol en maduración (Canavelli *et al.* 2012). Consecuentemente, se ha confirmado el efecto de dicho producto como repelente para *Z. auriculata* en cautiverio, pero se necesitaría llevar a cabo una investigación más detallada para determinar su uso como repelente a campo, desarrollando metodologías de aplicación y estudiando los potenciales impactos en el ambiente (Addy Orduna & Canavelli 2010, Addy Orduna *et al.* 2010).

Retomando la estrategia del manejo integrado de plagas, en base a los resultados extraídos de esta Tesis se sugieren una serie de propuestas centradas en el manejo de las poblaciones de aves granívoras no paseriformes consideradas potencialmente perjudiciales en el área de estudio desde el enfoque del manejo ambiental. Este tipo de manejo consiste en la modificación de la disponibilidad de recursos, ya sea reduciendo la oferta y/o la disponibilidad de alimentos, sitios de refugio y



nidificación para limitar así la capacidad de carga del sistema (Zaccagnini & Canavelli 1998). Es importante resaltar que se deben combinar varias alternativas para limitar la cantidad y el tiempo en que los recursos estén disponibles para las aves, teniendo en cuenta que el objetivo del manejo de las poblaciones de aves no debe ser eliminarlas, sino reducirlas a un nivel aceptable (Zaccagnini & Canavelli 1998).

- La incorporación de nuevos elementos en el paisaje rural no debe ser trivial, así, al momento de incorporar nuevas arboledas a los agroecosistemas del área de estudio, se debe considerar la identidad, estructura y fenología de los árboles a implantar, ya que los mismos pueden ofrecer sitios adecuados para la nidificación y refugio de las especies de aves en cuestión. Esto es importante considerando que en la Región Pampeana los parches de arboledas son fundamentalmente introducidos, lo que permite un manejo de dichas arboledas (Canavelli *et al.* 2012). Por otro lado, se puede llevar a cabo una modificación de las arboledas presentes en el paisaje, por ejemplo a través de la poda selectiva a determinada altura o de ciertas especies de árboles, ya que existen estudios previos que demuestran que existe un uso diferencial de árboles con determinadas características para la nidificación de, al menos una de estas especies (*M. monachus*; ver Navarro *et al.* 1992, Volpe & Aramburú 2011, Bucher & Aramburú 2014, Romero *et al.* 2015). Otro aspecto a considerar al momento de incorporar nuevas arboledas es la distancia a los lotes destinados para el tipo de uso agrícola pretendiendo reducir la presencia conjunta de sitios adecuados de nidificación o refugio con sitios de alimentación para las aves en cuestión (Bucher & Aramburú 2014, Codesido *et al.* 2015). De la misma manera, al momento de destinar un determinado lote para la siembra de un cultivo se debe tener en consideración el tipo de uso de la tierra dominante en el entorno, para que así, dicho lote no funcione como atrayente de las aves (Canavelli 2010, Canavelli *et al.* 2012).

- Se propone realizar una adecuada rotación de los tipos de usos de la tierra (agricultura-ganadería) en los establecimientos rurales, así como incluso en un mismo lote, para reducir de esta manera la elevada disponibilidad de los sitios de alimentación más usados por las aves en cuestión (Canavelli 2009, Canavelli *et al.* 2012). Es importante considerar que originalmente la región estaba cubierta por pastizales utilizados para el pastoreo y que en las últimas décadas la expansión agrícola ha permitido que dichas aves tengan disponible una gran extensión de tierra con recursos alimenticios. En referencia a esto, se propone además reducir la biomasa de semillas caídas en los rastrojos para disminuir la oferta de recursos alimenticios (Bruggers *et al.* 1998, Canavelli 2009, Canavelli 2010, Canavelli *et al.* 2012). En este sentido, los valores registrados en los muestreos de esta Tesis mostraron que la biomasa de semillas caídas en el suelo de los rastrojos de cultivos de

“cosecha fina” variaron entre  $153 \pm 16$  kg/ha en los lotes de trigo y  $281 \pm 36$  kg/ha en los lotes de cebada, mientras que para los rastrojos de “cosecha gruesa”, la biomasa de semillas caídas fue de  $82 \pm 32$  kg/ha en los lotes de girasol,  $181 \pm 21$  kg/ha en los lotes de soja y  $282 \pm 101$  kg/ha en los lotes de maíz. Dichos valores representan pérdidas de aproximadamente el 4% y el 8% del rinde de los cultivos de trigo y cebada, aproximadamente el 4% de girasol y maíz, y cerca del 7% del rinde de soja (ver Capítulo 5). Esta oferta de recursos de alimentos permitiría sostener poblaciones de las aves en cuestión en momentos en que los cultivos no están susceptibles al daño, pero que dichas abundancias podrían influir luego en otros momentos del cultivo en los cuales son afectados. Vale la pena mencionar aquí, que en otros agroecosistemas las semillas derramadas en los lotes ha logrado reducirse como resultado de prácticas de cosecha más eficientes (Robinson & Sutherland 1999, Sherfy *et al.* 2011). Un momento clave para llevar a cabo esta propuesta es durante la cosecha del cultivo, ajustando las pérdidas por cosechadora a través de un adecuado mantenimiento de la maquinaria, la menor velocidad de cosecha, y realizando esta labor agrícola en el momento adecuado (Bragachini & Peiretti 2006a, Bragachini & Peiretti 2006c, Bragachini & Peiretti 2009).

- Se ha visto que la abundancia de las especies de aves en cuestión es afectada por la identidad de los rastrojos, por lo que diversificar la siembra de cultivos para evitar que dominen unos pocos cultivos atractivos puede influir en reducir la oferta de alimentos (Canavelli 2009, Canavelli 2010, Canavelli *et al.* 2012).

- Por último, vale la pena considerar que en la región se está llevando a cabo, de manera cada vez más extendida, la práctica de los “cultivos de cobertura” por sus beneficios para la sustentabilidad de los sistemas de producción agropecuarios, tales como aportar cobertura al suelo, la fijación de nutrientes, mejorar la eficiencia en el uso del agua, el control de malezas, reducir la erosión, entre otras (Álvarez *et al.* 2012). Dado que una alta cobertura del suelo que contiene las semillas caídas en los rastrojos podría afectar la disponibilidad de dicha oferta para las aves potencialmente perjudiciales, se propone analizar experimentalmente el efecto que podría tener un cultivo de cobertura sembrado en rastrojos sobre la detección/acceso a las semillas por parte de las aves.

Estas prácticas se deberían aplicar de manera conjunta y sostenida en el tiempo en los establecimientos de una zona determinada, considerando cada región particular en función de las características de los conflictos existentes del sitio, para así contribuir a reducir los números poblacionales de las especies de aves en cuestión (Canavelli *et al.* 2012).

Finalmente, vale la pena destacar que cuanto más detallado sea el conocimiento del uso del hábitat de las especies de aves granívoras consideradas potencialmente perjudiciales para la agricultura, se estará en mejores condiciones de implementar formas de mitigar los efectos negativos generados entre las actividades agropecuarias y estas aves (Bucher 1974).

## **BIBLIOGRAFÍA**

- Aapresid Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa. 2012. Relevamiento de superficie agrícola bajo siembra directa. Evolución de la superficie en Siembra Directa en Argentina. Campañas 1977/78 a 2010/11. Disponible <http://www.aapresid.org.ar>.
- Addy Orduna, L. 2011. Captura de palomas medianas (*Zenaida auriculata*) mediante trampas con cebo. INTA. E.E.A. Paraná. Paraná, Entre Ríos, Argentina.
- Addy Orduna, L., & S. B. Canavelli. 2010. Químicos para el manejo del daño por aves en cultivos. Ediciones INTA. E.E.A. Paraná. Paraná, Entre Ríos, Argentina.
- Addy Orduna, L., S. B. Canavelli, M. Benzaquin, & M. E. Zaccagnini. 2010. Repelencia de Antranilato de Metilo en granos de girasol para paloma mediana (*Zenaida auriculata*). Serie Extensión n° 58. INTA. E.E.A. Paraná. Paraná, Entre Ríos, Argentina.
- Agra, M., D. Bilenca, & M. Codesido. 2015. Responses of birds to planting of *Lotus tenuis* pasture in the Flooding Pampas, Argentina. *Emu* 115: 270–276.
- Aizen, M., L. Garibaldi, & M. Dondo. 2009. Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecol. austral* 19: 45–54.
- Altieri, M. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystem. *Agric. Ecosyst. Environ.* 74: 19–31.
- Álvarez, C., A. Quiroga, D. Santos, & M. Bodrero. 2012. Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción. Ediciones INTA. E.E.A. Anguil. Anguil, La Pampa, Argentina.
- Amaral, V. 2011. Aspectos comportamentales de la reproducción del misto, *Sicalis luteola*. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad de la República Uruguay.
- Anteau, M. J., M. H. Sherfy, & A. A. Bishop. 2011. Location and agricultural practices influence spring use of harvested cornfields by cranes and geese in Nebraska. *J. Wildl. Manage.* 75: 1004–1011.

- Apellaniz, M., M. I. Bellocq, & J. Filloy. 2012. Bird diversity patterns in Neotropical temperate farmlands: The role of environmental factors and trophic groups in the spring and autumn. *Austral Ecol.* 37: 547–555.
- Aramburú, R. M. 1997a. Ecología alimentaria de la cotorra (*Myiopsitta monachus monachus*) en la provincia de Buenos Aires, Argentina (Aves: Psittacidae). *Physis* 53: 29–32.
- Aramburú, R. M. 1997b. Revisión: La paloma picazuro: Una especie de interés agrícola. *FACENA* 13: 149–154.
- Aramburú, R. M., & E. H. Bucher. 1999. Preferencias alimentarias de la cotorra *Myiopsitta monachus* (Aves: Psittacidae) en cautividad. *Ecol. austral* 9: 11–14.
- Aramburú, R. M., S. B. Canavelli, & G. Tito. 2013. Experiencia sobre una propuesta de manejo integrado del daño causado por la cotorra (*Myiopsitta monachus*) en Punta Indio, Buenos Aires. Pp. 1–13 en Workshop Neotropical psittacines as agricultural pests: building capacity to manage conflicts between people and parrots. 19th Regional Meeting. Society for the Conservation and Study of Caribbean Birds, Grenada.
- Ares, I., E. Bucher, R. Bullard, M. Martella, J. Medvescigh, L. Martín, J. E. Navarro, E. Rodríguez, A. Suárez, M. E. Zaccagnini, & S. Canavelli. 1998. Manual de capacitación sobre manejo integrado de aves perjudiciales a la agricultura. Rodríguez, E. N. & M. E. Zaccagnini (eds). FAO. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Dirección General de Servicios Agrícolas (Uruguay) y SENASA. Entre Ríos, Argentina.
- Atkinson, P. W., R. J. Fuller, & J. A. Vickery. 2002. Large-scale patterns of summer and winter bird distribution in relation to farmland type in England and Wales. *Ecography* 25: 466–480.
- Azpiroz, A. B., & J. G. Blake. 2009. Avian Assemblages in Altered and Natural Grasslands in the Northern Campos of Uruguay. *Condor* 111: 21–35.
- Azpiroz, A. B., & J. G. Blake. 2016. Associations of grassland birds with vegetation structure in the Northern Campos of Uruguay. *Condor* 118: 12–23.
- Baker, D. J., R. A. Stillman, & J. M. Bullock. 2009. The effect of habitat complexity on the functional response of a seed-eating passerine. *Ibis* 151: 547–558.
- Baldi, G., & J. M. Paruelo. 2008. Land use and land cover dynamics in South American Temperate Grasslands. *Ecol. Soc.* 13. Disponible <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art6/>.
- Balzarini, M. G., L. Gonzalez, M. Tablada, F. Casanoves, J. A. Di Rienzo, & C. W. Robledo. 2008. InfoStat software estadístico. Manual del usuario. Editorial Brujas. Córdoba, Argentina.
- Benkman, C. W., & R. H. Pulliam. 1988. The comparative feeding rates of North American sparrows and finches. *Ecology* 69: 1195–1199.

- Benton, T. G., J. A. Vickery, & J. D. Wilson. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18: 182–188.
- Bernardos, J., & M. Farrell. 2012. Evaluación de daño por la paloma torcaza (*Zenaida auriculata*) en girasol y pérdida de cosecha en la provincia de La Pampa campaña 2011-2012. INTA. E.E.A. Anguil. Anguil, Argentina.
- Bibby, C. J., N. D. Burgess, D. A. Hill, & S. H. Mustoe. 2000. Bird census techniques. Academic Press, San Diego, California.
- Bilenca, D., M. Codesido, C. González Fischer, L. P. Carusi, E. Zufiaurre, & A. Abba. 2012. Impactos de la transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. *Rev. del Mus. Argentino Ciencias Nat.*, n.s. 14: 189–198.
- Bilenca, D., M. Codesido, & C. González Fischer. 2008. Cambios en la fauna pampeana. *Cienc. Hoy*: 8–17.
- Bilenca, D., M. Codesido, C. González Fischer, & L. Pérez Carusi. 2009. Impactos de la actividad agropecuaria sobre la biodiversidad en la ecorregión pampeana. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Bilenca, D., & F. Miñarro. 2004. Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, Argentina.
- Blendinger, P. G., & R. A. Ojeda. 2001. Seed supply as a limiting factor for granivorous bird assemblages in the Monte Desert, Argentina. *Austral Ecol.* 26: 413–422.
- Boatman, N. D., N. W. Brickle, J. D. Hart, T. P. Milsom, A. J. Morris, A. W. A. Murray, K. A. Murray, & P. A. Robertson. 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis* 146: 131–143.
- Bolsa de Cereales de Buenos Aires. 2014. Anuario estadístico de la bolsa de cereales. Edición 2012/13. Disponible <http://www.bolsadecereales.com/retaa>.
- Bomford, M., & R. Sinclair. 2002. Australian research on bird pests: impact, management and future directions. *Emu* 102: 29–45.
- Boyce, M. S. 1979. Seasonality and patterns of natural selection for life histories. *Am. Nat.* 114: 569–583.
- Bozinovic, F. 1993. Fisiología ecológica de la alimentación y digestión en vertebrados: modelos y teorías. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 66: 375–382.
- Bradbury, R. B., C. M. Bailey, D. Wright, & A. D. Evans. 2008. Wintering Cirl Buntings *Emberiza cirlus* in southwest England select cereal stubbles that follow a low-input herbicide regime. *Bird Study* 55: 23–31.

- Bradbury, R. B., R. J. H. Payne, J. D. Wilson, & J. R. Krebs. 2001. Predicting population responses to resource management. *Trends Ecol. Evol.* 16: 440–445.
- Bragachini, M., & J. Peiretti. 2006a. Eficiencia de cosecha en el cultivo de maíz en la Argentina campaña 2005/2006. INTA. PRECOP. Manfredi, Córdoba, Argentina. Disponible [www.cosechaypostcosecha.org](http://www.cosechaypostcosecha.org).
- Bragachini, M., & J. Peiretti. 2006b. Eficiencia de cosecha en el cultivo de soja en la Argentina campaña 2005/2006. INTA. PRECOP. Manfredi, Córdoba, Argentina. Disponible [www.cosechaypostcosecha.org](http://www.cosechaypostcosecha.org).
- Bragachini, M., & J. Peiretti. 2006c. Mercado de maquinarias argentino y eficiencia de cosecha. INTA. PRECOP. Manfredi, Córdoba, Argentina.
- Bragachini, M., & J. Peiretti. 2008. Cosecha de soja en la Argentina 2007/2008. INTA. PRECOP. Manfredi, Córdoba, Argentina. Disponible [www.cosechaypostcosecha.org](http://www.cosechaypostcosecha.org).
- Bragachini, M., & J. Peiretti. 2009. Eficiencia de cosecha en el cultivo de girasol en la Argentina campaña 2008/2009. INTA. PRECOP. Manfredi, Córdoba, Argentina. Disponible [www.cosechaypostcosecha.org](http://www.cosechaypostcosecha.org).
- Bragachini, M. 2011. Desarrollo industrial de la maquinaria agrícola y agropartes en Argentina: impacto social y económico. INTA. PRECOP. Manfredi, Córdoba, Argentina.
- Brailovsky, A. E., & D. Foguelman. 2014. Memoria verde. Historia ecológica de la Argentina. Debolsillo, Buenos Aires, Argentina.
- Bright, J. A., R. H. Field, A. J. Morris, A. I. Cooke, J. Fern, P. V Grice, & W. Peach. 2014. Influence of crop type and agri-environment management on the use of over-winter stubbles by farmland birds in England. *Bird Study* 61: 332–339.
- Bruggers, R. L., E. Rodriguez, & M. E. Zaccagnini. 1998. Planning for bird pest problem resolution: a case study. *Int. Biodeterior. Biodegradation* 42: 173–184.
- Bucher, E. 1998a. Criterios básicos para el manejo integrado de aves plaga. Pp. 61–70 en Rodríguez, E. N. & M. E. Zaccagnini (eds). Manual de capacitación sobre manejo integrado de aves perjudiciales a la agricultura. FAO. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Dirección General de Servicios Agrícolas (Uruguay) y SENASA, Entre Ríos, Argentina.
- Bucher, E. 1998b. Palomas: biología y dinámica poblacional. Pp. 34–40 en Rodríguez, E. N. & M. E. Zaccagnini (eds). Manual de capacitación sobre manejo integrado de aves perjudiciales a la agricultura. FAO. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Dirección General de Servicios Agrícolas (Uruguay) y SENASA, Entre Ríos, Argentina.
- Bucher, E. H. 1974. Bases ecológicas para el control de la Torcaza. Centro de Zoología Aplicada. Universidad Nacional de Córdoba. Publicación N° 4. Córdoba, Argentina.

- Bucher, E. H. 1982. Colonial Breeding of the Eared Dove (*Zenaida auriculata*) in Northeastern Brazil. *Biotropica* 14: 255–261.
- Bucher, E. H., & R. M. Aramburú. 2014. Land-use changes and monk parakeet expansion in the Pampas grasslands of Argentina. *J. Biogeogr.* 41: 1160–1170.
- Bucher, E. H., & M. Nores. 1973. Alimentación de pichones de la paloma *Zenaida auriculata*. *Hornero* 11: 209–216.
- Bucher, E. H., & M. Nores. 1976. Ecología de la alimentación de la paloma *Zenaida auriculata*. *Physis Sección C* 35: 17–32.
- Bucher, E. H., & R. D. Ranvaud. 2006. Eared dove outbreaks in South America: patterns and characteristics. *Acta Zool. Sin.* 52: 564–567.
- Buckingham, D. L., A. D. Evans, A. J. Morris, C. J. Orsman, & R. Yaxley. 1999. Use of set-aside land in winter by declining farmland bird species in the UK. *Bird Study* 46: 157–169.
- Buckingham, D. L., W. J. Peach, & D. S. Fox. 2006. Effects of agricultural management on the use of lowland grassland by foraging birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112: 21–40.
- Bullard, R. 1998. Métodos no letales de control de aves perjudiciales a la agricultura. Pp. 102–111 en Rodríguez, E. N. & M. E. Zaccagnini (eds). *Manual de capacitación sobre manejo integrado de aves perjudiciales a la agricultura*. FAO. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Dirección General de Servicios Agrícolas (Uruguay) y SENASA, Entre Ríos, Argentina.
- Burgess, M. D., J. A. Bright, A. J. Morris, R. H. Field, P. V. Grice, A. I. Cooke, & W. Peach. 2015. Influence of agri-environment scheme options on territory settlement by Yellowhammer (*Emberiza citronella*) and Corn Bunting (*Emberiza calandra*). *J. Ornithol.* 156: 153–163.
- Burnham, K. P., & D. R. Anderson. 2002. *Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach*. Springer. New York, EEUU.
- Butler, S. J., R. B. Bradbury, & M. J. Whittingham. 2005. Stubble height affects the use of stubble fields by farmland birds. *J. Appl. Ecol.* 42: 469–476.
- Butler, S. J., M. J. Whittingham, J. L. Quinn, & W. Cresswell. 2005. Quantifying the interaction between food density and habitat structure in determining patch selection. *Anim. Behav.* 69: 337–343.
- Camín, S. R., V. R. Cueto, J. Lopez de Casenave, & L. Marone. 2015. Exploring food preferences and the limits of feeding flexibility of seed-eating desert birds. *Emu* 115: 261–269.
- Campbell, L., M. Avery, P. Donald, A. Evans, R. Green, & J. D. Wilson. 1997. *A review of the indirect effects of pesticides on birds*. JNCC Report. N° 227. Peterborough, UK.

- Canavelli, S. B. 2009. Recomendaciones de manejo para disminuir los daños por palomas medianas en cultivos agrícolas. INTA. E.E.A. Paraná. Paraná, Entre Ríos, Argentina.
- Canavelli, S. B. 2010. Consideraciones de manejo para disminuir los daños por aves en girasol. Información técnica cultivos de verano. Campaña 2010. Publicación Miscelánea N° 118 INTA. E.E.A. Rafaela. Rafaela, Santa Fe, Argentina.
- Canavelli, S. B., R. Aramburú, & M. E. Zaccagnini. 2012. Aspectos a considerar para disminuir los conflictos originados por los daños de la cotorra (*Myiopsitta monachus*) en cultivos agrícolas. *Hornero* 27: 89–101.
- Canavelli, S. B., L. C. Branch, P. Cavallero, C. González, & M. E. Zaccagnini. 2014. Multi-level analysis of bird abundance and damage to crop field. *Agric. Ecosyst. Environ.* 197: 128–136.
- Canavelli, S. B., M. E. Swisher, & L. C. Branch. 2013. Factors related to farmers' preferences to decrease monk parakeet damage to crops. *Hum. Dimens. Wildl.* 18: 124–137.
- Cardoni, D. A., J. P. Isacch, & O. Iribarne. 2015. Avian responses to varying intensity of cattle production in *Spartina densiflora* saltmarshes of south-eastern South America. *Emu* 115: 12–19.
- Carman, R. L. 1971. En torno de la paloma picazuro y su postura. *Hornero* 11: 126–127.
- Carman, R. L. 1975. Apuntes sobre la distribución de la Picazuró en la provincia de Buenos Aires. *Hornero* 11: 305–306.
- Chamberlain, D. E., R. J. Fuller, R. G. H. Bunce, J. C. Duckworth, & M. Shrubbs. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. Appl. Ecol.* 37: 771–788.
- Chamberlain, D. E., R. J. Fuller, D. G. Garthwaite, & A. J. Impey. 2001. A comparison of farmland bird density and species richness in lowland England between two periods of contrasting agricultural practice. *Bird Study* 48: 245–251.
- Chamberlain, D. E., A. Joys, P. J. Johnson, L. Norton, R. E. Feber, & R. J. Fuller. 2010. Does organic farming benefit farmland birds in winter? *Biol. Lett.* 6: 82–4.
- Chamberlain, D. E., A. M. Wilson, S. J. Browne, & J. A. Vickery. 1999. Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *J. Appl. Ecol.* 36: 856–870.
- Codesido, M. 2010. Ensamblajes de aves en agroecosistemas de la provincia de Buenos Aires: su relación con los patrones de uso de la tierra y las características del paisaje. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Codesido, M., & D. N. Bilenca. 2011. Los pastizales y el servicio de soporte de la biodiversidad: Respuesta de la riqueza de aves terrestres a los usos de la tierra en la provincia de Buenos Aires. Pp. 511–525 en Latta, P., E. Jobbágy & J. Paruelo (eds). Valoración de servicios



ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.

- Codesido, M., C. González Fischer, & D. Bilenca. 2008. Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la región Pampeana, Argentina. *Ornitol. Neotrop.* 19: 575–585.
- Codesido, M., C. González Fischer, & D. Bilenca. 2011. Distributional changes of landbird species in agroecosystems of central Argentina. *Condor* 113: 266–273.
- Codesido, M., C. González Fischer, & D. Bilenca. 2012. Agricultural land-use, avian nesting and rarity in the Pampas of central Argentina. *Emu* 112: 46–54.
- Codesido, M., C. González Fischer, & D. Bilenca. 2013. Landbird assemblages in different agricultural landscapes: a case study in the Pampas of central Argentina. *Condor* 115: 8–16.
- Codesido, M., E. Zufiaurre, & D. Bilenca. 2015. Relationship between pest birds and landscape elements in the Pampas of central Argentina. *Emu* 115: 80–84.
- Colwell, R. K. 2000. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples.
- Colwell, R. K., & J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philos. Trans. R. Soc.* 345: 101–118.
- Comparatore, V. M., M. M. Martínez, A. I. Vassallo, M. Barg, & J. P. Isacch. 1996. Abundancia y relaciones con el hábitat de aves y mamíferos en pastizales de *Paspalum quadrifarium* (paja colorada) manejados con fuego (provincia de Buenos Aires, Argentina). *Interciencia* 21: 228–237.
- Cozzani, N., & S. M. Zalba. 2009. Estructura de la vegetación y selección de hábitats reproductivos en aves del pastizal pampeano. *Ecol. Austral* 19: 35–44.
- Cueto, V. R., & J. Lopez de Casenave. 2000. Bird assemblages of protected and exploited coastal woodlands in east-central Argentina. *Wilson Bull.* 112: 395–402.
- Cueto, V. R., F. A. Milesi, & L. Marone. 2013. Litter and seed burying alter food availability and foraging efficiency of granivorous birds in the Monte desert. *Journal of Avian Biology* 44: 339–346.
- Cueto, V. R., L. Marone, & J. Lopez de Casenave. 2006. Seed preferences in sparrow species of the Monte desert, Argentina: implications for seed-granivore interactions. *Auk* 123: 358–367.
- da Silva, T. W., G. Dotta, & C. S. Fontana. 2015. Structure of avian assemblages in grasslands associated with cattle ranching and soybean agriculture in the Uruguayan savanna ecoregion of Brazil and Uruguay. *Condor* 117: 53–63.

- Dabbene, R. 1935. ¿Los loros deben ser considerados plaga nacional? *Hornero* 6: 59–63.
- Daguerre, J. B. 1927. Apuntes sobre algunas aves de la Prov. de Buenos Aires. *Hornero* 4: 64–66.
- Daguerre, J. B. 1936. Sobre nidificación de aves de la Prov. de Buenos Aires. *Hornero* 6: 280–288.
- Dardanelli, S., N. C. Calamari, S. B. Canavelli, & M. E. Zaccagnini. 2011. Biología y ecología de la paloma mediana (*Zenaida auriculata*), manchada (*Patagioenas maculosa*) y picazuró (*P. picazuro*). Pp. 11–22 en Milocco, R. A., M. Espósito, C. Naveira, A. Puig, & O. Ledesma (comps). Bases para disminuir el daño por palomas en cultivos extensivos. Ediciones INTA. Serie Extensión n° 64. E.E.A. Paraná. Paraná, Entre Ríos, Argentina.
- Darrieu, C. A., A. Camperi, G. Piloni, & N. Bogado. 2013. Lista actualizada de las aves de la provincia de Buenos Aires. Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Buenos Aires, Argentina.
- de la Fuente, E. B., S. Perelman, & C. M. Ghersa. 2010. Weed and arthropod communities in soybean as related to crop productivity and land use in the Rolling Pampa, Argentina. *Weed Res.* 50: 561–571.
- de la Fuente, E. B., & S. A. Suárez. 2008. Problemas ambientales asociados a la actividad humana: la agricultura. *Ecol. Austral* 18: 239–252.
- de la Peña, M. R. 2015. Aves argentinas. Incluye nidos y huevos. Tomo 1. Ediciones UNL; Eudeba. Santa Fe; Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.
- de Melo, C., & J. Cheschini. 2012. Daños causados por las aves en sorgo (*Sorghum bicolor*) en Brasil Central. *Bioagro* 24: 33–38.
- Devereux, C. L., C. U. Mckeever, T. G. Benton, & M. J. Whittingham. 2004. The effect of sward height and drainage on Common Starlings *Sturnus vulgaris* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* foraging in grassland habitats. *Ibis* 146: 115–122.
- Devereux, C. L., J. A. Vickery, E. Fernández-Juricic, J. R. Krebs, & M. J. Whittingham. 2006. Does sward density affect prey availability for grassland birds? *Agric. Ecosyst. Environ.* 117: 57–62.
- Di Giacomo, A. S., & J. Lopez de Casenave. 2010. Use and importance of crop and field-margin habitats for birds in a Neotropical agricultural ecosystem. *Condor* 112: 283–293.
- Diamond, J. M. 1989. The present, past and future of human-caused extinctions. *Philos. Trans. R. Soc. London. Ser. B Biol. Sci.* 325: 469–477.
- Dias, R., V. Bastazini, M. Gonçalves, F. Bonow, & S. Müller. 2013. Shifts in composition of avian communities related to temperate-grassland afforestation in southeastern South America. *Iheringia, Série Zool.* 103: 12–19.

- Díaz, M. 1990. Interspecific patterns of seed selection among granivorous passerines: effects of seed size, seed nutritive value and bird morphology. *Ibis* 132: 467–476.
- Díaz, M., & J. L. Tellería. 1994. Predicting the effects of agricultural changes in central Spanish croplands on seed-eating overwintering birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 49: 289–298.
- Dolbeer, R. A. 1990. Ornithology and integrated pest management: Red-winged Blackbirds *Agelaius phoeniceus* and corn. *Ibis* 132: 309–322.
- Dolbeer, R. A., P. P. Woronecki, & T. W. Seamans. 1995. Ranking and evaluation of field corn hybrids for resistance to blackbird damage. *Crop Prot.* 14: 399–403.
- Donald, P. 2004. Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. *Conserv. Biol.* 18: 17–37.
- Donald, P. F., & A. D. Evans. 1994. Habitat selection by Corn Buntings *Miliaria calandra* in winter. *Bird Study* 41: 199–210.
- Donald, P. F., R. E. Green, & M. F. Heath. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. Biol. Sci.* 268: 25–29.
- Donald, P. F., F. J. Sanderson, I. J. Burfield, & F. P. J. van Bommel. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agric. Ecosyst. Environ.* 116: 189–196.
- Evans, A. D., & R. E. Green. 2007. An example of a two-tiered agri-environment scheme designed to deliver effectively the ecological requirements of both localised and widespread bird species in England. *J. Ornithol.* 148: 279–286.
- Evans, A. D., & K. W. Smith. 1994. Habitat selection of Cirl Buntings *Emberiza cirlus* wintering in Britain. *Bird Study* 41: 81–87.
- Evans, A., J. Vickery, & M. Shrubbs. 2004. Importance of over-wintered stubble for farmland bird recovery: a reply to Potts. Without this prescription, populations of seed-eating passerines are unlikely to recover. *Bird Study* 51: 94–96.
- Filloy, J., & M. I. Bellocq. 2007. Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. *Agric. Ecosyst. Environ.* 120: 291–298.
- Fleming, P. J. S., A. Gilmour, & J. A. Thompson. 2002. Chronology and spatial distribution of cockatoo damage to two sunflower hybrids in south-eastern Australia, and the influence of plant morphology on damage. *Agric. Ecosyst. Environ.* 91: 127–137.
- Foley, J. A., N. Ramankutty, K. A. Brauman, E. S. Cassidy, J. S. Gerber, M. Johnston, N. D. Mueller, C. O'Connell, D. K. Ray, P. C. West, C. Balzer, E. M. Bennett, S. R. Carpenter, J. Hill, C. Monfreda, S. Polasky, J. Rockström, J. Sheehan, S. Siebert, D. Tilman, & D. P. M. Zaks. 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478: 337–342.

- Foley, J., R. DeFries, G. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, & P. K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570–574.
- Fournier, D. A., H. J. Skaug, J. Ancheta, J. Ianelli, A. Magnusson, M. Maunder, A. Nielsen, & J. Sibert. 2012. AD model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optim. Methods Softw.* 27: 233–249.
- Galbraith, H. 1988. Effects of Agriculture on the Breeding Ecology of Lapwings *Vanellus vanellus*. *J. Appl. Ecol.* 25: 487–503.
- García, B. F. O., M. Ambroggio, & V. Trucco. 2000. No-Tillage in the Pampas of Argentina: A Success Story. *Better Crop. Int.* 14: 24–27.
- Ghersa, C. M., E. de la Fuente, S. Suarez, & R. J. C. Leon. 2002. Woody species invasion in the Rolling Pampa. 88: 271–278.
- Gluck, E. E. 1985. Seed preference and energy intake of Goldfinches *Carduelis carduelis* in the breeding season. *Ibis* 127: 421–429.
- Godfray, H. C. J. 2011. Ecology. Food and biodiversity. *Science* 333: 1231–1232.
- Goijsman, A. P., M. J. Conroy, J. N. Bernardos, & M. E. Zaccagnini. 2015. Multi-season regional analysis of multi-species occupancy: implications for bird conservation in agricultural lands in east-central Argentina. *PLoS ONE* 10(6): e0130874. doi: 10.1371/journal.pone.0130874.
- Gonnet, J. M. 2001. Influence of cattle grazing on population density and species richness of granivorous birds (Emberizidae) in the arid plain of the Monte, Argentina. *J. Arid Environ.* 48: 569–579.
- Gonthier, D. J., K. K. Ennis, S. Farinas, H-Y. Hsieh, A. L. Iverson, P. Batary, J. Rudolphi, T. Tschardtke, B. J. Cardinale, & I. Perfecto. 2014. Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proc. R. Soc. Biol. Sci.* 281: 20141358. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.1358>.
- González Fischer, C., G. Baldi, M. Codesido, & D. Bilenca. 2012. Seasonal variations in small mammal-landscape associations in temperate agroecosystems: a study case in Buenos Aires province, central Argentina. *Mammalia* 76: 399–406.
- Graveland, J., & T. Van Gijzen. 1989. Arthropods and seeds are not sufficient as calcium sources for shell formation and skeletal growth in passerines. *Ardea* 82: 299–314.
- Greig-Smith, P. W., & Wilson, M. F. 1985. Influences of seed size, nutrient composition and phenolic content on the preferences of bullfinches feeding in ash trees. *Oikos* 47–54.

- Han, Y., C. M. Parsons, & T. Hymowitz. 1991. Nutritional evaluation of soybeans varying in trypsin inhibitor content. *Poultry Science* 70: 896–906.
- Hancock, M. H., & J. D. Wilson. 2003. Winter habitat associations of seed-eating passerines on Scottish farmland. *Bird Study* 50: 116–130.
- Henderson, I. G., J. Cooper, R. J. Fuller, & J. Vickery. 2000. The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *J. Appl. Ecol.* 37: 335–347.
- Holland, J. M., B. M. Smith, S. E. Southway, T. C. Birkett, & N. J. Aebischer. 2008. The effect of crop, cultivation and seed addition for birds on surface weed seed densities in arable crops during winter. *Weed Res.* 48: 503–511.
- Hutto, R. L. 1985. Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. Pp. 455–476 en Cody, M. L. (ed.). *Habitat selection in birds*. Academic Press. San Diego, California, EEUU.
- INDEC. 2002. Censo Nacional Agropecuario (CNA) 2002. Instituto Nacional de Estadística y Censos. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. Disponible [http://www.indec.gov.ar/cna\\_index.asp](http://www.indec.gov.ar/cna_index.asp).
- INDEC. 2009. Censo Nacional Agropecuario (CNA) 2008. Instituto Nacional de Estadística y Censos. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. Disponible <http://www.indec.gov.ar>.
- Isacch, J. P., M. S. Bo, N. O. Maceira, M. R. Demaría, & S. Peluc. 2003. Composition and seasonal changes of the bird community in the west pampa grasslands of Argentina. *J. F. Ornithol.* 74: 59–65.
- Isacch, J. P., & D. A. Cardoni. 2011. Different grazing strategies are necessary to conserve endangered grassland birds in short and tall salty grasslands of the Flooding Pampas. *Condor* 113: 724–734.
- Isacch, J. P., N. O. Maceira, M. S. Bo, M. R. Demaría, & S. Peluc. 2005. Bird-habitat relationship in semi-arid natural grasslands and exotic pastures in the west pampas of Argentina. *J. Arid Environ.* 62: 267–283.
- Kareiva, P., S. Watts, R. McDonald, & T. Boucher. 2007. Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science* 316: 1866–1869.
- Keener, J. M., & M. E. Tewes. 1994. Seed preferences of nongame birds in the Rio Grande Valley. *Proc. Annu. Conf. Southeast. Assoc. Fish and Wildl. Agencies* 48: 302–309.
- Kendeigh, S. C., & G. C. West. 1965. Caloric values of plant seeds eaten by birds. *Ecology* 46: 553–555.
- Khaleghizadeh, A. 2011. Effect of morphological traits of plant, head and seed of sunflower hybrids on house sparrow damage rate. *Crop Prot.* 30: 360–367.

- Kragten, S. 2011. Shift in crop preference during the breeding season by Yellow Wagtails *Motacilla flava flava* on arable farms in The Netherlands. *J. Ornithol.* 152: 751–757.
- La Sorte, F. A. 2006. Geographical expansion and increased prevalence of common species in avian assemblages: implications for large-scale patterns of species richness. *J. Biogeogr.* 33: 1183–1191.
- Law, B. S., & C. R. Dickman. 1998. The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodivers. Conserv.* 7: 323–333.
- Leloir, F. 2013. Medidas de control racional. *Revista Super Campo. De la huerta a la estancia.* Pp: 94–96. Editorial Perfil. Buenos Aires, Argentina.
- Leveau, L. M., & C. M. Leveau. 2004. Riqueza y abundancia de aves en agroecosistemas pampeanos durante el período post-reproductivo. *Ornitol. Neotrop.* 15: 371–380.
- Leveau, L. M., & C. M. Leveau. 2011. Uso de bordes de cultivo por aves durante invierno y primavera en la Pampa Austral. *Hornero* 26: 149–157.
- López-Calleja, M. V., M. Soto-Gamboa, & E. L. Rezende. 2000. The role of gastrolites on feeding behavior and digestive efficiency in the Rufous-collared Sparrow. *Condor* 102: 465–469.
- Lopez de Casenave, J. 2001. Estructura gremial y organización de un ensamble de aves del desierto del Monte. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Lopez de Casenave, J., V. R. Cueto, & L. Marone. 1998. Granivory in the Monte Desert: Is it less intense than in other arid zones of the world? *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 197–204.
- Lopez de Casenave, J., V. R. Cueto, & L. Marone. 2008. Seasonal dynamics of guild structure in a bird assemblage of the central Monte desert. *Basic Appl. Ecol.* 9: 78–90.
- Macleod, C. J., & A. Till. 2007. Crop use by introduced bird species in winter in relation to crop structure and seed resources. *Bird Study* 54: 80–86.
- MacLeod, C. J., D. M. Tompkins, K. W. Drew, & N. Pyke. 2011. Does farm-scale habitat composition predict pest-bird numbers and distribution? *Wildl. Res.* 38: 464.
- Marini, M. Â., F. J. Borges, L. E. Lopes, L. França, C. Duca, L. V. Paiva, L. T. Manica, D. T. Gressler, & N. M. Heming. 2010. Breeding biology of Columbidae in central Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 21: 581–590.
- Marone, L., J. Lopez de Casenave, F. A. Milesi, & V. R. Cueto. 2008. Can seed-eating birds exert top-down effects on grass populations of the Monte desert? *Oikos* 117: 611–619.

- Marone, L., J. Lopez de Casenave, & V. R. Cueto. 1997. Patterns of habitat selection by wintering and breeding granivorous birds in the central Monte desert, Argentina. *Rev. Chil. His* 70: 73–81.
- Marone, L., J. Lopez de Casenave, & V. R. Cueto. 2000. Granivory in southern South American deserts: conceptual issues and current evidence. *Bioscience* 50: 123.
- Martella, M. B. 1985. Observaciones sobre el comportamiento de la cotorra *Myiopsitta monachus* con especial énfasis en la comunicación sonora. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba.
- Martella, M., L. Martín, & J. Navarro. 1998. Biología y dinámica de población de cotorras (*Myiopsitta monachus*). Pp. 41–49 en Rodríguez, E. N. & M. E. Zaccagnini (eds). Manual de capacitación sobre manejo integrado de aves perjudiciales a la agricultura. FAO. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Dirección General de Servicios Agrícolas (Uruguay) y SENASA, Entre Ríos, Argentina.
- Martin, F., & E. H. Bucher. 1993. Natal dispersal and first breeding age in Monk Parakeets. *Auk* 110: 930–933.
- Martin, T. E. 1987. Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 18: 453–487.
- Mattingly, J. P., & Bird H. R. 1945. Effect of heating, under various conditions, and of sprouting on the nutritive value of soybean oil meals and soybeans. *Poultry Science* 24: 344–352.
- McKenzie, A. J., J. A. Vickery, C. Leifert, P. Shotton, & M. J. Whittingham. 2011. Disentangling the effects of fertilisers and pesticides on winter stubble use by farmland birds. *Basic Appl. Ecol.* 12: 80–88.
- McKinney, M. L., & J. L. Lockwood. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol. Evol.* 14: 450–453.
- McLaughlin, A., & P. Mineau. 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 55: 201–212.
- Medvescigh, J. 1998. Campaña de manejo contra la cotorra. Pp. 132–135 en Rodríguez, E. N. & M. E. Zaccagnini (eds). Manual de capacitación sobre manejo integrado de aves perjudiciales a la agricultura. FAO. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Dirección General de Servicios Agrícolas (Uruguay) y SENASA, Entre Ríos, Argentina.
- Metcalf, N. B. 1984. The effects of habitat on the vigilance of shorebirds: is visibility important? *Anim. Behav.* 32: 981–985.
- Milesi, F. A., J. Lopez de Casenave, & V. R. Cueto. 2008. Selection of foraging sites by desert granivorous birds: vegetation structure, seed availability, species-specific foraging tactics, and spatial scale. *Auk* 125: 473–484.

- Milesi, F. A., L. Marone, J. Lopez de Casenave, V. R. Cueto, & E. T. Mezquida. 2002. Gremios de manejo como indicadores de las condiciones del ambiente: un estudio de caso con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte central, Argentina. *Ecol. Austral* 12: 149–161.
- Milocco, R. A., M. Espósito, C. Naveira, A. Puig, & O. Ledesma. 2011. Bases para disminuir el daño por palomas en cultivos extensivos. Ediciones INTA. Serie Extensión n° 64. E.E.A. Paraná. Paraná, Entre Ríos, Argentina.
- Ministerio de Asuntos Agrarios. 2010. Dirección de Sanidad Vegetal. Jornada de capacitación de operarios para el control de la cotorra. Disponible [http://www.maa.gba.gov.ar/2010/SubPED/Agricultura/archivos/Jornada\\_Cotorra.pdf](http://www.maa.gba.gov.ar/2010/SubPED/Agricultura/archivos/Jornada_Cotorra.pdf).
- Monfreda, C., N. Ramankutty, & J. A. Foley. 2008. Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000. *Global Biogeochem. Cycles* 22: 1–19.
- Moorcroft, D., M. J. Whittingham, R. B. Bradbury, & J. D. Wilson. 2002. The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance. *J. Appl. Ecol.* 39: 535–547.
- Morton, D. C., R. S. DeFries, Y. E. Shimabukuro, L. O. Anderson, E. Arai, F. del Bon Espirito-Santo, R. Freitas, & J. Morissette. 2006. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 103: 14637–14641.
- Murton, R. K., E. H. Bucher, M. Nores, E. Gómez, & J. Reartes. 1974. The ecology of the Eared Dove (*Zenaida auriculata*) in Argentina. *Condor* 76: 80–88.
- Narosky, T., & A. G. Di Giacomo. 1993. Las aves de la provincia de Buenos Aires: Distribución y estatus. Asociación Ornitológica del Plata. Vázquez Mazzini Editores y L.O.L.A. Buenos Aires, Argentina.
- Narosky, T., & D. Yzurieta. 2010. Aves de Argentina y Uruguay: guía de identificación edición total. Vázquez Mazzini Editores. Buenos Aires, Argentina.
- Navarro, J. L., & E. H. Bucher. 1992. Annual variation in the timing of breeding of the Monk Parakeet in relation to climatic factors. *Wilson Bull.* 104: 545–549.
- Navarro, J. L., M. B. Martella, & E. H. Bucher. 1992. Breeding season and productivity of Monk Parakeets in Córdoba, Argentina. *Wilson Bull.* 104: 413–424.
- Newbold, T., L. N. Hudson, S. L. L. Hill, S. Contu, I. Lysenko, R. A. Senior, L. Borger, D. J. Bennett, A. Choimes, B. Collen, J. Day, A. De Palma, S. Diaz, S. Echeverria-Londono, M. J. Edgar, A. Feldman, M. Garon, M. L. K. Harrison, T. Alhousseini, D. J. Ingram, Y. Itescu, J. Kattge, V. Kemp, L. Kirkpatrick, M. Kleyer, D. L. P. Correia, C. D. Martin, S. Meiri, M. Novosolov, Y. Pan, H. R. P. Phillips, D. W. Purves, A. Robinson, J. Simpson, S. L. Tuck, E.



- Weiher, H. J. White, R. M. Ewers, G. M. Mace, J. P. W. Scharlemann, & A. Purvis. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520: 45–50.
- Newton, I. 1967. The adaptive radiation and feeding ecology of some British finches. *Ibis* 109: 33–96.
- Newton, I. 1980. The role of food limiting bird numbers. *Ardea* 68: 11–30.
- Newton, I. 1994. The role of nest sites in limiting the number of hole nesting birds: a review. *Biol. Conserv.* 70: 265–276.
- Oesterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. *Ecol. Austral* 18: 337–346.
- Oniki, Y., & E. O. Willis. 2000. Nesting behavior of the Picazuro pigeon, *Columba Picazuro* (Columbidae, Aves). *Braz. J. Biol.* 60: 663–666.
- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman, G. Piñeiro, E. G. Jobbágy, S. R. Verón, G. Baldi, & S. Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia* 10: 47–62.
- Pearse, A. T., G. L. Krapu, D. A. Brandt, & P. J. Kinzel. 2010. Changes in agriculture and abundance of snow geese affect carrying capacity of sandhill cranes in Nebraska. *J. Wildl. Manage.* 74: 479–488.
- Peiretti, R., & J. Dumanski. 2014. The transformation of agriculture in Argentina through soil conservation. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 2: 14–20.
- Pereira, G. A., M. A. Larrazábal, & S. M. Azevedo-Júnior. 2016. Seasonality, biology and threats to *Sicalis luteola* (Sparrman, 1789) (Aves, Thraupidae) in northeastern Brazil. *Braz. J. Biol. En prensa*. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.09215>.
- Perkins, A. J., M. J. Whittingham, R. B. Bradbury, J. D. Wilson, A. J. Morris, & P. R. Barnett. 2000. Habitat characteristics affecting use of lowland agricultural grassland by birds in winter. *Biol. Conserv.* 95: 279–294.
- Perrins, C. M. 1970. The timing of birds' breeding seasons. *Ibis* 112: 242–255.
- Pimentel, D., M. A. Moran, S. Fast, G. Weber, R. Bukantis, L. Balliett, P. Boveng, C. Cleveland, S. Hindman, & M. Young. 1981. Biomass energy from crop and forest residues. *Science* 212: 1110–1115.
- Pinheiro, J. C., & D. M. Bates. 2000. *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*. Springer-Verlag. New York, EEUU.

- Powolny, T., C. Eraud, J-D. Masson, & V. Bretagnolle. 2015. Vegetation structure and inter-individual distance affect intake rate and foraging efficiency in a granivorous forager, the Eurasian Skylark *Alauda arvensis*. *J. Ornithol.* 156: 569–578.
- Pretelli, M. G., J. P. Isacch, & D. A. Cardoni. 2013. Year-round abundance, richness and nesting of the bird assemblage of tall grasslands in the south-east Pampas Region, Argentina. *Ardeola.* 60: 327–343.
- Pretty, J. 2008. Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 363: 447–465.
- Prevedello, J. A., & M. V. Vieira. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodivers. Conserv.* 19: 1205–1223.
- Prokopy, R. J. 2003. Two decades of bottom-up, ecologically based pest management in a small commercial apple orchard in Massachusetts. *Agric. Ecosyst. Environ.* 94: 299–309.
- Pruett-Jones, S., J. R. Newman, C. M. Newman, M. L. Avery, & J. R. Lindsay. 2007. Population viability analysis of monk parakeets in the United States and examination of alternative management strategies. *Human-Wildlife Conflicts* 1: 35–44.
- Pulliam, R.H. 1985. Foraging efficiency, resource partitioning, and the coexistence of sparrow species. *Ecology* 66: 1829–1836.
- R Development Core Team. 2016. R 3.3.0: a language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical Computing. Vienna, Austria. Disponible <http://www.r-project.org>.
- Ranvaud, R., K. C. de Freitas, E. H. Bucher, H. S. Dias, V. C. Avanzo, & C. C. Alberts. 2001. Diet of eared doves (*Zenaida auriculata*, Aves, Columbidae) in a sugar-cane colony in South-eastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 61: 651–660.
- Remsen, J. V., J. I. Areta, C. D. Cadena, S. Claramunt, A. Jaramillo, J. F. Pacheco, J. Pérez-Emán, M. B. Robbins, F. G. Stiles, D. F. Stotz, & K. J. Zimmer. 2016. A classification of the bird species of South America. *Am. Ornithol. Union.* Disponible <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>.
- Di Rienzo, J. A., F. Casanoves, M. G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada, & C. W. Robledo. 2013. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>.
- Ríos, J. M., & A. M. Mangione. 2010. Respuesta disuasiva del granívoro *Zonotrichia capensis* (Paseriformes: Emberizidae) frente a fenoles comunes en las semillas. *Ecol. austral* 20: 215–221.
- Ríos, J. M., A. M. Mangione, & L. Marone. (2012a). Effects of nutritional and anti-nutritional properties of seeds on the feeding ecology of seed-eating birds of the Monte Desert, Argentina. *The Condor* 114: 44–55.

- Ríos, J. M., A. M. Mangione, & L. Marone. (2012b). Tolerance to dietary phenols and diet breadth in three seed-eating birds: implications to graminivory. *Journal of Experimental Zoology Part A* 317: 425–433.
- Robinson, R. A., J. D. Hart, J. M. Holland, & D. Parrott. 2004. Habitat use by seed-eating birds: a scale-dependent approach. *Ibis*. 146: 87–98.
- Robinson, R. A., & W. J. Sutherland. 1999. The winter distribution of seed-eating birds: habitat structure, seed density and seasonal depletion. *Ecography* 22: 447–454.
- Robinson, R. A., & W. J. Sutherland. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *J. Appl. Ecol.* 39: 157–176.
- Robinson, R. A., J. D. Wilson, & H. Q. P. Crick. 2001. The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. *J. Appl. Ecol.* 38: 1059–1069.
- Rodríguez Mata, J., F. Erize, & M. Rumboll. 2006. *Aves de Sudamérica: guía de campo* Collins. No Passeriformes. Desde ñandúes a carpinteros. Letemendia casa editora. Buenos Aires, Argentina.
- Romero, I. P., M. Codesido, & D. N. Bilenca. 2015. Nest building by Monk Parakeets *Myiopsitta monachus* in urban parks in Buenos Aires, Argentina: are tree species used randomly? *Ardeola* 62: 323–333.
- Sagario, M. C., V. R. Cueto, & J. Lopez de Casenave. 2014. Movement patterns of three species of sparrows in the central Monte desert: differences between and within species. *Emu* 114: 268–276.
- Sala, O. E., F. S. Chapin III, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D. M. Lodge, H. A. Mooney, M. Oesterheld, N. LeRoy Poff, M. T. Sykes, B. H. Walker, M. Walker, & D. H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*. 287: 1770–1774.
- Salvador, S. A., & L. A. Salvador. 1986. Nota sobre la reproducción del misto (*Sicalis luteola*) en Córdoba, Argentina. *Hornero* 12: 274–280.
- Sarasola, J. H., & J. J. Negro. 2006. Role of exotic tree stands on the current distribution and social behaviour of Swainson's hawk, *Buteo swainsoni* in the Argentine Pampas. *J. Biogeogr.* 33: 1096–1101.
- Satorre, E. H. 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Cienc. Hoy* 15: 24–31.
- Sherfy, M. H., M. J. Anteau, & A. A. Bishop. 2011. Agricultural practices and residual corn during spring crane and waterfowl migration in Nebraska. *J. Wildl. Manage.* 75: 995–1003.
- SIIA. 2016. (SIIA) Sistema Integrado de Información Agropecuaria. Estimaciones agrícolas. Programa de Servicios Agrícolas Provinciales, Ministerio de Agroindustria, Argentina. Datos

- Silver, R. 1984. Prolactin and parenting in the pigeon family. *J. Exp. Zool.* 232: 617–625.
- Siriwardena, G. M., S. R. Baillie, S. T. Buckland, R. M. Fewster, J. H. Marchant, & J. D. Wilson. 1998. Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *J. Appl. Ecol.* 35: 24–43.
- Siriwardena, G. M., S. R. Baillie, H. Q. P. Crick, & J. D. Wilson. 2000. The importance of variation in the breeding performance of seed-eating birds in determining their population trends on farmland. *J. Appl. Ecol.* 37: 128–148.
- Soriano, A., & M. R. Aguiar. 1998. Estructura y funcionamiento de los agroecosistemas. *Cienc. Invest.* 50: 63–73.
- Soriano, A., R. J. C. León, O. E. Sala, R. S. Lavado, V. A. Deregibus, M. A. Cauhépé, O. A. Scaglia, C. A. Velázquez, & J. H. Lemcoff. 1991. Río de la Plata grasslands. Pp. 367–407 en Coupland, R. T. (ed). *Ecosystems of the world, vol. 8A. Natural grasslands: introduction and Western Hemisphere.* Elsevier. Amsterdam, Holanda.
- Spreyer, M. F., & E. H. Bucher. 1998. Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*). Pp. 1–23 en Poole, A. & F. Gill (eds). *The birds of North America (Vol. 322).* Philadelphia, EEUU.
- Stephens, P. A., R. P. Freckleton, A. R. Watkinson, & W. J. Sutherland. 2003. Predicting the response of farmland bird populations to changing food supplies. *J. Appl. Ecol.* 40: 970–983.
- Stoate, C., A. Báldi, P. Beja, N. D. Boatman, I. Herzon, A. van Doorn, G. R. de Snoo, L. Rakosy, & C. Ramwell. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review. *J. Environ. Manage.* 91: 22–46.
- Suárez, F., V. Garza, J. J. Oñate, E. L. García de la Morena, A. Ramírez, & M. B. Morales. 2004. Adequacy of winter stubble maintenance for steppe passerine conservation in central Spain. *Agric. Ecosyst. Environ.* 104: 667–671.
- Subramanya, S. 1994. Non-random foraging in certain bird pests of field crops. *J. Biosci.* 19: 369–380.
- Sutherland, W. J. 2004. A blueprint for the countryside. *Ibis* 146: 230–238.
- Teillard, F., F. Jiguet, & M. Tichit. 2015. The response of farmland bird communities to agricultural intensity as influenced by its spatial aggregation. *PLoS ONE.* 10(3): e0119674. doi: 10.1371/journal.pone.0119674.
- Tejeda-Cruz, C., & W. J. Sutherland. 2004. Bird responses to shade coffee production. *Anim. Conserv.* 7: 169–179.

- Tilman, D., K. G. Cassman, P. A. Matson, R. Naylor, & S. Polasky. 2002. Agriculture sustainability and intensive production practices. *Nature* 418: 671–677.
- Tilman, D., J. Fargione, B. Wolff, C. D. Antonio, A. Dobson, R. Howarth, D. Schindler, W. H. Schlesinger, D. Simberloff, & D. Swackhamer. 2001. Forecasting agriculturally driven environmental change. *Science* 292: 281–284.
- Trigo, E. J., & E. J. Cap. 2003. The impact of the introduction of transgenic crops in Argentinean agriculture. *AgBioForum* 6: 87–94.
- Tucker, G. M. 1992. Effects of agricultural practices on field use by invertebrate-feeding birds in winter. *J. Appl. Ecol.* 29: 779–790.
- USDA. 2016. (USDA) United States Department of Agriculture. Agricultural Research Service. Food composition databases. Disponible <http://ndb.nal.usda.gov/ndb/search/list>.
- VanBeek, K. R., J. D. Brawn, & M. P. Ward. 2014. Does no-till soybean farming provide any benefits for birds? *Agric. Ecosyst. Environ.* 185: 59–64.
- Vega, E., G. Baldi, E. G. Jobbágy, & J. Paruelo. 2009. Land use change patterns in the Río de la Plata grasslands: The influence of phytogeographic and political boundaries. *Agric. Ecosyst. Environ.* 134: 287–292.
- Verhulst, J., A. Báldi, & D. Kleijn. 2004. Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. *Agric. Ecosyst. Environ.* 104: 465–473.
- Vickery, J. A., R. B. Bradbury, I. G. Henderson, M. A. Eaton, & P. V. Grice. 2004. The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biol. Conserv.* 119: 19–39.
- Vickery, J. A., R. E. Feber, & R. J. Fuller. 2009. Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 133: 1–13.
- Vickery, J., J. Tallowin, R. Feber, E. Asteraki, P. Atkinson, R. Fuller, & V. Brown. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *J. Appl. Ecol.* 38: 647–664.
- Viglizzo, E. F., & E. Jobbágy. 2010. Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental. Viglizzo, E. F. & E. Jobbágy (eds). Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Volante, J., J. Mosciaro, M. Morales Poclava, L. Vale, S. Castrillo, J. Sawchik, G. Tiscornia, M. Fuente, I. Maldonado, A. Vega, R. Trujillo, L. Cortéz, & J. Paruelo. 2015. Expansión agrícola en Argentina, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Chile entre 2000-2010. Caracterización espacial mediante series temporales de índices de vegetación. *Rev. Investig. Agropecu.* 41: 179–191.

- Volpe, N. L., & R. M. Aramburú. 2011. Preferencias de nidificación de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en un área urbana de Argentina. *Ornitol. Neotrop.* 22: 111–119.
- Warburton, L. S., & M. R. Perrin. 2006. The Black-cheeked Lovebird (*Agapornis nigrigenis*) as an agricultural pest in Zambia. *Emu* 106: 321–328.
- Westbury, D. B., S. R. Mortimer, A. J. Brook, S. J. Harris, R. Kessock-Philip, A. R. Edwards, K. Chaney, P. Lewis, S. Dodd, D. L. Buckingham, & W. J. Peach. 2011. Plant and invertebrate resources for farmland birds in pastoral landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 142: 266–274.
- Weyland, F., J. Baudry, & C. M. Ghera. 2014. Rolling Pampas agroecosystem: which landscape attributes are relevant for determining bird distributions? *Rev. Chil. Hist. Nat.* 1: 1–12.
- Whelan, C. J., J. S. Brown, & A. E. Hank. 2015. Diet preference in the House Sparrow *Passer domesticus*: hooked on millet? *Bird Study* 62: 1–5.
- Whitehead, S. C., J. Wright, & P. A. Cotton. 1995. Winter field use by the European Starling *Sturnus vulgaris*: habitat preferences and the availability of prey. *J. Avian Biol.* 26: 193–202.
- Whittingham, M. J., & C. L. Devereux. 2008. Changing grass height alters foraging site selection by wintering farmland birds. *Basic Appl. Ecol.* 9: 779–788.
- Whittingham, M. J., C. L. Devereux, A. D. Evans, & R. B. Bradbury. 2006. Altering perceived predation risk and food availability: Management prescriptions to benefit farmland birds on stubble fields. *J. Appl. Ecol.* 43: 640–650.
- Whittingham, M. J., & K. L. Evans. 2004. The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* 146: 210–220.
- Wiersma, P. 1996. Family Charadriidae (Plovers). Pp. 384–443 en del Hoyo, J., A. Elliot, & J. Sargatal (eds). *Handbook of the Birds of the World. Vol. 3. Hoatzon to Auks.* Lynx Edicions. Barcelona, España.
- Willson, M. F. 1971. Seed selection in some North American finches. *Condor* 73: 415–429.
- Wilson, J. D., A. J. Morris, B. E. Arroyo, S. C. Clark, & R. B. Bradbury. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agric. Ecosyst. Environ.* 75: 13–30.
- Wilson, J. D., R. Taylor, & L. B. Muirhead. 1996. Field use by farmland birds in winter: an analysis of field type preferences using resampling methods. *Bird Study* 43: 320–332.
- Yen, J. T., A. H. Jensen, T. Hymowitz, D. H. Baker. 1973. Utilization of different varieties of raw soybeans by male and female chicks. *Poultry Science* 52: 1875–1882.
- Zaccagnini, M. E., & S. Canavelli. 1998. El manejo integrado de plagas (MIP): su aplicación a la resolución de problemas con aves perjudiciales a la agricultura. Pp. 15–30 en Rodríguez, E. N.

& M. E. Zaccagnini (eds). Manual de capacitación sobre manejo integrado de aves perjudiciales a la agricultura. FAO. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Dirección General de Servicios Agrícolas (Uruguay) y SENASA. Entre Ríos, Argentina.

Zalba, S. M., & N. C. Cozzani. 2004. The impact of feral horses on grassland bird communities in Argentina. *Anim. Conserv.* 7: 35–44.

Zalba, S. M., & C. B. Villamil. 2002. Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biol. Invasions* 4: 55–72.

Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. 3rd edition. Prentice Hall. Upper Saddle River, EEUU.

Zufiaurre, E., A. Abba, D. Bilenca, & M. Codesido. 2016. Role of landscape elements on recent distributional expansion of European Starlings (*Sturnus Vulgaris*) in agroecosystems of the Pampas, Argentina. *Wilson J. Ornithol.* 128: 306–313.

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

## APÉNDICE

A.1. Sitios elegidos y ubicación aproximada dentro de la Región Pampeana incluida en la provincia de Buenos Aires. Los lotes fueron seleccionados tanto adentro de cada establecimiento, así como en sus alrededores, por lo que en cada sitio se muestrearon varios establecimientos.

Sitio	Establecimientos	Partido	Unidad ecológica	Coordenadas
1	Santa Rosa/La Carreta	Coronel Suárez	P. Austral	S37.22890 W61.80542
2	San Julián/La Delia	Coronel Pringles	P. Austral	S38.03712 W61.39060
3	La Torcacita	González Chávez	P. Austral	S38.13015 W60.59972
4	Manantiales	San Cayetano	P. Austral	S38.38142 W59.80024
5	El Rosario/Las Mercedes	Lobería	P. Austral	S38.05774 W58.73042
6	Pelerí	Pellegrini	P. I. Arenosa	S36.28232 W63.36974
7	Santa Marta	Trenque Lauquén	P. I. Arenosa	S35.87484 W63.04472
8	Auca Loo	Saliquelló	P. I. Arenosa	S36.45612 W62.61438
9	Don Remigio	Rivadavia	P. I. Arenosa	S35.48956 W63.28954
10	Los Médanos/El Triángulo	Adolfo Alsina	P. I. Arenosa	S36.86716 W63.34877
11	Santa Marta	Lincoln	P. I. Plana	S34.65000 W61.41106
12	La Providencia	Carlos Tejedor	P. I. Plana	S35.12408 W62.48180
13	La Meca	General Villegas	P. I. Plana	S34.73385 W63.22158
14	San Juan/Los Tambos	Pehuajó/Hipólito Irigoyen	P. I. Plana	S36.12689 W61.50154
15	Santa Elena de Inchauspe	9 de Julio	P. I. Plana	S35.55859 W61.13694
16	El Bosque	Chivilcoy	P. Ondulada	S34.91554 W60.18228
17	El Tatay	Carmen de Areco	P. Ondulada	S34.35387 W59.94208
18	El Haras	Salto	P. Ondulada	S34.30102 W60.05633
19	INTA Pergamino	Pergamino	P. Ondulada	S33.95063 W60.54673
20	Hermanos Laplace	Rojas	P. Ondulada	S34.14064 W60.72317
21	Hinojales	General Alvear	P. Deprimida	S36.01007 W59.70068
22	Los Gateados	Pila	P. Deprimida	S36.55213 W58.47694
23	San Miguel del Temporal	General Belgrano	P. Deprimida	S36.03801 W58.59920
24	Omaniki	Rauch	P. Deprimida	S36.53813 W59.13494
25	El Trébol/El Erial	Ayacucho	P. Deprimida	S37.11340 W58.11939