

TESIS DE DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Tendencia de la ocupación espacial por aves en la región Pampeana Argentina y su relación con el uso de la tierra

por

Mag. Jaime Nicolás BERNARDOS

Director: Dr. Joaquín Luis Navarro

Co-Director: Ph.D. Jeffrey James Thompson

**Lugar de Trabajo: Estación Experimental Agropecuaria Anguil “Ing. Guillermo
Covas”. Anguil, La Pampa. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.**



FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, FÍSICAS Y NATURALES

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA

Córdoba, Argentina

2015

COMISIÓN ASESORA

Dr. Joaquín Luis Navarro, Universidad Nacional de Córdoba

Dr. Marcelo Zak, Universidad Nacional de Córdoba

Dr. Adolfo Beltzer, Instituto Nacional de Limnología

DEFENSA ORAL Y PUBLICA

Lugar y Fecha:

Calificación:

TRIBUNAL

Firma

Aclaración

Firma

Aclaración

Firma

Aclaración

Dedicatoria

A Silvia y Alejo, con todo mi amor

*A mis padres, quienes me inculcaron la
importancia del estudio*

Agradecimientos

Al llegar al momento final de una ardua etapa de trabajo, no puedo dejar de expresar mi alegría de concluir mi tesis, que difícilmente hubiera concluido sin el apoyo desinteresado de muchas personas e instituciones, a quienes quiero agradecer particularmente.

Este trabajo no hubiera sido posible sin el apoyo Institucional del INTA por medio de la Beca N° 947/08 y de los Proyectos AERN 292221 y 2622. Parte del financiamiento del relevamiento de aves de campo fue otorgado por US Fish and Wildlife Service (Grant # 98210-1- G958), the Western Hemisphere International Office (1997–2002) y the Neotropical Migratory Bird Conservation Act (2003–2005) (Grant # 2534). Las organizaciones financiadoras no tuvieron incidencia en el diseño del estudio, toma de datos, análisis ni preparación del manuscrito.

A la primer persona que quiero agradecer es a María Elena Zaccagnini, quien me invitó a trabajar en su equipo de INTA, posibilitó y alentó el desarrollo de mi doctorado. Todo el estudio se basó en los datos generados por el Monitoreo Regional de Aves que María Elena inició y desarrolló, quien de forma altruista cedió para este estudio

A mis directores, Joaquín Navarro y Jeffrey Thompson, quienes me abrieron la mente y estuvieron de soporte en el desarrollo del trabajo con acertadas sugerencias y puntos de vista que mejoraron el manuscrito.

A los miembros de la Comisión Asesora y Jurado, Dres. Marcelo Zak, Adolfo Beltzer y Juan Masello por su interés en mi trabajo y contribuciones.

Quiero agradecer especialmente a Andrea Goijman, con quien, a la distancia, discutimos aspecto del tratamiento y análisis de datos, a Mike Conroy quien, con toda su expertise, me ayudó a desarrollar los modelos más adecuados y a Noelia Calamari por su ayuda en la organización de las bases de datos, a Daniel Estelrich y Francisco Babinec por su revisión de los varios avances del manuscrito.

A todo el equipo de trabajo de INTA del que me enorgullece formar parte: Laura Solari, Laura Medero, Gregorio Gavier, Andrea Goijman, Julieta De Carre, Belén Poliserpi, Brenda Riera, Yanina Sica, Romina Suárez, Jimena Damonte, Julie Brodeur,

Noelia Calamari, Sonia Canavelli, Laura Addy Orduna, Sebastián Dardanelli, Lucía Bernad, María Elena Zaccagnini, Pablo Tittonell y Julieta Von Thungen.

No puedo dejar de agradecer a mis compañeros de la EEA Anguil: Federico Frank, Lorena Carreño, Zinda Roberto, Mauricio Farrell, Pascual Vitale, Emilio Vitale, Laura Boyero, Marcelo Noguerol, Viviana Tejeda, Roberto Stellin, Raúl Richter, Ricardo Garro, Lucas Ramos, Flavia Epuñán, Luz Lardone, José Gobbi, Marcos Cuevas, Gustavo Moyano, Francisco Etchart, y Niriam Gatica. Un reconocimiento particular para Edgardo Adema por su total apoyo y sostén para avanzar con el trabajo, para Francisco Babinec, a quien martiricé con modelos y análisis, para Pablo Vázquez por su apoyo en la confección de los mapas, para Luisina del Greco por sus revisiones de estilo y a los genios de la informática Lucas Schab y Darío Fernández quienes me ayudaron a resolver el manejo de datos. Gracias Pablo Uruñuela y Juan Pablo Bruno por su apoyo, seguimiento de mis avances y ayudarme a estar al día con las exigencias formales de mi beca. También quiero agradecer el apoyo brindado por las autoridades del Centro Regional y de la Experimental: Ricardo Thornton, Roberto Torrado, Jesús Pérez Fernández y Alberto Quiroga.

A mis colegas de la Cátedra de Ecología I, Varinia Jouve y Maximiliano Galmes que sufrieron las vicisitudes de todo el proceso. A mis colegas de la facultad Alberto Pilati, Susana Alvarez y Graciela Bazan por todo su apoyo.

Quiero agradecer muy especialmente a mis amigos que están a la distancia: Augusto Zanela, Hernán Villegas, Silvana Zambelli y Gabriela Antenson. También a mis amigos, a quienes dejé abandonados en este último tiempo: Omar (Cacho) del Ponti, Fabio (Fabito) Gaviot, Daniel Estelrich, José Wagner y Fernando (el indio) Rossi.

Obviamente todo este trabajo contó con el apoyo de toda mi familia, gracias a mis padres Irene y Jaime y a mis hermanos, Gonzalo y Luciano. También a María, Claudia Ana, Raúl, Analuz, Gonzalo, Ezequiel, Agustín y Abril

Por último y los más importantes, quiero agradecer el “aguante” y la paciencia que me tuvieron mi esposa Silvia y mi hijo Alejo, al acompañarme en este desafío. Nuevamente, muchas gracias!!

Índice

Índice de Figuras	1
Índice de Tablas.....	4
Abreviaturas.....	6
Resumen	7
Abstract.....	7
Capítulo 1	
Introducción.....	9
Capítulo 2	
La detectabilidad imperfecta y su incidencia en la estimación de la abundancia poblacional	13
2.1. Antecedentes en métodos de estimación de abundancia	13
2.2. Fundamentos teóricos de la estimación de la ocupación	14
2.3. Materiales y métodos.....	17
2.3.1. Área de estudio	17
2.3.2. Recolección de datos	19
2.3.3. Diseño del muestreo	20
2.3.4. Metodología de estimación a campo de la abundancia de aves	21
2.3.5. Metodología de estimación de la ocupación	22
Capítulo 3	
Características del ambiente a escala regional que afectan a la ocurrencia de aves en agroecosistemas de la región Pampeana Argentina.....	25
3.1. Introducción.....	25
3.2. Materiales y métodos.....	27
3.2.1. Área de estudio	27
3.2.2. Características relevantes de las especies en estudio	28
3.2.3. Diseño de muestreo	30
3.2.4. Análisis de Datos. Estimación de la detección y de la ocupación.....	30
3.3. Resultados.....	34
3.3.1. Detectabilidad.....	34
3.3.2. Ocupación.....	35
3.3.3. Asociación de las covariables con la ocupación de <i>Sturnella superciliaris</i>	37

3.3.4. Asociación de las covariables con la ocupación de <i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	37
3.3.5. Asociación de las covariables con la ocupación de <i>Ammodramus humeralis</i>	37
3.3.6. Asociación de las covariables con la ocupación de <i>Athene cunicularia</i>	38
3.3.7. Asociación de las covariables con la ocupación de <i>Milvago chimango</i>	38
3.3.8. Asociación de las covariables con la ocupación de <i>Nothura maculosa</i>	39
3.4. Discusión.....	43
Capítulo 4	
Tendencia en la ocupación de aves en la región Pampeana Argentina.....	47
4.1. Introducción.....	47
4.2. Materiales y Métodos.....	48
4.2.1. Estimación de la detección y ocupación.....	48
4.2.2. Tendencia de la probabilidad de ocupación en el tiempo.....	49
4.3. Resultados.....	50
4.3.1. Detectabilidad.....	50
4.3.2. Probabilidad de ocupación inicial y tendencia en la ocupación.....	56
4.4. Discusión y conclusiones.....	59
Capítulo 5	
Tendencia poblacional y asociación a los tipos de cobertura vegetal de la paloma torcaza en agroecosistemas pampeanos.....	67
5.1. Introducción.....	67
5.2. Materiales y métodos.....	69
5.3. Resultados.....	75
5.4. Discusión.....	82
Capítulo 6	
Consideraciones finales.....	87
Bibliografía.....	91
Apéndice 1.....	107
Apéndice 2.....	123

Índice de Figuras

Figura 1. Área de estudio y ubicación de las transectas de muestreo.....	19
Figura 2. Área de estudio. En la ampliación de la derecha se presenta la disposición de las rutas de observación de aves y coberturas de vegetación.	28
Figura 3. Ocupación esperada de las especies de aves en función de la Latitud y de la Longitud para la región Pampeana Argentina.	39
Figura 4. Ocupación esperada de las especies de aves en función de la cobertura de pastizal natural y pasturas perennes para la región Pampeana Argentina.	40
Figura 5. Ocupación esperada de las especies de aves en función de la cobertura de soja, maíz, otros cultivos anuales y de cultivos anuales en general para la región Pampeana Argentina.....	41
Figura 6. Ocupación esperada de las especies de aves en función de la cobertura de Monte, Monte natural, Monte Artificial y del índice de Diversidad de Shannon para la región Pampeana Argentina.	42
Figura 7. Variación temporal de la proporción de coberturas vegetales durante el período 2003- 2012 para la región Pampeana Argentina.	51
Figura 8. Probabilidad de detección por año para <i>Ammodramus humeralis</i> (a) <i>Sturnella superciliaris</i> (b) y <i>Nothura maculosa</i> (c).	52
Figura 9. Probabilidad de detección por año para <i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (a), <i>Athene cunicularia</i> (b) y <i>Milvago chimango</i> (c).	53
Figura 10. Variación de la Probabilidad de detección por la proporción de estrato bajo (izquierda) y la franja horaria (derecha) para <i>Ammodramus humeralis</i> (a), <i>Athene cunicularia</i> (b) y <i>Nothura maculosa</i> (c).....	54
Figura 11. Variación de la Probabilidad de detección por la proporción de estrato bajo (izquierda) y la franja horaria (derecha) para <i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (a), <i>Athene cunicularia</i> (b) y <i>Milvago chimango</i> (c).	55
Figura 12. Probabilidad de Ocupación para el primer año (izquierda) y tendencia en la ocupación (derecha) para <i>Ammodramus humeralis</i> (A), <i>Sturnella superciliaris</i> (B) y <i>Nothura maculosa</i> (C) en la región Pampeana Argentina. Período 2003-2012.	57
Figura 13. Probabilidad de Ocupación para el primer año (izquierda) y tendencia en la ocupación (derecha) para <i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (A), <i>Athene</i>	

<i>cunicularia</i> (B) y <i>Milvago chimango</i> (C) en la región Pampeana Argentina. Período 2003- 2012.	58
Figura 14. Esquema de Análisis de los datos (sección 1).....	72
Figura 15 .Esquema de Análisis de datos (sección 2)	73
Figura 16. Relación de las covariables incluidas en los modelos más verosímiles para cada año y la densidad esperada de palomas torcaza por hectárea para la región Pampeana Argentina.....	79
Figura 17. Densidad esperada de palomas torcaza en relación el tipo de cobertura donde se encontró posada en el momento del censo en los modelos más verosímiles para cada año para la región Pampeana Argentina.	80
Figura 18. Densidad entre los años 2003 y 2005 de paloma torcaza (ind/ha) (a) y en el año 2012 (b) para la región Pampeana Argentina.	81
Figura 19. Tasa de crecimiento (λ) entre los años 2003 y 2012 de la paloma torcaza en la región Pampeana Argentina.	82
Figura 20. Parámetros del modelo promedio ponderado de ocupación para <i>Sturnella superciliaris</i>	107
Figura 21. Asociación entre los parámetros del modelo promedio ponderado y la ocupación para <i>Sturnella superciliaris</i>	108
Figura 22. Parámetros del modelo promedio de ocupación para <i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	110
Figura 23. Ocupación esperada en función de las covariables seleccionadas en el modelo promedio para <i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	111
Figura 24. Parámetros del modelo promedio de ocupación para <i>Ammodramus humeralis</i>	113
Figura 25. Ocupación esperada en función de las covariables seleccionadas en el modelo promedio para <i>Ammodramus humeralis</i>	114
Figura 26. Parámetros del modelo promedio de ocupación para <i>Athene cunicularia</i>	116
Figura 27. Ocupación esperada en función de las covariables seleccionadas en el modelo promedio para <i>Athene cunicularia</i>	117
Figura 28. Parámetros del modelo promedio de ocupación para <i>Milvago chimango</i>	119
Figura 29. Ocupación esperada en función de las covariables seleccionadas en el modelo promedio para <i>Milvago chimango</i>	119
Figura 30. Parámetros del modelo promedio de ocupación para <i>Nothura maculosa</i>	121

Figura 31. Ocupación esperada en función de las covariables seleccionadas en el modelo promedio para <i>Nothura maculosa</i>	122
Figura 32. Relación entre el tamaño del grupo de palomas torcaza (<i>Zenaida auriculata</i>) y la distancia de detección por año para la región Pampeana en el período 2003-2012.....	123
Figura 33. Histogramas de distancias de detección y función de detectabilidad Hazard rate para grupos de paloma torcaza con diferentes intervalos de clase.....	124
Figura 34. Histogramas de distancias de detección y función de densidad de probabilidad para grupos de paloma torcaza con diferentes funciones:	125

Índice de Tablas

Tabla 1. Cantidad de transectas monitoreadas en el período 2003- 2012 en la región Pampeana Argentina.....	20
Tabla 2. Listado de especies focales del Programa de Monitoreo Regional de aves, realizado por el INTA.	21
Tabla 3. Clasificación de los tipos de cobertura.....	22
Tabla 4. Hipótesis y modelos evaluados sobre las variables que afectan a la detectabilidad de las especies aves	32
Tabla 5. Modelos de ocupación evaluados	32
Tabla 6. Probabilidad de detección promedio	34
Tabla 7. Modelos de ocupación. Evaluación de las covariables que inciden en la probabilidad de detección	34
Tabla 8. Modelos de ocupación evaluados para seis especies de aves <i>Sturnella superciliaris</i> , <i>Ammodramus humeralis</i> , <i>Lepidocolaptes angustirostris</i> , <i>Milvago chimango</i> , <i>Nothura maculosa</i> y <i>Athene cunicularia</i> con Cuasi Criterio de Información de Akaike (QAICc) y el peso de QAICc (Wi).....	36
Tabla 9. Coeficientes beta de los Modelos de ocupación promedio evaluados para seis especies de aves <i>Sturnella superciliaris</i> , <i>Ammodramus humeralis</i> , <i>Lepidocolaptes angustirostris</i> , <i>Milvago chimango</i> , <i>Nothura maculosa</i> y <i>Athene cunicularia</i>	36
Tabla 10. Modelos promedio utilizados para la estimación de la ocupación y de la detección	49
Tabla 11. Pendientes de la relación entre la detección y la ocupación para seis especies de aves evaluadas en el período 2003- 2012 en la región Pampeana Argentina	56
Tabla 12. Descripción de las covariables incluidas en los modelos de estimación de la densidad de la paloma torcaza.	70
Tabla 13 Modelos de muestreo de distancias jerárquicos (HDS) evaluados para la estimación de la densidad de paloma torcaza.....	74
Tabla 14. Número de palomas torcaza (<i>Zenaida auriculata</i>) contadas y tamaño medio de grupo en la región Pampeana durante el período 2003 -2012.	75

Tabla 15. Resumen de coeficientes de determinación y pendiente de la regresión entre el tamaño del grupo de palomas y la distancia de detección en la región Pampeana durante el período 2003 -2012.	76
Tabla 16. Resumen de los valores p del test de Freeman – Tukey para evaluar el ajuste de las funciones de detección con intervalos de clase de 15 m, 30 m, 50 m y 80 m para cada año por bootstrap paramétrico.	76
Tabla 17. Clasificación de los dos modelos más verosímiles de las funciones de detección exponencial negativa con covariables para los años 2003-2012, basados en el menor AIC.....	77
Tabla 18. Clasificación de los dos modelos más verosímiles para la densidad con la función de detección exponencial negativa para los años 2003-2012, basados en el menor AIC.	78
Tabla 19. Modelos de ocupación seleccionados para <i>Sturnella superciliaris</i>	107
Tabla 20. Modelos de ocupación evaluados para <i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	109
Tabla 21. Modelos de ocupación evaluados para <i>Ammodramus humeralis</i>	112
Tabla 22. Modelos de ocupación seleccionados para el modelo promedio para <i>Ammodramus humeralis</i>	112
Tabla 23. Modelos de ocupación evaluados para <i>Athene cunicularia</i>	115
Tabla 24. Modelos de ocupación seleccionados para el modelo promedio para <i>Athene cunicularia</i>	115
Tabla 25. Modelos de ocupación evaluados para <i>Milvago chimango</i>	118
Tabla 26. Modelos de ocupación evaluados para <i>Nothura maculosa</i>	120
Tabla 27. Comparación múltiple del tamaño medio de grupo de palomas torcaza (<i>Zenaida auriculata</i>) entre años para la región Pampeana	123
Tabla 28. Clasificación de las funciones de detección evaluadas para cada año con intervalos de clase de 15 m para los grupos de palomas torcaza en la región Pampeana.	126

Abreviaturas

Ψ : Probabilidad de ocupación

AIC: Criterio de Información de Akaike

CEB: Cobertura del estrato bajo

INTA: Instituto Nacional de Tecnología agropecuaria

P: Probabilidad de detección

PAO: Proporción de área ocupada

QWAICc: Peso Ponderado del Cuasi Criterio de Información de Akaike

Resumen

La región Pampeana Argentina es una vasta área dedicada a la producción agropecuaria desde hace más de un siglo. En los últimos 20 años, ha sufrido una importante modificación en su estructura y funcionamiento, pasando de un sistema productivo agrícola-ganadero tradicional a uno preponderantemente agrícola, con la introducción del paquete tecnológico de siembra directa asociado a herbicidas e insecticidas. El Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) inició en el año 2003 un Programa de Monitoreo Regional de Aves en la región Pampeana, a fin de evaluar el estado y la tendencia de la abundancia de las poblaciones de aves. Las actividades de campo se realizaron durante los primeros 20 días de enero de cada año, disponiendo 30 puntos equidistantes a 1 km de distancia, sobre transectas de 29 km de largo en caminos secundarios y terciarios, llegando a un total de 23490 puntos en los diez años de estudio. En cada punto de muestreo se registró la presencia de aves, la distancia de observación de 20 especies focales, y se caracterizó el tipo de cobertura vegetal. Se estimó la probabilidad de ocupación y de detección de seis especies de aves habituales en la región, pertenecientes a diferentes gremios tróficos, y sin problemas de conservación conocidos: *Sturnella superciliaris*, *Ammodramus humeralis*, *Lepidocolaptes angustirostris*, *Milvago chimango*, *Nothura maculosa* y *Athene cunicularia*. Además, para *Zenaida auriculata* se estimó la densidad por medio del muestreo de distancias jerárquico. Se generaron modelos predictivos de la ocupación y de la densidad, basados en las coberturas vegetales presentes a dos escalas espaciales, y se estimó la tendencia en la ocupación para las especies arriba mencionadas, para el período 2003-2012. Se encontró que de las siete especies de aves estudiadas, cuatro (*S. superciliaris*, *N. maculosa*, *A. cunicularia* y *L. angustirostris*) exhibieron tendencias decrecientes en la ocupación asociadas a los cambios en el uso de la tierra, mientras que *A. humeralis*, *Z. auriculata* y *M. chimango* incrementaron su abundancia y resultaron favorecidas por el actual sistema productivo. Es de esperar que los factores de presión sobre el ambiente productivo en la región Pampeana continúen y que, como consecuencia, se incremente la brecha entre las especies más y menos beneficiadas por la intensificación agropecuaria, originando mayores conflictos con la producción agrícola y problemas de conservación de la biodiversidad. Esto pone de manifiesto la relevancia de la realización de programas de monitoreo como el presente, que aporten información para delinear políticas de desarrollo productivo agropecuario que incorporen la conservación de la biodiversidad.

Abstract

The Pampas of Argentina is an extensive area that has been largely dedicated to agricultural production for over a century. During the past 20 years the pampas have undergone major changes in land use and management, moving from a traditional mixed agricultural and livestock production to a predominantly row crop system related to the introduction of no-till technology associated herbicide and insecticide application. In 2003, the National Agricultural Technology Institute (INTA) initiated a program of regional bird monitoring program in the Pampas region to assess the status and trends in abundance of bird populations. Sampling was conducted during the first twenty days of January during 2003 - 2012, along 29 km long transect located on secondary and tertiary roads. Transects were comprised of 30 sampling points separated by one kilometer, totaling 23490 points during the ten years study. At each sampling point the detection of all bird species was recorded, as well as the distance from the observers of 20 focal species and the type of vegetation characterized. Using point count data from a regional avian monitoring project, we estimated occupancy and detection probabilities for six common bird species in different trophic guilds (*Sturnella superciliaris*, *Ammodramus humeralis*, *Lepidocolaptes angustirostris*, *Milvago chimango*, *Nothura maculosa* and *Athene cunicularia*) during 2003-2012 as a function of vegetative cover at two spatial scales to investigate the effects of large-scale changes in agricultural land use. In addition we estimated density of *Zenaida auriculata* using hierarchical distance sampling in relation to vegetative cover over the same time period. Four of the seven species, *S. superciliaris*, *N. maculosa*, *A. cunicularia* y *L. angustirostris*, exhibited downward trends in occupancy associated with changes in land use during the study period, while occupancy of *A. humeralis* and *M. chimango* and density of *Z. auriculata* increased under the current production system. It is expected that continuing land use practices will further exacerbate the division between species that are affected negatively and positively by current agricultural trends, causing greater conflicts with agricultural production and negatively affecting biodiversity conservation. This highlights the importance of monitoring programs that this research is based to provide information for delineating agricultural development policies that incorporate biodiversity conservation.

Capítulo 1

1.1. Introducción

En las últimas décadas los cambios generados por la agricultura sobre la superficie terrestre han tenido un fuerte impacto (Hooke y Martín-Duque 2012). En particular, los mayores cambios a escala mundial en el uso de la tierra y tipo de cobertura han involucrado aumentos en los cultivos de cosecha, a expensas de bosques, pastizales y humedales (Richards 1990, Vitousek *et al.* 1997, Pongratz *et al.* 2008), reconociéndose a la agricultura como una de las alteraciones más significativas sobre el ambiente global (Matson *et al.* 1997). En este sentido, Foley *et al.* (2005) consideran que las tierras agrícolas conjuntamente con las pasturas se han transformado en uno de los biomas más grandes del planeta.

La actual agricultura a escala mundial presenta tendencias crecientes en el consumo de nitrógeno y fósforo como fertilizantes básicos desde la década del '60 hasta la actualidad, y aumentos tanto en la producción como en la importación de pesticidas, asociados a un incremento en el área dedicada a cultivos (Tilman *et al.* 2001, 2002). Los efectos de la agricultura moderna sobre el ambiente se encuentran a toda escala espacial, desde local a global (Matson *et al.* 1997). La principal incidencia global se observa sobre el clima, a raíz de las emisiones de equivalente CO₂, modificando los ciclos biogeoquímicos y los servicios ecosistémicos (Chapin III *et al.* 2000, Díaz *et al.* 2006), mientras que a escalas espaciales menores, la pérdida de hábitats es el factor preponderante con incidencia negativa sobre muchas especies. Esto genera un efecto conjunto sobre los componentes del ecosistema, en los que la alteración de la diversidad biológica en todos sus niveles de organización ha sido ampliamente documentada (Vitousek *et al.* 1997, Chapin III *et al.* 2000, Foley *et al.* 2005, Díaz *et al.* 2006)

Los cambios ambientales producidos por el hombre han generado una necesidad importante para la conservación de los sistemas ecológicos y han llevado al desarrollo de programas de monitoreo en todo el mundo (Nichols y Williams 2006). El entendimiento de los factores que gobiernan la distribución y ocupación de las especies es un objetivo central de la ecología, y es de fundamental importancia para la biología de la conservación y el manejo (Schmidt y Pellet 2005). Mediante el conocimiento de aquellos factores que

determinan tanto la persistencia como la declinación de las especies bajo estudio, se puede contribuir a revertir la reducción que éstas experimentan, o prevenir su expansión.

El monitoreo de un sistema biológico es un requisito previo a la implementación del manejo activo, permitiendo además un mejor entendimiento biológico sobre el cual dicho manejo puede ser basado (Nichols y Williams 2006). Es fundamental que un sistema de monitoreo refleje unívocamente los cambios en las abundancias de las poblaciones en estudio y no los efectos espurios de la metodología de estimación. Las técnicas que modelan la detectabilidad imperfecta, resuelven este inconveniente (Burnham *et al.* 1980, Buckland *et al.* 1993, Anderson 2001, 2003, MacKenzie *et al.* 2006).

La llanura Pampeana de la Argentina no ha sido la excepción a la tendencia global de modificación de la cobertura vegetal. Ocupa una amplia superficie del centro este del país, con un continuo avance de la frontera agropecuaria desde el este húmedo hacia el oeste semiárido (León *et al.* 1984, Viglizzo *et al.* 1997, 2001, Paruelo *et al.* 2005, 2006, Demarúa *et al.* 2008).

Esta área se ha transformado en un agroecosistema, el cual es sometido por el hombre a frecuentes modificaciones de sus componentes bióticos y abióticos (Soriano y Aguiar 1998, Aizen *et al.* 2009). La introducción de la actividad agrícola en un ambiente natural significa el reemplazo del sistema silvestre por un ensamble de cultivos, ganado, plagas, alambrados, máquinas e instalaciones varias y por la trama de procesos que estos componentes determinan (Courtalon y Busch 2007). A su vez, el disturbio producido por el hombre con las labores agrícolas, origina un nuevo hábitat, el campo de cultivo; generando así la fragmentación de la matriz original. La producción agrícola intensificada de las últimas dos décadas ha sido acompañada por un uso excesivo de sustancias agroquímicas, generando fuertes procesos de pérdida de hábitat y de contaminación (de la Fuente y Suárez 2008) que no sólo afectan directamente la calidad del agua y la microbiología del suelo, sino indirectamente también la diversidad de especies de la vida silvestre, y de las aves en particular. Este grupo biológico es, además, sensible a los cambios en el tipo de coberturas existentes y al uso de la tierra. Las preguntas que se intentan responder en el presente estudio son: ¿Cuál es la relación entre la ocupación de sitios por parte de las aves y el tipo de cobertura presente? ¿Hubo un cambio en la probabilidad de ocupación de sitios en la región Pampeana por parte de las aves en la última década? ¿Cuáles serían las tendencias en la ocupación de las aves la región Pampeana?

El Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) lleva adelante desde el año 2003 el Monitoreo Regional de Aves en la región que estudiando la abundancia de 20 especies consideradas focales y la presencia del resto de las especies de aves. Este monitoreo surgió como respuesta a mortandades masivas de aguiluchos langosteros y el posible impacto sobre otras especies de aves, por lo tanto las 20 especies de aves focales fueron seleccionadas por un grupo de expertos basados en múltiples criterios (e.g. registro mortandades masivas por agroquímicos sufrida por la especie, ser considerada plaga, ser un recurso cinegético, entre otros). A fin de responder a las preguntas antes mencionadas, se seleccionaron siete especies de aves, residentes habituales en la región: *Zenaida auriculata* (Paloma torcaza mediana), *Athene cunicularia* (Lechucita vizcachera), *Sturnella superciliaris* (Pecho colorado), *Milvago chimango* (Chimango), *Lepidocolaptes angustirostris* (Chincherito chico), *Ammodramus humeralis* (Cachilo ceja amarilla) y *Nothura maculosa* (Perdiz chica). Se incluyeron particularmente estas especies por formar parte de diferentes gremios tróficos, áreas de uso (*home range*) y requerimientos de nidificación. La inclusión de *L. angustirostris* se debe a ser la única de estas especies que es común sólo en el Espinal.

Las hipótesis que se formulan son: (1) la composición y configuración espacial de la matriz agrícola determina la probabilidad de ocupación de sitios por las especies de aves; (2) De ser válida esta hipótesis, sería factible conocer y evaluar la tendencia en la ocupación en el tiempo por parte de las aves.

En el capítulo 2 se presentan y discuten las metodologías para el estudio de la abundancia poblacional, con especial énfasis en el modelado de la detectabilidad imperfecta. En el capítulo 3 se estudia la ocupación por parte de *Athene cunicularia*, *Sturnella superciliaris*, *Milvago chimango*, *Lepidocolaptes angustirostris*, *Ammodramus humeralis* y *Nothura maculosa*, y se proponen modelos explicativos de la misma, en base a los tipos de cobertura vegetal y la escala espacial. En el capítulo 4 se analiza la tendencia en la ocupación de las especies de aves arriba mencionadas, en el período 2003-2012 para la región Pampeana. El capítulo 5 estudia la incidencia de los tipos de cobertura vegetal sobre la densidad de *Z. auriculata* y la tendencia de la densidad en el mismo período de tiempo. Por último, en el capítulo 6 se presentan y discuten los principales hallazgos del estudio.

Capítulo 2

La detectabilidad imperfecta y su incidencia en la estimación de la abundancia poblacional

2.1. Antecedentes en métodos de estimación de abundancia

Uno de los aspectos más controversiales del proceso de estimación de la abundancia de organismos es la detectabilidad (Buckland *et al.* 1993, MacKenzie *et al.* 2002), donde habitualmente pocos animales de una población son lo suficientemente conspicuos como para ser detectados en cada muestreo, obteniéndose en consecuencia estimaciones inicialmente sesgadas. Este tópico ha generado importantes debates, donde se puede encontrar sólo a modo de ejemplo el llevado adelante por Anderson (2001, 2003) y Engeman (2003), donde el eje central de la discusión es la detectabilidad imperfecta de los organismos, las aproximaciones metodológicas para solucionar este inconveniente y la validez de cada método.

A partir de la década del 80, hubo importantes avances en desarrollos teóricos para estimar la abundancia, en particular la densidad, y abordar la detección imperfecta. Una de las aproximaciones más sólidas se asienta en los modelos de Captura-Marcado-Recaptura, con un amplio desarrollo como lo propuesto por Pollock y Otto (1983), Pollock *et al.* (1990), Seber (1992), White y Burnham (1999), entre otros. Esta metodología requiere la captura, marcado y liberación de los animales para, en períodos de tiempo posteriores y sucesivos, proceder a la captura de nuevos individuos y a la recaptura de los previamente marcados. En referencia a la instancia de recaptura, se han desarrollado diversas aproximaciones que no requieren la manipulación de los animales, que reducen el estrés de éstos, y que en muchos casos son de menor costo económico (por ejemplo la metodología donde sólo se realiza la identificación visual en las instancias posteriores al marcado inicial - *Mark Resight Methods*) (White 1996, Gardner y Mangel 1996, McClintock y White 2009). En resumen, se obtiene

una historia de capturas para cada individuo, que consiste en una serie de 1 (unos) y 0 (ceros), que refieren a la captura y/o al avistaje del animal, o a su ausencia, respectivamente.

Otra aproximación muy difundida es la basada en el muestreo de distancias (*Distance Sampling*), cuyos principales aportes fueron de Burnham *et al.* (1980) y Buckland *et al.* (1993, 2004). El fundamento central de esta aproximación es la obtención de la función de detección de los organismos en estudio, basada en la distancia entre éstos y el observador. En definitiva, se obtiene una función de detección que debería ser monótona decreciente, que se incorpora como modificador del ancho efectivamente muestreado para la estimación de la densidad.

En situaciones de monitoreo a gran escala, habitualmente se tiene interés en el cambio en la densidad (o abundancia) como variable estado (MacKenzie *et al.* 2006), pero la estimación de dicha densidad es altamente costosa (Pollock *et al.* 2002), llevando en numerosas situaciones a estimar índices de abundancia que no consideran la detectabilidad imperfecta. Una aproximación relativamente nueva que incorpora la detectabilidad en estudios a gran escala, es la metodología de ocupación, propuesta por MacKenzie *et al.* (2002, 2006), la cual señala que realizando visitas a los sitios de muestreo se puede estimar la probabilidad de detección de la especie (p) y la probabilidad de ocupación (ψ), también denominada Proporción de Área Ocupada (PAO).

2.2. Fundamentos Teóricos de la Estimación de la Ocupación

La unidad experimental en esta técnica es el sitio, definido como el espacio en el cual se evaluará la presencia, o ausencia, del organismo o estado de vida de interés. El modo de confirmar la presencia varía desde el contacto visual directo, hasta la obtención de indicios como huellas, pelos, canto o cualquier evidencia inequívoca que denote la presencia del organismo en cuestión. Esta unidad experimental es visitada en períodos sucesivos, en un lapso de tiempo en el cual la población se considera cerrada, para detectar y registrar la presencia o ausencia. En resumen, se obtiene la historia de vida de cada sitio, de manera análoga a lo generado para los individuos cuando se aplica captura-marcado-recaptura (página 15).

La propuesta de MacKenzie *et al.* (2006) modela la probabilidad de un resultado observado como proveniente de un proceso estocástico, donde es posible estimar

simultáneamente tanto los parámetros de ocupación, como de detección. Asimismo, este esquema permite explorar las relaciones de ambos parámetros con factores de hábitat, condición del tiempo, etc. El modelo conceptual asume que ocurren dos procesos estocásticos que afectan el resultado de que una especie sea detectada.

A saber, el sitio puede estar ocupado con probabilidad ψ , o no ocupado, con probabilidad $(1-\psi)$. A su vez, si el sitio está ocupado, pueden existir dos posibilidades: que en una visita sea detectado (p_j), o que no sea detectado ($1-p_j$).

Una historia de detección puede representarse, por ejemplo, como $\mathbf{h}_i=0101$: para indicar que el sitio estuvo ocupado por la especie de interés y que en la primer visita no se detectó a la especie, en la segunda visita sí se la detectó, en la tercer visita no fue detectada, y volvió a ser detectada en la cuarta visita. Asimismo, se puede representar matemáticamente el caso de la siguiente forma:

$$\Pr(\mathbf{h}_i=0101) = \psi (1 - p_1) p_2 (1 - p_3) p_4$$

Si la historia de encuentros fuese $\mathbf{h}_i=0000$, la forma matemática de esto sería:

$$\Pr(\mathbf{h}_i=0000) = \psi (1 - p_1) (1 - p_2) (1 - p_3) (1 - p_4) + (1 - \psi) \quad \text{lo que se reduce a}$$

$$\Pr(\mathbf{h}_i=0000) = \psi \prod_{j=1}^4 (1 - p_j) + (1 - \psi)$$

Asumiendo que las historias de detección para los s sitios son independientes, el modelo de la verosimilitud¹ es el siguiente:

$$L(\psi, p | h_1, h_2, \dots, h_s) = \prod_{i=1}^s \Pr(h_i) \quad \text{y esto se reduce a}$$

¹ La teoría de verosimilitud parte de los datos y el modelo conocido, para estimar los parámetros de dicho modelo. Como consideración general se puede expresar como $\mathcal{L}(\theta|\text{datos, modelo})$, esto es, la verosimilitud del parámetro desconocido, dados los datos y el modelo. En definitiva, la verosimilitud es función del parámetro desconocido θ , que puede calcularse por métodos iterativos para todo el rango de variabilidad de dicho parámetro y hallar el valor más verosímil, dados estos datos y modelo (Burnham y Anderson 2002).

$$L(\psi, p | h_1, h_2, \dots, h_s) = \left[\psi^{S_D} \prod_{j=1}^k p_j^{S_j} (1-p_j)^{S_D-S_j} \right] \left[\psi \prod_{j=1}^k (1-p_j) + (1-\psi) \right]^{S-S_D}$$

Donde S_D es el número de sitios donde la especie fue detectada al menos una vez y S_j es el número de veces en que la especie fue detectada en la visita j .

Si se asume que la probabilidad de detección es constante para todas las ocasiones, se puede modelar el número de detecciones en cada sitio (y_i) como una variable aleatoria binomial

$$\Pr(Y = y_i) = \psi \binom{K}{y_i} p^{y_i} (1-p)^{K-y_i}, y_i > 0$$

$$= \psi (1-p)^K + (1-\psi), y_i = 0$$

Lo presentado es válido si se cumplen los siguientes supuestos:

- (1) La ocupación de los sitios no cambia durante el período del estudio.
- (2) La probabilidad de ocupación es igual para todos los sitios.
- (3) La probabilidad de detectar la especie en una visita, dada su presencia, es igual entre todos los sitios.
- (4) La detección de las especies en cada visita de un sitio es independiente de otras detecciones en otras visitas del sitio.
- (5) Las historias de detección observadas en cada ubicación son independientes.

Esta primer aproximación es demasiado ingenua, al considerar que tanto la ocupación como la detección permanecen constantes entre sitios y visitas. Como la variable respuesta es dicotómica y no puede ser modelada de la manera convencional, resulta más conveniente usar un modelo generalizado, que relacione la distribución de la variable respuesta con la parte sistemática (no aleatoria o "covariables") a través de una función llamada función de enlace o de ligadura.

La función de ligadura habitualmente utilizada es la ecuación logística o logit, donde la probabilidad de ocupación de un sitio queda expresada de la siguiente manera:

$$\text{logit}(\psi_i) = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \beta_2 x_{i2} + \dots + \beta_U x_{iU},$$

Siendo función de U covariables asociadas con el sitio. Dado que se asume que la ocupación es constante durante el período de muestreo (estación), el tipo de covariables apropiadas para modelar ψ_i incluyen las características típicas de un sitio, tales como tipo de hábitat, altura del canopeo, distancia al agua, entre otras. Del mismo modo, es posible modelar la probabilidad de detección, que puede cambiar entre visitas debido a condiciones meteorológicas, hora del día, experiencia del observador, como ejemplos. Al igual que para la estimación de ψ_i se utiliza la función logit de ligadura.

$$\text{logit}(p_{ij}) = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \beta_2 x_{i2} + \dots + \beta_U x_{iU} + \beta_{U+1} y_{ij1} + \dots + \beta_{U+v+1} y_{ijv}$$

Donde x_{i1}, \dots, x_{iU} son las covariables constantes en la estación, asociadas con el sitio i (que pueden ser diferentes de las utilizadas para ψ), mientras y_{ij1}, \dots, y_{ijv} son las covariables específicas (v) de cada visita (j) del sitio (i).

Esta expansión de la propuesta anterior, que consideraba a la ocupación constante entre sitios y a la detección constante entre sitios y visitas, requiere una modificación de los supuestos 2, y 3 antes enunciados, tal como se presenta a continuación:

- (2) La probabilidad de ocupación es igual para todos los sitios, o las diferencias en la misma se modelan por medio de covariables.
- (3) La probabilidad de detectar la especie en una visita, dada su presencia, es igual entre todos los sitios, o es función de covariables específicas de cada sitio y visita.

2.3. Materiales y métodos

2.3.1. Área de estudio

El área de estudio abarca parte de las provincias de Córdoba, Santa Fe, Entre Ríos, Buenos Aires y La Pampa (Figura 1), con una extensión aproximada de 250000 km², cubriendo parte de las Provincias Fitogeográficas Pampeana y del Espinal, pertenecientes al Dominio Chaqueño (Cabrera 1976). La temperatura media del mes de julio varía entre 12 °C y 7 °C, mientras que en enero fluctúa entre 22 °C y 26 °C, para los sectores noreste y

sudoeste del área de estudio, respectivamente. Asimismo en la misma franja geográfica, la precipitación anual media presenta un rango entre 750 mm y 1200 mm (Murphy 2008).

La Provincia Fitogeográfica Pampeana se extiende desde los 31° a 39° S en el sector Este de América del Sur, siendo originalmente una vasta planicie de pastizales templados (Cabrera 1976). El clima es templado cálido, con lluvias todo el año, pero con mayor intensidad en primavera y otoño. Los suelos son profundos en casi toda la provincia, excepto en el sector oeste, donde son arenosos, mientras que en el sector sudoeste presentan una importante capa calcárea, reduciendo la profundidad de la capa arable (Cabrera 1976).

Esta región ha sufrido importantes modificaciones debido a las actividades productivas. Hacia finales del siglo XIX menos del 5% de la región estaba cubierta por cultivos de granos, siendo el resto pastizal natural (Medan *et al.* 2011), teniendo a principios del siglo XX a la ganadería extensiva como principal actividad (Roseveare 1948 citado por Soriano 1992, Viglizzo *et al.* 2001). Asimismo, sufrió un cambio en su estructura y composición vegetal, partiendo de un pastizal natural, sustituido por pasturas implantadas, y finalizando la transformación con la implantación de cultivos de granos, que cubren en la actualidad entre el 20% y 60 % de la superficie, según la subregión analizada (Medan *et al.* 2011). En las últimas décadas del siglo pasado, el cambio se caracterizó por una agricultura cada vez con mayor tecnificación y uso de insumos, en particular con la implementación de la siembra directa (Paruelo *et al.* 2005, Baldi y Paruelo 2008). Este paquete tecnológico se completó con la siembra de soja genéticamente modificada, que para el año 2006 cubría la mitad de la superficie cultivada del país, siendo el cultivo con mayor dominancia en la historia de la agricultura argentina (Aizen *et al.* 2009). Como resultado de este proceso, se ha producido una importante homogeneización del paisaje.

La Provincia fitogeográfica del Espinal se presenta como un arco alrededor de la Provincia fitogeográfica Pampeana, conformado por bosques xerófilos caducifolios, palmares y estepas gramíneas arbustivas (Cabrera 1976). El estrato arbóreo está dominado por especies del género *Proposis* y *Acacia*, con el acompañamiento de especies de los géneros *Jodina*, *Celtis*, *Schinus*, principalmente. El clima en el sector norte es cálido y húmedo y en el centro y sur es templado y seco, con una amplia variabilidad en los regímenes de precipitación. Esta cuña boscosa fue utilizada para la cría de ganado, y paulatinamente se fue desmontado para convertirse en campos de pasturas y agricultura extensiva. Al igual que en la provincia pampeana, las mejoras tecnológicas permitieron el avance de la agricultura

continua, con parches de vegetación arbórea, no presentando en la actualidad una clara diferenciación fitogeográfica, pero sí en la productividad de granos y la variabilidad climática.

2.3.2. Recolección de datos

Los datos de campo fueron obtenidos del Programa de Monitoreo Regional de Aves, el cual se lleva adelante desde el año 2003, en el marco de Proyectos de Investigación del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). El área de muestreo (Figura 1) aumentó en forma progresiva de 47 transectas en el 2003, a 64 en 2006 y a 90 en 2008 (Schrag *et al.* 2009, Zaccagnini *et al.* 2010, Gavier-Pizarro *et al.* 2012a). El período de tiempo analizado fue de 10 años, desde 2003 a 2012.

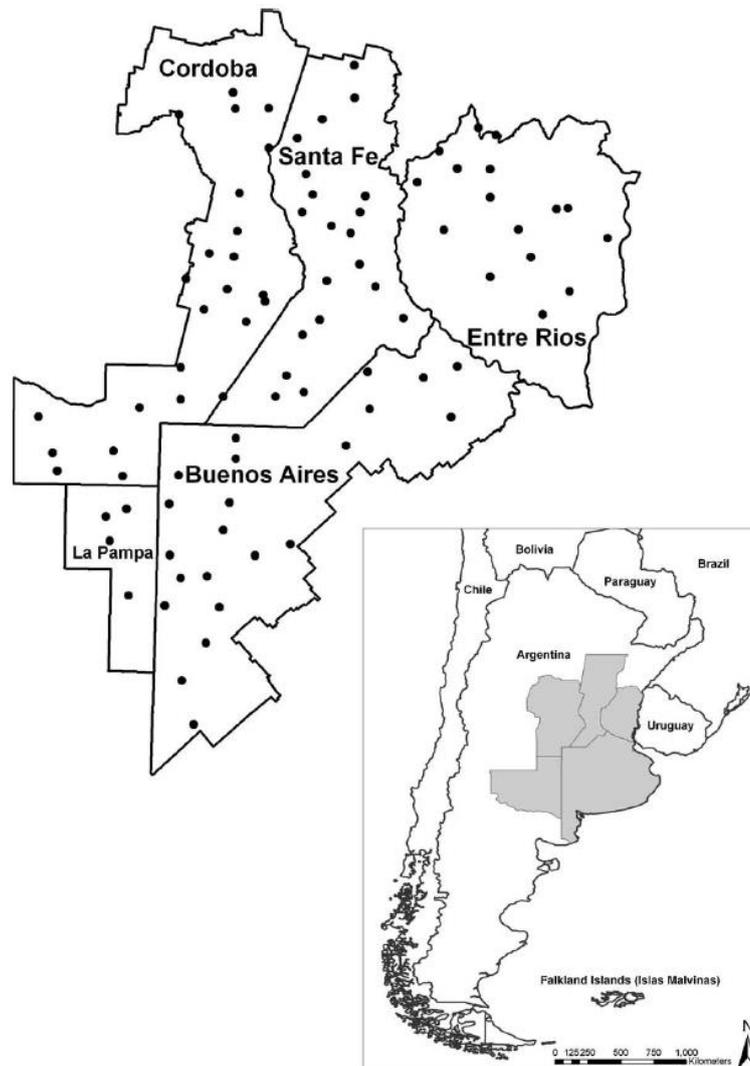


Figura 1. Área de estudio y ubicación de las transectas de muestreo. Tomado de (Schrag *et al.* 2009)

2.3.3. Diseño del muestreo

El área de estudio fue dividida en celdas de 30 km², donde la primera de éstas fue seleccionada de forma aleatoria, y las siguientes de manera sistemática. Dentro de cada celda se seleccionaron, también al azar, caminos secundarios y terciarios, a modo de rutas de observación (transectas). La longitud de cada ruta fue de 29 km, en la que se ubicaron puntos de observación situados a intervalos de 1 km, resultando así cada una un total de 30 puntos permanentes mantenidos durante los 10 años de estudio, con un total de 23490 puntos visitados (Tabla 1). Es de destacar que cada punto fue georreferenciado y se realizó una marca con pintura en alguna estructura fija cercana al sitio de muestreo (por ejemplo, en columnas de cableado) para reconocer con mayor facilidad el sitio en los años subsiguientes.

Tabla 1. Cantidad de transectas monitoreadas en el período 2003-2012 en la Región Pampeana Argentina.

Año	Número de Rutas	Puntos de Muestreo
2003	47	1410
2004	47	1410
2005	64	1920
2006	86	2580
2007	90	2700
2008	90	2700
2009	90	2700
2010	89	2670
2011	90	2700
2012	90	2700

El período de muestreo se extendió entre enero y febrero, coincidiendo con el momento del año de mayor aplicación de agroquímicos, diariamente de 6:00 a 11:00 hs y de 15:00 a 20:00, coincidiendo así con el horario de mayor actividad de las aves. Además, las observaciones se realizaron con condiciones meteorológicas adecuadas, esto es nula o baja velocidad de viento, sin lluvia y en horarios con buena luz que aseguren buena visibilidad.

2.3.4. Metodología de estimación a campo de la abundancia de aves

Un equipo conformado por dos observadores aplicó la técnica de muestreo de distancias por punto (point transect) (Burnham et al. 1980, Buckland et al. 1993, 2004) durante 3 min, en cada uno de los puntos permanentes de observación descriptos anteriormente, relevando la presencia de las 20 especies de aves consideradas focales dentro del Programa de Monitoreo (Tabla 2). Seguidamente, se utilizaron 2 min para registrar la presencia (vistas u oídas) de las especies de aves no incluidas en la lista de focales, y 2 min adicionales para caracterizar los tipos de cobertura vegetal, según la clasificación presentada en la Tabla 3, considerando un radio aproximado de 200 m desde el punto de observación.

Tabla 2 . Listado de especies focales del Programa de Monitoreo Regional de aves, realizado por el INTA.

Nombre científico	Nombre común
<i>Buteo swainsoni</i>	Aguilucho langostero
<i>Tyranus savanna</i>	Tijereta
<i>Zenaida auriculata</i>	Paloma torcaza
<i>Columbina picui</i>	Torcacita común
<i>Myopsitta monachus</i>	Cotorra
<i>Sturnella superciliaris</i>	Pecho Colorado
<i>Athene cunicularia</i>	Lechucita de las vizcacheras
<i>Patagioenas maculosa</i>	Paloma de ala manchada
<i>Patagioenas picazuro</i>	Paloma de monte
<i>Nothura maculosa</i>	Perdiz chica
<i>Paroaria coronata</i>	Cardenal
<i>Falco sparverius</i>	Halconcito Colorado
<i>Falco femoralis</i>	Halcón plumizo
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	Caracolero
<i>Elanus leucurus</i>	Milano blanco
<i>Buteo magnirostris</i>	Taguato común
<i>Milvago chimango</i>	Chimango
<i>Polyborus plancus</i>	Carancho
<i>Molotrus bonariensis</i>	Tordo renegrado
<i>Colaptes campestris</i>	Carpintero campestre

Tabla 3. Clasificación de los tipos de cobertura

Tipos de Cobertura
Maíz
Soja
Girasol
Trigo
Maní
Otro cultivo anual
Mijo
Moha
Sorgo
Avena
Otra pastura anual
Alfalfa
Otra pastura perenne
Hortalizas
Campo arado
Camp enmalezado (en descanso)
Campos "duros"
Campo natural alto
Campo natural bajo
Acuático
Monte o cortina natural
Bosque o cortina artificial
Cortina mixta
Construcciones
Camino
Otro (especificar)
Desconocido/Indeterminado

2.3.5. Metodología de estimación de la ocupación

Se aplicó la metodología de ocupación (MacKenzie *et al.* 2006) para estimar la proporción de área ocupada por *Athene cunicularia* (Lechucita vizcachera), *Sturnella superciliaris* (Pecho colorado), *Milvago chimango* (Chimango), *Lepidocolaptes angustirostris* (Chincherito chico) y *Ammodramus humeralis* (Cachilo ceja amarilla) y *Nothura maculosa* (Perdiz chica). Esta metodología requiere visitas sucesivas a los puntos de muestreo en períodos de tiempo cortos, dentro de los cuales la población se considera demográficamente cerrada. Si bien el muestreo utilizado no cumplía con este requisito, es válido considerar a los puntos consecutivos como réplicas espaciales, en lugar de temporales, cuando éstos son independientes (Hines *et al.* 2010). A los efectos de cumplir esta condición, se dividió la ruta de 30 km en 6 segmentos (sitios) de 5 puntos consecutivos cada uno, tomando a cada punto como una réplica del sitio, estimándose en él la probabilidad de detección (p) y la probabilidad de ocupación (ψ).

Para la probabilidad de ocupación, se incluyeron en el modelo saturado covariables de tipo geográficas (latitud, longitud, y la pertenencia a la región fitogeográfica del Espinal,

o a la Pampeana) y de cobertura de vegetación. La latitud y longitud fueron ajustadas a un rango 0-1, mientras que la región fitogeográfica se clasificó como una variable dicotómica.

La cobertura de vegetación se clasificó en unidades más generales a las medidas originalmente, para evitar valores globales inferiores al 5 % de la cobertura general. El efecto de las covariables de cobertura se evaluó en 2 escalas espaciales (transecta y tramo), tomando como valor representativo el promedio de éstas para la transecta y el tramo (5 puntos consecutivos). Adicionalmente, se incluyó el índice de diversidad de Shannon entre coberturas dentro del tramo, como una medida de la heterogeneidad espacial.

Por su parte, se incluyeron la franja horaria del avistaje (mañana o tarde) y la proporción de cobertura vegetal del estrato bajo (graminoso – herbáceo, incluidos los cultivos) como covariables para modelar la probabilidad de detección. Se incorporó al año como factor en los modelos, tanto para la detección como para la ocupación, de modo de obtener estimaciones anuales y mejorar el comportamiento del modelo.

Se usó el programa R para los análisis (R Core Team 2013). Se obtuvieron los modelos de ocupación, con el paquete de R Unmarked (Fiske *et al.* 2013) y se evaluó el grado de ajuste del modelo de ocupación saturado, por medio del test de bondad de ajuste de Mackenzie & Bailey (MacKenzie y Bailey 2004), con un corte máximo aceptable en un valor de c -estimado (c -hat) inferior a 4 (Burnham y Anderson 2002). Se seleccionaron los modelos más verosímiles basados en el valor de Akaike (Burnham y Anderson 2002) y se calculó el promedio ponderado por el porcentaje de peso de Akaike de los modelos cuya suma porcentual superase el 95 % de QWAICc, por medio del paquete AICcmod (Mazerolle 2013) y MuMIn (Bartoń 2013).

Se estimó la ocupación puntual para cada tramo y transecta, de acuerdo a la escala que mejor explicaba la ocupación para las especies en estudio, excepto para la paloma torcaza (*Zenaida auriculata*), cuya abundancia muy elevada (y presencia en la mayoría de los puntos de muestreo) imposibilitaba el análisis con esta técnica. Debido a esta situación, para la estimación de su densidad se aplicó la metodología de muestreo jerárquico de distancias (Royle *et al.* 2004), que se aborda en el capítulo 5. Se obtuvieron los promedios y desvíos estándar de la ocupación para las zonas agroecológicas utilizadas para definir el muestreo, y para el área de estudio, en base a los valores promedios de la covariables explicativas.

Capítulo 3

Características del ambiente a escala regional que afectan a la ocurrencia de aves en agroecosistemas de la región Pampeana Argentina

3.1. Introducción

La ocurrencia de una especie en un lugar está enmarcada en la relación con el ambiente circundante. La teoría del nicho ecológico es un marco conceptual adecuado para el estudio de las relaciones especie – ambiente, donde la definición de Grinnell (1917), *los requerimientos del ambiente que una especie necesita para subsistir sin inmigración* o la propuesta de Hutchinson (1957), *el espacio de variables ambientales que permite un crecimiento positivo de la población* son coincidentes y un buen punto de partida. Hirzel y Le Lay (2008) en su trabajo de revisión plantean claramente la relación entre la teoría de nicho ecológico y los modelos de aptitud de hábitat. Estos modelos hacen foco en las relaciones entre las características del ambiente (frecuentemente llamadas variables de hábitat) y la abundancia u ocurrencia de una especie (Anderson y Gutzwiller 2005).

Antes de seguir, es conveniente clarificar concepto de hábitat, que es ampliamente utilizado en ecología, pero con diferentes significados de acuerdo al autor y el contexto (Hall *et al.* 1997, Di Bitetti 2012). En este último trabajo se sigue la definición de hábitat propuesta por Odum (1972), *“el hábitat de un organismo es el lugar donde vive o el lugar donde uno lo buscaría”* mientras que en el trabajo de Hall *et al.* (1997) emplean *“los recursos y condiciones presentes en un área que produce ocupación (incluyendo supervivencia y reproducción) para un organismo dado”*.

En ambas propuestas, el hábitat es intrínseco de la especie y para su estudio se lo descompone en covariables o características que pueden ser medidas, tales como porcentajes

de cobertura de un tipo de formación vegetal, profundidad de suelo, número de huecos en el tronco de una determinada especie de árbol.

El cambio del uso de la tierra por el hombre constituye una fuerza impulsora a gran escala, que incide en el clima, los ciclos biogeoquímicos, y los patrones de biodiversidad encontrados en todo el mundo (Dale *et al.* 1994, Paruelo *et al.* 2005, Karsh y MacIver 2010). Este cambio deviene en la transformación del paisaje, que se inicia como bosques o pastizales hacia campos con ganadería y agricultura, y en casos particulares a agricultura continua, siendo la región Pampeana argentina un claro ejemplo de este proceso (Paruelo *et al.* 2005, Baldi y Paruelo 2008). En particular, esta región ha experimentado una importante intensificación de la agricultura y, además, un aumento en el área dedicada a esta actividad (Viglizzo *et al.* 2011).

Varios autores (Filloy y Bellocq 2007a, 2007b, Schrag *et al.* 2009, Gavier-Pizarro *et al.* 2012b) han realizado trabajos que demuestran la incidencia del uso de la tierra (i.e., características del hábitat) en la riqueza y abundancia de las aves en la región pampeana. No obstante, los impactos de esta conversión en el uso de la tierra sobre la diversidad biológica no han sido totalmente comprendidos y deben ser evaluados. En particular, es necesario conocer las relaciones vida silvestre- características del hábitat (Gu y Swihart 2004). Dentro del contexto homogeneización a escala regional del paisaje agropecuario pampeano, con el consecuente aumento de las presiones antropogénicas en los sistemas agrícolas, existe una necesidad crítica de estudios ecológicos que indaguen las relaciones especie - tipo de uso del suelo, para poder generar acciones de planificación para la conservación de la biodiversidad a dicha escala.

La obtención de información cuantitativa de abundancias para modelos de aptitud hábitat, en particular a escala regional, es un proceso altamente costoso, basado en la obtención de abundancias relativas (Anderson 2001, 2003). Otra aproximación metodológica a la estimación de la abundancia son las estimaciones asociadas la presencia de la especie en estudio (MacKenzie y Nichols 2004), donde los datos a obtener de la población son mucho más fáciles y económicos de coleccionar que los datos de abundancia (Gu y Swihart 2004).

Tradicionalmente esta aproximación metodológica es llamada *presencia – ausencia*, donde se estima la proporción de área ocupada de la especie de interés en el sitio de estudio,

sin tener en cuenta la detectabilidad del organismo en cuestión y, por ende, asumiendo que ésta es perfecta. El resultado obtenido es conocido como la *ocupación ingenua* (MacKenzie y Nichols 2004, MacKenzie *et al.* 2006), pues una especie puede estar presente y no ser detectada, y esta chance de ser detectada puede variar significativamente entre sitios.

MacKenzie *et al.* (2002, 2006) propusieron importantes avances metodológicos, al tomar en cuenta la detectabilidad imperfecta de los animales, modelar los factores que influyen en ésta y en explorar las características específicas del sitio, que influyen en la ocupación del mismo, permitiendo obtener estimadores insesgados de la ocupación y de la probabilidad de detección. También la ocupación puede ser modelada como una función de los atributos del sitio donde se encuentra al animal, permitiendo la contrastación de hipótesis de relaciones especie-hábitat.

En este trabajo se desarrollan modelos de la probabilidad de ocupación para las especies descritas en el Capítulo 2 para la Región Pampeana Argentina. También se describen las relaciones entre los tipos de cobertura de la tierra (a escala de tramo de 5 km y de ruta de 30 km) y variables geográficas, con la probabilidad de ocupación de estas especies de aves.

3.2. Materiales y métodos

3.2.1. Área de estudio

El área de estudio fue descrita en el Capítulo 2. La disposición de las transectas de observación se realizó de acuerdo a estratos productivos que se muestran en la Figura 2.

En el período de estudio, el cultivo de la soja fue dominante, ocupando el 70 % de los 19 millones de hectáreas dedicados a los cultivos de verano, mientras que el maíz osciló en el 10 %, y otros cultivos el 20 % restante (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca 2014). La soja no siempre fue el cultivo más relevante en la región; en la década de los '70 la superficie sembrada con esta leguminosa era mínima y fue creciendo su representación a partir de la década de los '90 (Viglizzo *et al.* 1997, Paruelo *et al.* 2005, 2006, Aizen *et al.* 2009), asociada al cambio en la tecnología agrícola utilizada

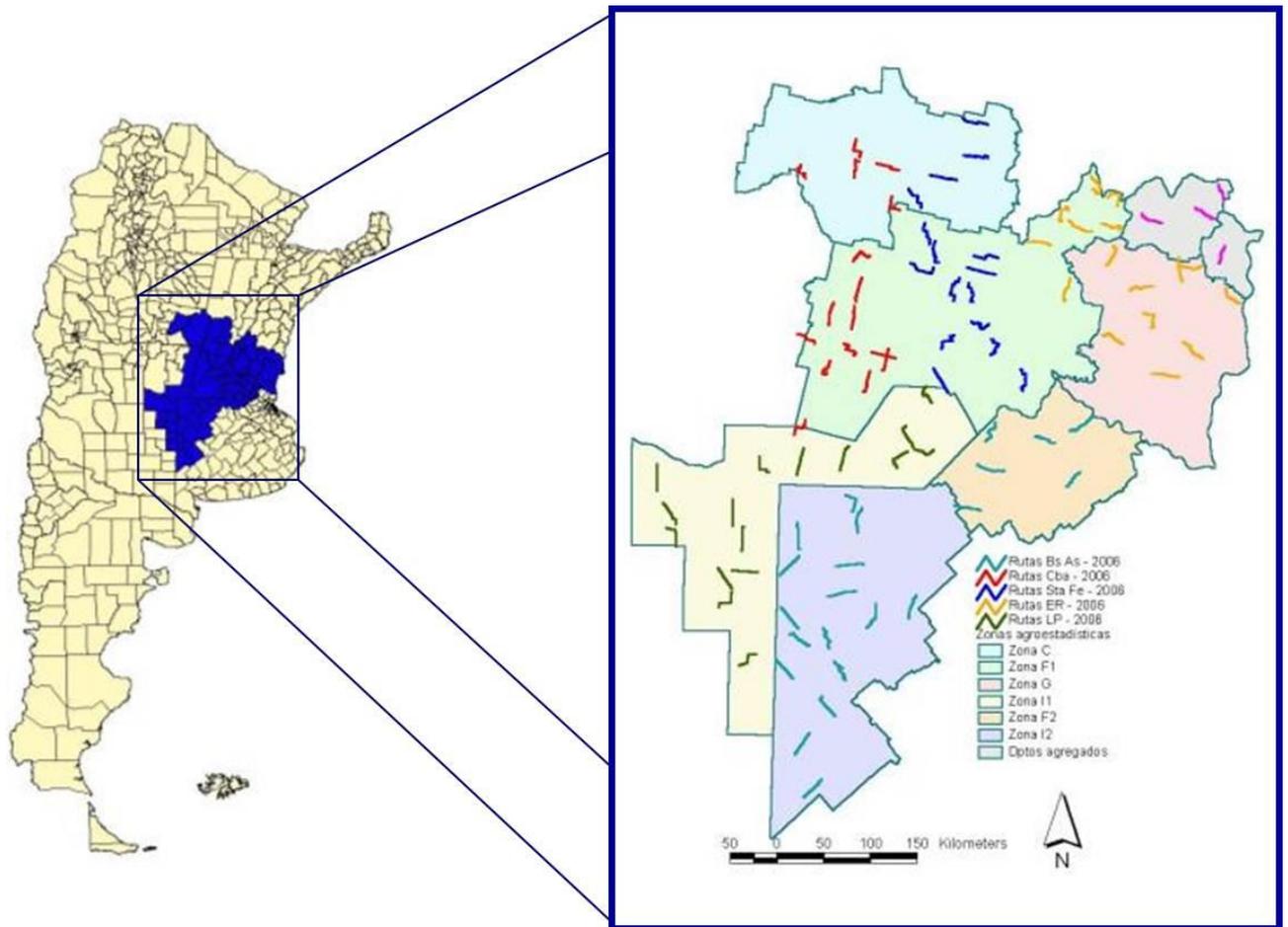


Figura 2. Área de estudio. En la ampliación de la derecha se presenta la disposición de las rutas de observación de aves y la coberturas de vegetación.

3.2.2. Características relevantes de las especies en estudio

Las especies de aves incluidas en el presente estudio presentan un estatus de conservación de *Preocupación Menor* –LC- (BirdLife International 2014).

Sturnella superciliaris es un paseriforme de la familia Icteridae, de 17 cm en su posición natural (Narosky y Yzurieta 2010). Es una especie residente, típica de pastizal, ambiente que utiliza tanto para la alimentación como para la nidificación, pues nidifica en el suelo entre pastos. Asimismo, habita en campos cultivados y humedales (Camperi *et al.* 2004). Se alimenta principalmente de animales (73%), dentro de los cuales el 93% son insectos (Camperi *et al.* 2004); el resto de su dieta es de origen vegetal. No obstante, Leveau y Leveau (2004) y Solari y Zaccagnini (2009) consideran a esta especie como omnívora, y Keske (2011) como granívora, para el estado de Santa Catarina, al sur de Brasil.

Lepidocolaptes angustirostris es un ave poco estudiada, cuya distribución geográfica abarca Brasil, Paraguay, Bolivia y Argentina. Es una especie asociada a matorrales y bosques abiertos, donde utiliza cavidades de árboles para nidificar (Salvador 2013). Su alimentación es insectívora y habitualmente encuentra a sus presas debajo de la corteza de los árboles. No obstante, Hayes y Escobar Argaña (1990) han informado la presencia de vertebrados de pequeño tamaño en su dieta.

Ammodramus humeralis es una especie común (Narosky y Yzurieta 2010), de amplia distribución en América Latina, y en la Argentina desde el norte hasta Chubut. Nidifica en depresiones del suelo, formando nidos con gramíneas secas en forma de cúpula, en campos naturales como en plantaciones (Marcondes-Machado 1988) y su alimentación se compone de granos (Isacch *et al.* 2005, Gressler 2008).

Athene cunicularia habita en pastizales, montes abiertos y sabanas (Canevari *et al.* 1991). Su dieta ha sido ampliamente estudiada (Bellocq 1987, Torres-Contreras *et al.* 1994, Teixeira y Melo 2000, Andrade *et al.* 2004), presenta hábitos generalistas y, consecuentemente, una variación estacional (Bellocq y Kravetz 1983), estando compuesta principalmente de insectos, anfibios y roedores.

Milvago chimango es una de las rapaces diurnas más abundantes y con amplia distribución en la Argentina (Fraga y Salvador 1986). Su hábito de alimentación es principalmente carroñero y de ataque hacia aves inmaduras, pequeños mamíferos e insectos (Biondi *et al.* 2005), lo cual conjuntamente con una utilización amplia de diferentes tipos de cobertura vegetal, lo hacen un habitante común y abundante de la región.

Nothura maculosa es una especie típica del pastizal, no migratoria y sedentaria, característica que se destaca por su gran capacidad de mimetizarse con el ambiente, permaneciendo inmóvil ante la presencia de peligro. Su dieta, como es de esperar en un ave de pastizal, se basa en semillas y hojas de herbáceas, leguminosas y gramíneas e insectos, considerándose ampliamente omnívora. En un estudio realizado por Bump y Bump (1969) han encontrado que los ítems alimentarios más frecuentes fueron *Medicago sp.*, *Centauria sp.*, *Digitaria sp.*, *Paspalum sp.*, y además plantas cultivadas como trigo, avena, arroz, maíz, sorgo, lino y alfalfa en un porcentaje menor. Los insectos también forman una parte considerable de lo ingerido en el verano al aumentar su disponibilidad, en particular escarabajos, tucuras, polillas y mariposas (Bump y Bump 1969).

3.2.3. Diseño de muestreo

Se utilizó la metodología descrita en el Capítulo 2.

3.2.4. Análisis de Datos. Estimación de la detección y de la ocupación.

Se aplicó la metodología de ocupación (MacKenzie *et al.* 2006), para estimar la proporción del área ocupada por cada una de las especies arriba mencionadas. Esta metodología requiere visitas sucesivas a los puntos de muestreo, en períodos de tiempo cortos, dentro de los cuales la población se considera demográficamente cerrada. Si bien el muestreo utilizado no cumplía con este requisito, es válido considerar a los puntos consecutivos como réplicas espaciales (en lugar de temporales), cuando éstos son independientes (Hines *et al.* 2010). A los efectos de cumplir esta condición, se dividió la ruta de 29 km en seis segmentos (sitios) de cinco puntos consecutivos cada uno, tomando a cada una de estas réplicas espaciales como re-visitas al sitio (Kendall y White 2009).

Esto derivó en disponer de 282 sitios para el año 2003, aumentando paulatinamente hasta 540 para el año 2012. La cobertura vegetal se categorizó como soja, maíz, otros cultivos anuales, y en una categoría más general: cultivos anuales; pastura anual, pastizal y pastura perenne. Para las formaciones boscosas se aplicó el mismo criterio: monte artificial, monte natural, y monte (el cual abarcaba los dos tipos). Estas categorías de cobertura de vegetación se promediaron a dos escalas espaciales, una en tramos de cinco puntos consecutivos (5 km) y otra para la totalidad de la transecta de 30 puntos, resultando un total de 20 categorías de vegetación, 10 a una escala de 5 km, y 10 a escala de 30 km. Se evaluó la heterogeneidad de coberturas presentes, con el índice de diversidad de Shannon (Magurran 2004), para ambas escalas espaciales.

Se incluyeron tres covariables estrictamente geográficas, latitud, longitud y región fitogeográfica (Espinal o Pampeana), en las que estaba inmersa cada transecta, de acuerdo a la clasificación de Cabrera (1976). Con excepción de esta última covariable, el resto fueron escaladas a un rango entre cero y uno, para darles el mismo peso. Se consideró al porcentaje de cobertura del estrato graminoso - herbáceo y la franja horaria de avistaje como covariables relevantes para la detección de las aves. Se incorporó el año como factor

en los modelos, tanto para la detección, como para la ocupación, de modo de obtener estimaciones de detección y ocupación anuales y mejorar el comportamiento del modelo.

Se aplicó un modelo de una sola estación, en dos etapas, a fin de reducir la cantidad de modelos alternativos a evaluar. Una primera fase para identificar qué covariables eran incluidas en el modelo de detección y, luego de ser seleccionadas éstas, se analizó la parte de ocupación del modelo. En la Tabla 4 se presentan las hipótesis descriptivas y modelos evaluados, sobre las variables que afectan a la detectabilidad de las especies de aves.

En este caso se evalúan dos parámetros: la detectabilidad (p) y la probabilidad de ocupación (ψ). La detectabilidad se modeló en función de la franja horaria de avistaje, el porcentaje de cobertura vegetal del estrato bajo, y el año, mientras que, en esta primer instancia, la ocupación se modeló como constante para todos los sitios [ψ (.)].

Las características del ambiente, meteorológicas y de los observadores, afectan la probabilidad de detección de las especies (Buckland *et al.* 1993, Bailey *et al.* 2004). Por este motivo, se modeló la probabilidad de detección de acuerdo a la franja horaria del avistaje, el año y el estrato de vegetación dominante, los cuales se presentan en la Tabla 4.

Dado que el trabajo de campo se realizó en condiciones meteorológicas similares (baja velocidad de viento y cielo con pocas nubes) no se incluyeron estas características en los modelos. En el marco de la inferencia multimodelos propuesta por Burnham y Anderson (2002), cada modelo es una hipótesis a evaluar; en este sentido, se presentan las hipótesis descriptivas y sus modelos matemáticos correspondientes.

Tabla 4. Hipótesis y modelos evaluados sobre las variables que afectan a la detectabilidad de las especies aves

Hipótesis descriptiva	Modelo
La detectabilidad es similar en todos los sitios y situaciones	$\psi (.) p (.)$
La franja horaria (mañana o tarde) de avistaje influye en la detectabilidad	$\psi (.) p$ (franja horaria)
La altura del estrato vegetación (herbácea o arbórea) incide en la detectabilidad	$\psi (.) p$ (estrato de vegetación)
La franja horaria de avistaje y la altura del estrato de la vegetación influyen en la detectabilidad	$\psi (.) p$ (franja horaria + estrato de vegetación)
La detectabilidad está influenciada por el año de avistaje	$\psi (.) p$ (año)
La franja horaria de avistaje y la altura del estrato de la vegetación y el año influyen en la detectabilidad	$\psi (.) p$ (franja horaria + estrato de vegetación + año)

En esta primer aproximación se selecciona el modelo de detección más parsimonioso para la probabilidad de detección, para luego evaluar la ocupación sólo con el modelo de detección previamente seleccionado, a fin de reducir el número de modelos y evitar el “*dragado de datos*”, desestimado por Burnham y Anderson (2002). Para una organización de las hipótesis, se agrupan las covariables en tres bloques, uno referido a la ubicación geográfica, un segundo a los tipos de cobertura vegetal, y un tercero que representa la diversidad de las mismas. A su vez, las hipótesis de asociación del tipo de cobertura vegetal con la probabilidad de ocupación, se evalúan a dos escalas: transecta de 30 km, y tramos de 5 km (Tabla 5).

Tabla 5. Modelos de ocupación evaluados.

Nombre	Hipótesis descriptiva	Modelo ¹
Sat1	Modelo Saturado de Ocupación a dos escalas espaciales	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año + Soja + Maíz + Otros Cultivos Anuales + Cultivos anuales + Monte + Monte artificial + Monte natural + Pasturas perennes + Pastizal + Shannon + Soja -tramo + Maíz -tramo + Otros Cultivos Anuales -tramo + Cultivos anuales -tramo + Monte -tramo + Monte artificial -tramo + Monte natural -tramo + Pasturas perennes -tramo + Pastizal -tramo + Shannon -tramo)
Sat2 ruta	Modelo Saturado de Ocupación a escala de ruta	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año + Soja + Maíz + Otros Cultivos Anuales + Cultivos anuales + Monte + Monte artificial + Monte natural + Pasturas perennes + Pastizal + Shannon)
Geo1	La probabilidad de ocupación está asociada a la ubicación geográfica	ψ (Latitud + Longitud)
Geo2	La probabilidad de ocupación está asociada a la ubicación geográfica y a la Región fitogeográfica	ψ (Latitud + Longitud + Espinal)
Geo3	La probabilidad de ocupación está asociada a la ubicación geográfica, la Región Fitogeográfica y al año (GEO)	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año)
Cob1 ruta	La probabilidad de ocupación está asociada a (GEO) y tipos generales de cobertura vegetal	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año + Cultivos anuales + Monte)
Cob2 ruta	La probabilidad de ocupación está asociada a (GEO) y tipos particulares de cobertura vegetal	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año + Soja + Maíz + Otros Cultivos Anuales + Monte artificial + Monte natural)
Cob3 ruta	La probabilidad de ocupación está asociada a (GEO) y tipos particulares de cobertura vegetal del estrato bajo	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año + Soja + Maíz + Otros Cultivos Anuales + Pastizal + Pasturas Perennes)

Nombre	Hipótesis descriptiva	Modelo ¹
Cob4 ruta	La probabilidad de ocupación está asociada a (GEO) , cultivo dominante (soja), pastizales y monte	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año + Soja + Pastizal + Monte)
Cob5 ruta	La probabilidad de ocupación está asociada a (GEO) y cultivo dominante (soja), pastizal, monte y diversidad de coberturas	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año + Soja + Pastizal + Monte + Shannon)
Cob6 ruta	La probabilidad de ocupación está asociada a (GEO) cultivos anuales, monte natural y artificial	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año + Cultivos anuales + Monte natural + Monte artificial)
Cob7 ruta	La probabilidad de ocupación está asociada a (GEO), tipos generales de cobertura vegetal y diversidad de coberturas a escala de ruta	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año + Cultivos anuales totales+ Monte + Shannon)
Sat3 tramo	Modelo Saturado de Ocupación a escala de tramo	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año + Soja -tramo + Maíz -tramo + Otros Cultivos Anuales -tramo + Cultivos anuales -tramo + Monte -tramo + Monte artificial -tramo + Monte natural -tramo + Pasturas perennes -tramo + Pastizal -tramo + Shannon -tramo)
Cob1 tramo	La probabilidad de ocupación está asociada a (GEO) y tipos generales de cobertura vegetal a escala de tramo	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año + Cultivos anuales + Monte)
Cob2 tramo	La probabilidad de ocupación está asociada a (GEO) y tipos particulares de cobertura vegetal a escala de tramo	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año + Soja -tramo + Maíz -tramo + Otros Cultivos Anuales -tramo + Monte artificial -tramo + Monte natural-tramo)
Cob3 tramo	La probabilidad de ocupación está asociada a (GEO) y tipos particulares de cobertura vegetal del estrato bajo a escala de tramo	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año + Soja-tramo + Maíz -tramo + Otros Cultivos Anuales-tramo + Pastizal-tramo + Pasturas Perennes-tramo)
Cob4 tramo	La probabilidad de ocupación está asociada a (GEO) , cultivo dominante (soja), pastizales y monte a escala de tramo	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año + Soja-tramo + Pastizal-tramo + Monte-tramo)
Cob5 tramo	La probabilidad de ocupación está asociada a (GEO) y cultivo dominante (soja), pastizal, monte y diversidad de coberturas a escala de tramo	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año + Soja-tramo + Pastizal-tramo + Monte-tramo + Shannon-tramo)
Cob6 tramo	La probabilidad de ocupación está asociada a (GEO) cultivos anuales, monte natural y artificial a escala de tramo	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año + Cultivos anuales -tramo + Monte natural -tramo + Monte artificial -tramo)
Cob7 tramo	La probabilidad de ocupación está asociada a (GEO), tipos generales de cobertura vegetal y diversidad de coberturas a escala de tramo	ψ (Latitud + Longitud + Espinal + Año + Cultivos anuales totales -tramo + Monte -tramo + Shannon -tramo)

¹ El componente de detectabilidad fue incorporado como p(Turno,CEB,Año) para todos los modelos .

La ocupación fue estimada con el modelo de una sola estación (*single season*), utilizando la variable año como factor, por medio del paquete *Unmarked* (Fiske *et al.* 2013) con el programa R (R Core Team 2013) como plataforma de trabajo, acuerdo a los modelos presentados en la Tabla 5. El grado de ajuste del modelo saturado de ocupación fue evaluado por medio del test de bondad de ajuste de Mackenzie & Bailey (MacKenzie y Bailey 2004), con un corte máximo aceptable en un valor de \hat{c} (ajuste del modelo a los datos) inferior a 4 (Burnham y Anderson 2002). Se seleccionaron los modelos más verosímiles, en base al criterio de Akaike restringido (QWAICc) (Burnham y Anderson 2002) y se obtuvo el promedio ponderado de los modelos con mayor peso relativo, incluidos dentro del 95 % de suma de QWAICc (Krishna *et al.* 2008), por medio del paquete MuMIn (Bartoń 2013).

3.3. Resultados

3.3.1. Detectabilidad

La detectabilidad de las aves estudiadas fue inferior al 50 %, lo cual implica que se observan menos de la mitad de los individuos presentes en el sitio de estudio. Esta varió entre 0.04 para *Lepidocolaptes angustirostris*, hasta 0.45 para *Milvago chimango*, siendo esta última especie la más detectable. (Tabla 6). Consecuentemente, las covariables que influyeron en la detectabilidad fueron el porcentaje de cobertura de estrato bajo (CEB), la franja horaria de trabajo (turno), y el año (Año), las cuales forman parte del modelo seleccionado para cada especie $\psi(.) p(\text{Turno}, \text{CEB}, \text{Año})$. Los modelos de detección más parsimoniosos para las seis especies de aves incluyeron a estas tres variables, con un peso relativo de AIC muy importante (mínimo de 0.55 y máximo de 1) (Tabla 7).

Tabla 6. Probabilidad de detección promedio

Especie	P
<i>Sturnella superciliaris</i>	0.33
<i>Ammodramus humeralis</i>	0.42
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	0.04
<i>Milvago chimango</i>	0.45
<i>Nothura maculosa</i>	0.33
<i>Athene cunicularia</i>	0.29

Tabla 7. Modelos de ocupación. Evaluación de las covariables que inciden en la probabilidad de detección

Modelo	K	<i>Sturnella superciliaris</i>		<i>Ammodramus humeralis</i>		<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>		<i>Milvago chimango</i>		<i>Nothura maculosa</i>		<i>Athene cunicularia</i>	
		QAICc	Wi ¹	QAIC	Wi	QAIC	Wi	QAIC	Wi	QAIC	Wi	QAIC	Wi
$\psi(.)p(\text{Turno}, \text{CEB}, \text{Año})$	13	23236	0.98	28168	1.00	1788	0.55	27394	1.00	22133	1.00	21283	1.00
$\psi(.)p(\text{CEB}, \text{Año})$	12	23244	0.02	28185	0.00	1789	0.45	27439	0.00	22221	0.00	21323	0.00
$\psi(.)p(\text{Turno}, \text{CEB})$	4	23504.	0.00	28414	0.00	1862	0.00	27588	0.00	22324	0.00	21358	0.00
$\psi(.)p(\text{CEB})$	3	23506	0.00	28434	0.00	1956	0.00	27626	0.00	22417	0.00	21398	0.00
$\psi(.)p(\text{Año})$	11	23811	0.00	29119	0.00	2025	0.00	27639	0.00	22452	0.00	21982	0.00
$\psi(.)p(\text{turno})$	3	24096	0.00	29305	0.00	2081	0.00	27754	0.00	22535	0.00	21986	0.00
$\psi(.)p(.)$	2	24096.	0.00	30323	0.00	2079	0.00	27788	0.00	22625	0.00	22024	0.00

¹ Rango de variación entre cero y uno. A mayor valor, más importancia entre los modelos evaluados

3.3.2. Ocupación

Los modelos de saturados ocupación (*Sat1*) para cada una de las especies no fueron los más parsimoniosos y, consecuentemente, cada especie respondió en forma diferente ante las variables utilizadas para explicar la ocupación (Tablas 8 y 9). Independientemente del peso de explicación de cada modelo, es relevante conocer el grado de ajuste del modelo saturado, como una medida del grado de confianza en el mismo. Esto se evaluó con el estimador \hat{c} (c estimado), que presentó un rango de variabilidad entre 1.38 y 3.98 para *L. angustirostris* y *M. chimango*, respectivamente, donde valores menores a 4 representan un ajuste aceptable (Burnham y Anderson 2002). El modelo *Geo 2* para *M. chimango* representó el 0.86 del peso total, en cambio para *A. humeralis* el mejor modelo tuvo un peso de 0.42 (Tabla 8).

El peso de explicación de cada uno de los modelos más parsimoniosos fue aceptable. No obstante, es conveniente contener el 95% del peso en un único modelo, para lo cual se realiza el promediado de modelos ponderado (Burnham y Anderson 2002), que se presenta para cada especie en particular (Tabla 9).

Tabla 8. Modelos de ocupación evaluados para seis especies de aves *Sturnella superciliaris*, *Ammodramus humeralis*, *Lepidocolaptes angustirostris*, *Milvago chimango*, *Nothura maculosa* y *Athene*

cunicularia con Cuasi Criterio de Información de Akaike (QAICc) y el peso de QAICc (Wi). Menor QAICc y mayor Wi, representan modelos con mayor apoyo.

Modelo	K	<i>Sturnella superciliaris</i>		<i>Ammodramus humeralis</i>		<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>		<i>Milvago chimango</i>		<i>Nothura maculosa</i>		<i>Athene cunicularia</i>	
		QAICc	Wi ¹	QAIC	Wi	QAIC	Wi	QAIC	Wi	QAIC	Wi	QAIC	Wi
Geo1	16	6675	0.00	8060	0.00	1246	0.00	6500	<u>0.03</u>	9424	0.00	5780	0.00
Geo2	17	6668	0.00	8060	0.00	1238	0.00	6493	0.86	9400	0.00	5748	0.00
Cob1 ruta	28	6631	0.00	8033	0.00	1192	0.01	6511	0.00	9349	0.00	5700	0.00
Cob1 tramo	28	6611	<u>0.03</u>	8021	0.03	1206	0.00	6509	0.00	9334	0.00	5707	0.00
Cob2 tramo	33	6608	<u>0.13</u>	8022	0.02	1212	0.00	6505	0.00	9310	<u>0.25</u>	5707	0.00
Cob2 ruta	33	6636	0.00	8031	0.00	1200	0.00	6500	<u>0.03</u>	9319	0.00	5701	0.00
Cob3 tramo	31	6604	0.78	8018	<u>0.13</u>	1211	0.00	6511	0.00	9308	0.67	5704	0.00
Cob3 ruta	31	6633	0.00	8032	0.00	1197	0.00	6505	0.00	9317	0.01	5700	0.00
Cob6 tramo	29	6611	<u>0.03</u>	8022	0.02	1205	0.00	6501	0.02	9333	0.00	5709	0.00
Cob6 ruta	29	6630	0.00	8035	0.00	1194	0.00	6500	<u>0.03</u>	9351	0.00	5702	0.00
Cob7 tramo	29	6612	0.02	8032	0.00	1200	0.00	6509	0.00	9330	0.00	5704	0.00
Cob7 ruta	29	6633	0.00	8020	0.05	1184	0.62	6510	0.00	9339	0.00	5690	<u>0.42</u>
Cob4 ruta	29	6633	0.00	8031	0.00	1194	0.00	6508	0.00	9345	0.00	5696	0.03
Cob4 tramo	29	6616	0.00	8016	0.42	1208	0.00	6509	0.00	9351	0.00	5700	0.00
Cob5 tramo	30	6616	0.00	8017	<u>0.32</u>	1200	0.00	6510	0.00	9347	0.00	5702	0.00
Cob5 ruta	30	6634	0.00	8033	0.00	1185	<u>0.35</u>	6508	0.00	9340	0.00	5690	0.52
Sat	47	6626	0.00	8036	0.00	1237	0.00	6520	0.00	9313	0.05	5710	0.00
Sat2 ruta	36	6641	0.00	8037	0.00	1196	0.00	6505	0.00	9323	0.00	5701	0.00
Sat3 tramo	36	6614	0.00	8044	0.00	1206	0.00	6538	0.00	NA	NA	5713	0.00

¹ Los valores resaltados en negrita representan los modelos más parsimoniosos para cada especie. Los valores en negrita y subrayados indican los modelos incluidos en el modelo promedio.

Tabla 9. Coeficientes beta de los Modelos de ocupación promedio evaluados para seis especies de aves *Sturnella superciliaris*, *Ammodramus humeralis*, *Lepidocolaptes angustirostris*, *Milvago chimango*, *Nothura maculosa* y *Athene cunicularia*.

Covariables	<i>S. superciliaris</i>		<i>L. angustirostris</i>		<i>A. humeralis</i>		<i>A. cunicularia</i>		<i>M. chimango</i>		<i>N. maculosa</i>	
	Tramo	Ruta	Tramo	Ruta	Tramo	Ruta	Tramo	Ruta	Tramo	Ruta	Tramo	Ruta
Escala espacial												
Latitud												++
Longitud												++
Cultivos anuales totales												(+)
Cultivos anuales	(+)				(+)							(++)
Maíz	(+)				(+)							(0)
Soja	(++)		(0 +)		(0)							(+)
Pastizal	(+ +)				(-)							(++)
Pasturas perennes	(+)				(+)							(++)
Monte			(+ +)		(- -)							(- -)
Monte artificial	(-)											(0)
Monte natural	(-)											(0)
Indice de Shannon			(+)		(+)							(-)

El WQAIC supera el 95%, para todas las especies

3.3.3. Asociación de las covariables con la ocupación de *Sturnella superciliaris*.

El modelo de ocupación promedio de *S. superciliaris* presentó una fuerte asociación con la latitud y la longitud, con una marcada disminución hacia el sur y el este del área de estudio (Figura 3). La escala seleccionada por los modelos promediados fue la de tramo, que incluyen al cultivo de soja y el porcentaje de cobertura de pastizal y de pasturas perennes (Tabla 9). En las Figuras 4, 5 y 6, se muestra la incidencia de estos tipos de cobertura vegetal en la ocupación, donde porcentajes de cobertura superiores al 40% presentan ocupaciones cercanas a 1. Para mayor detalle de las asociaciones encontradas, se sugiere ver en la **Figura 20** o se encuentra el origen de la referencia. del Anexo los modelos incluidos en el modelo promedio y en las Figuras 20 y 21.

3.3.4. Asociación de las covariables con la ocupación de *Lepidocolaptes angustirostris*.

El modelo promedio está integrado sólo por dos modelos (Tabla 8), donde la suma del peso de QAIC de cada uno de los modelos incluidos explica el 98 % del peso total. *L. angustirostris* fue la especie menos sensible a la latitud y longitud, con un rango de variación menor al 10 % en la ocupación (Figura 3); pero presentó una marcada asociación a escala de ruta, con la cobertura de monte, donde coberturas superiores al 30 % están asociadas con un importante cambio en la ocupación, siendo máxima ésta con valores superiores al 60 %. Asimismo, presentó una asociación positiva con el aumento de la diversidad de coberturas vegetales en la ruta, pero con incidencia máxima del 20 % sobre la ocupación (Figura 6).

3.3.5. Asociación de las covariables con la ocupación de *Ammodramus humeralis*.

El modelo promedio selecciona la escala de tramo (Tabla 8), con peso relativo de QWAIC de 0.96. Presentó una relevante incidencia negativa en la ocupación de las coberturas de monte y de pastizal, y consecuentemente presenta un gradiente en el mismo sentido negativo desde el sudeste al noroeste del área de estudio (Figuras 3, 4 y 6) mientras que las coberturas de cultivos, excepto la soja, mostraron una alta ocupación (Figura 5). En

las Figuras 24 y 25 del Apéndice se presenta el desempeño de todas las covariables incluidas en el modelo promedio.

3.3.6. Asociación de las covariables con la ocupación de *Athene cunicularia*.

Dos modelos a escala de ruta conforman el modelo promedio para *A. cunicularia* con un peso ponderado de 0.95 (Tabla 8). En la Figura 3 esta especie presenta la mayor variabilidad de las aves en estudio en la ocupación asociada a la latitud (ψ entre 0.3 y 0.9), aumentando de sur a norte. Con menor incidencia, pero de igual manera relevante, es la asociación con la longitud, con un marcado descenso en la ocupación de oeste a este.

La escala espacial de ruta fue seleccionada por el modelo promedio, mientras que los tipos de cobertura vegetal incluidos fueron el pastizal, cultivos anuales totales, y el monte. Este tipo de cobertura presenta una fuerte asociación negativa con la ocupación, donde coberturas del 100% predicen una ocupación de 0.15 (Figura 6). La cobertura de pastizal mostró una asociación levemente negativa (Figura 5), contrariamente a lo exhibido por la cobertura de cultivos anuales totales, que presenta una asociación levemente positiva. La diversidad de coberturas se asoció negativamente con la ocupación (Figura 6, en Apéndice 1 Figuras 26 y 27).

3.3.7. Asociación de las covariables con la ocupación de *Milvago chimango*.

El modelo promedio se conforma de los cuatro modelos más verosímiles (peso acumulado de 0.97), con la selección de la escala de ruta. Las variables más relevantes (con una importancia de 1) en este modelo fueron la latitud y la longitud, con un marcado decrecimiento en la ocupación desde el sudoeste hacia el noreste (Figura 3). Las coberturas vegetales asociadas a escala de ruta tuvieron una muy baja importancia (Apéndice 1), cuyos modelos explican en conjunto un 0.07 del QAICW, donde los coeficientes beta de dichas coberturas no son significativos.

3.3.8. Asociación de las covariables con la ocupación de *Nothura maculosa*.

El modelo saturado de *N. maculosa* tuvo un buen ajuste ($\hat{c}= 2.35$). Dos modelos conforman el modelo promedio con el 0.94 del peso de QAICc, seleccionados a escala de tramo. Presenta un aumento marcado en la ocupación hacia el sur y leve hacia el este (Figura 3). La asociación con la cobertura de pastizal y pasturas perennes es muy importante, como lo muestra la Figura 4, donde porcentajes superiores al 40% de cobertura de pasturas perennes predicen una ocupación máxima. También presenta una asociación positiva con la cobertura de cultivos anuales, más marcada con la soja (Figura 5). La Figura 6 presenta la asociación con la cobertura de monte, donde fue levemente decreciente para el monte artificial y creciente en el monte natural.

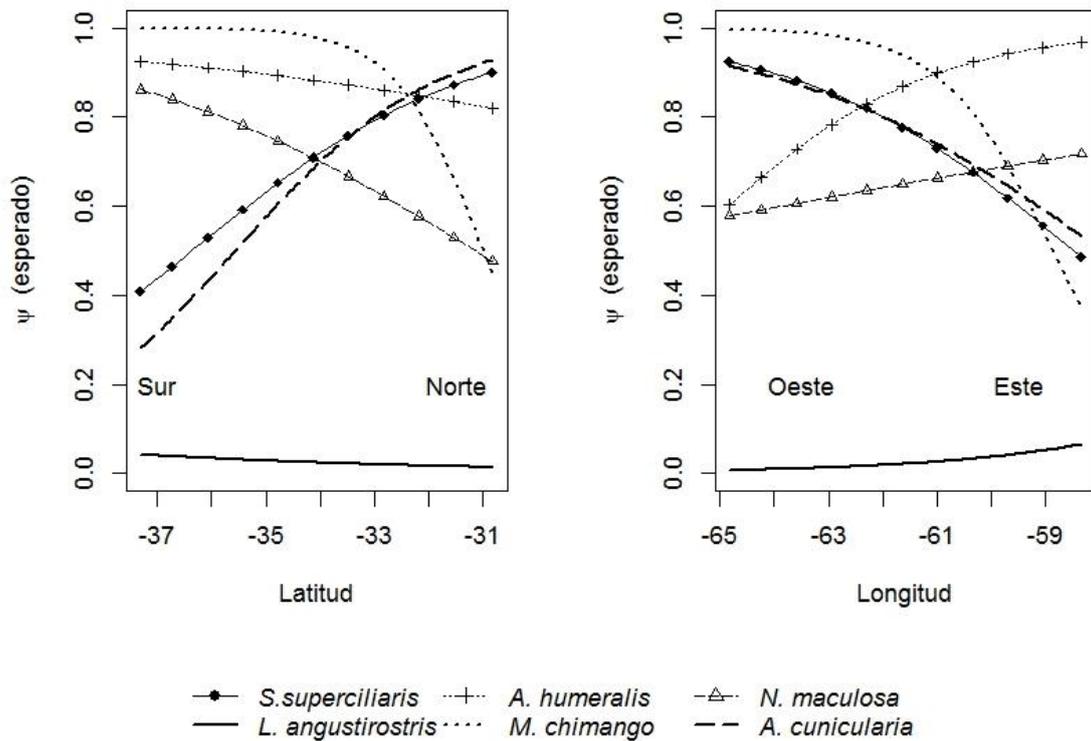


Figura 3. Ocupación esperada de las especies de aves en función de la Latitud y de la Longitud para la región Pampeana Argentina.

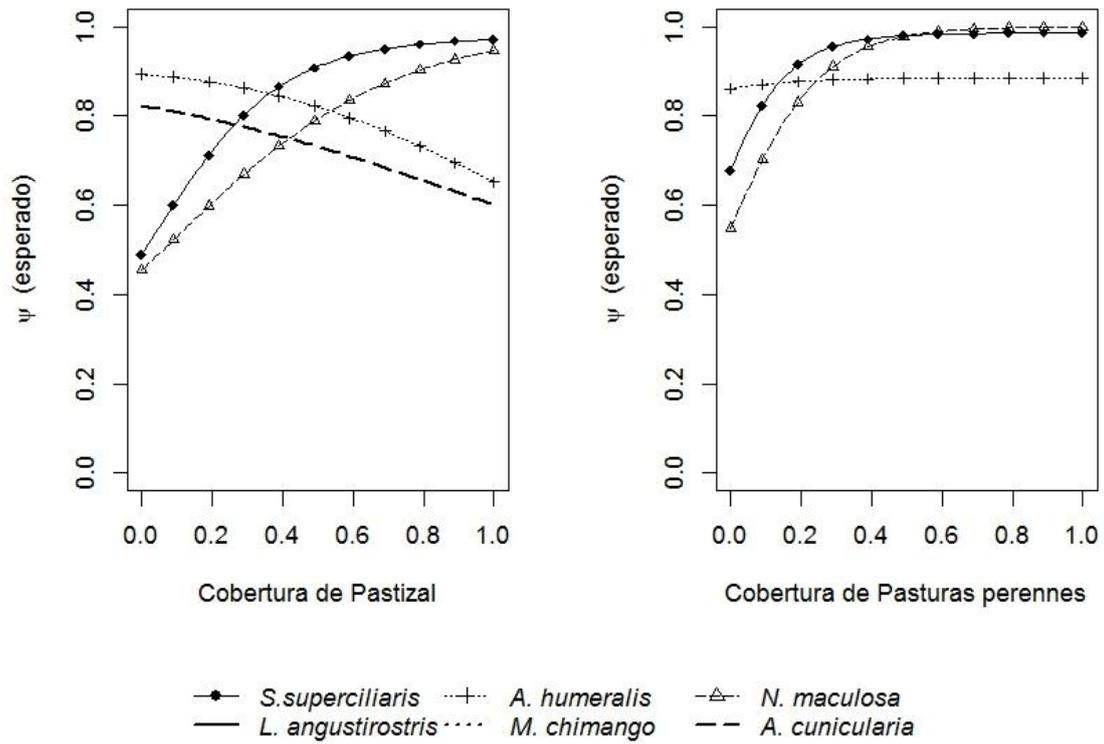


Figura 4. Ocupación esperada de las especies de aves en función de la cobertura de pastizal natural y pasturas perennes para la Región Pampeana Argentina. Los modelos de *S. superciliaris*, *A. humeralis* y *N. maculosa* seleccionaron la escala de sitio, *L. angustirostris*, *M. chimango*, *A. cunicularia* seleccionaron la escala de ruta

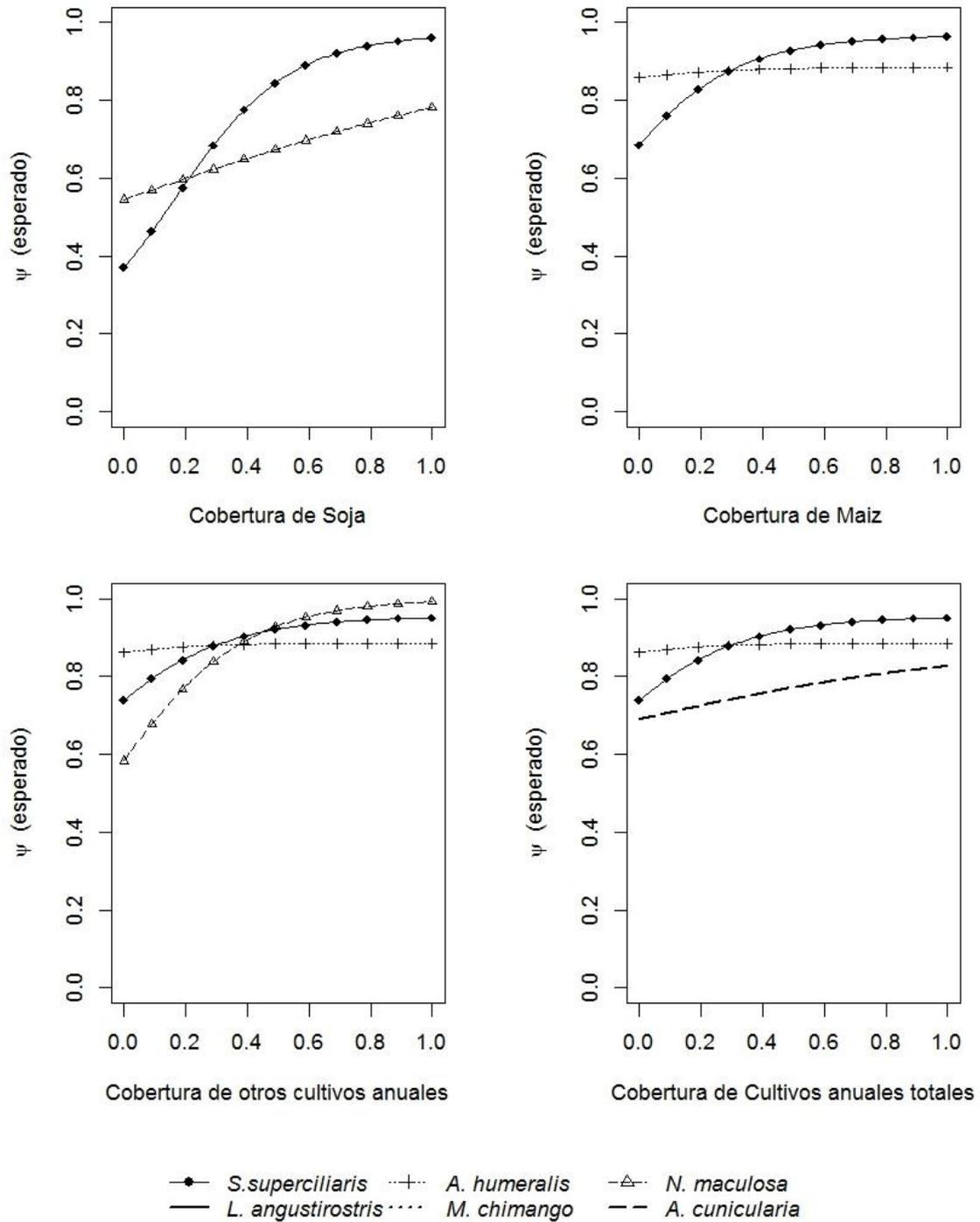


Figura 5. Ocupación esperada de las especies de aves en función de la cobertura de soja, maíz, otros cultivos anuales y de cultivos anuales en general para la Región Pampeana Argentina. Los modelos de *S. superciliaris*, *N. maculosa*, *A. humeralis* seleccionaron la escala de sitio y, *M. chimango*, *L. angustirostris* y *A. cunicularia* seleccionaron la escala de ruta.

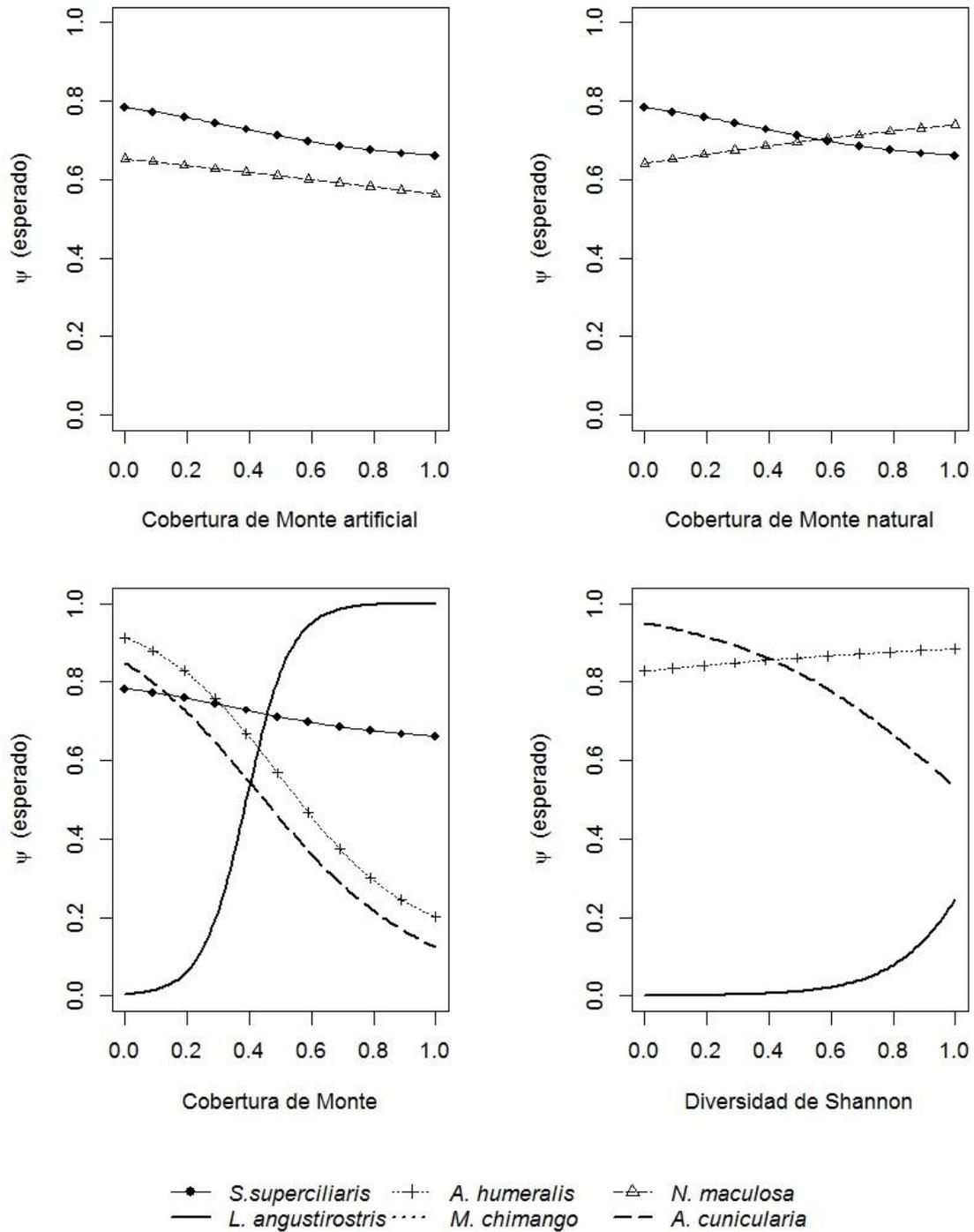


Figura 6. Ocupación esperada de las especies de aves en función de la cobertura de Monte, Monte natural, Monte Artificial y del índice de Diversidad de Shannon para la Región Pampeana Argentina. Los modelos de *S. superciliaris*, *N. maculosa*, *A. humeralis* seleccionaron la escala de sitio y *M. chimango*, *L. angustirostris* y *A. cunicularia* seleccionaron la escala de ruta.

3.4. Discusión

La ocupación ingenua es la proporción de sitios donde el ave fue vista, del total de sitios estudiados (MacKenzie *et al.* 2006). Claramente, la posibilidad de no detectar al ave incide en la estimación de la abundancia, pues como se discutió anteriormente en el capítulo 2, la probabilidad de detección raramente es total. En este sentido, las condiciones que influyeron en la detectabilidad de las especies de aves estudiadas fueron el porcentaje de cobertura vegetal del estrato bajo y la franja horaria de trabajo, coincidiendo con el conocimiento general sobre observación de aves que sostiene que es conveniente realizar los avistajes en momentos posteriores al amanecer (Bibby *et al.* 1992), donde la detectabilidad es mayor. Se encontraron diferencias en la probabilidad de detección entre especies (Tabla 6) y también entre años, seguramente debido a que esta variable resume otras características que influyen en la detectabilidad, las cuales no fueron medidas individualmente, como ser las diferencias en la habilidad de los observadores en detectar las aves. Un análisis exhaustivo de la detectabilidad en los modelos de ocupación se presenta en el capítulo 4.

Cada especie responde en forma diferente a las características del ambiente y al cambio en el uso de la tierra (Fillooy *et al.* 2010). La probabilidad de ocupación de las seis especies de aves fue influenciada tanto por características geográficas, los tipos de uso del suelo y las escalas de percepción del paisaje en la región Pampeana Argentina. Las tres covariables geográficas incluidas en los modelos, latitud, longitud y la pertenencia a la Región fitogeográfica del Espinal, inciden en la ocupación encontrada. Los modelos que incluyeron la escala de tramo influyeron en la ocupación de *S. superciliaris*, *N. maculosa* y *A. humeralis*, mientras que la escala de ruta incidió en la ocupación de *M. chimango*, *L. angustirostris* y *A. cunicularia*. Por la escala regional de análisis de este trabajo, no es posible diferenciar a los cultivos de los bordes vegetados, hecho que deriva en considerar al borde vegetado incluido en el cultivo. La diferente respuesta de las aves a la escala espacial de estudio no es un artificio metodológico, sino que respondería a las necesidades ecológicas de cada una que se cubrían con diferentes magnitudes de superficies espaciales.

En el caso de *S. superciliaris* se encontraron importantes asociaciones con la cobertura de pastizal, pasturas, maíz y otros cultivos anuales, coincidentemente con lo expresado por Gochfeld (1979), Camperi *et al.* (2004) y Gressler (2008), quienes consideran a esta ave como especie típica del pastizal natural y también muy común en pasturas y bordes de cultivos (Solari y Zaccagnini 2009).

Filloy *et al.* (2010) y Solari y Zaccagnini (2009) informan la presencia de *S. superciliaris* cultivos de soja en la región pampeana, coincidentemente a lo hallado, donde se encontró una muy fuerte asociación positiva con el aumento de la cobertura cultivos anuales totales (incluye a la soja). Particularmente, valores superiores al 40 % de cobertura de soja a escala de tramo predicen una ocupación que supera valores de 0.8. La escala de tramo se seleccionó por los modelos más parsimoniosos, hecho que podría explicarse por ser su territorio menor a 1 ha (Gochfeld 1979).

Filloy y Bellocq (2007b) informan una relación negativa entre el porcentaje de cultivos anuales y la latitud (norte – sur) y no hallaron relación entre el porcentaje de tierras cultivables (principalmente soja) y la respuesta de *S. superciliaris*. Contrariamente, en este estudio a escala regional, la ocupación predicha aumenta de sur a norte. Si bien ambos estudios se realizaron en la misma región, las diferencias encontradas pueden deberse a la extensión norte sur de la propuesta de Filloy y Bellocq (2007b), 300 km de longitud y a la escala temporal de un año, mientras que para el presente estudio fue 700 km (comprendiendo al área anterior) y el período de analizado fue de 10 años y la estimación de la ocupación incorpora la detectabilidad imperfecta y presenta un mejor desempeño que los índices de abundancia (Anderson 2001, 2003).

Ammodramus humeralis es una especie común (Narosky y Yzurieta 2010), muy asociada a agroecosistemas, cuya alimentación es principalmente a base de semillas (Pérez *et al.* 2001, Gressler 2008). Esto es consistente con lo hallado, donde la ocupación de esta especie presenta una fuerte relación negativa con el monte y altos valores de ocupación a diferentes coberturas de cultivos anuales. Asimismo, se encontró que a mayor diversidad de coberturas vegetales, mayor ocupación a escala de tramo, de forma similar a lo hallado por Isacch *et al.* (2005), quienes encontraron una asociación positiva entre la abundancia de esta especie con la riqueza de plantas.

El modelo de ocupación para *Lepidocolaptes angustirostris* presentó una fuerte asociación con la cobertura de monte, reafirmando la utilización cavidades de árboles para nidificar (Salvador 2013) y la obtención de insectos debajo de la corteza de los árboles. La selección de la escala de ruta es coincidente con los propuesto por Dardanelli *et al.* (2006), quienes aseveran que su área mínima es de 80 ha, mientras que la asociación con la diversidad de coberturas apoya lo afirmado por Goijman y Zaccagnini (2008), quienes

encontraron que el chinchero chico utiliza los parches de bosque y los bordes de campos de soja.

Milvago chimango presentó un modelo de ocupación simple, donde sólo tres características geográficas (latitud, longitud y la región geográfica del Espinal) explican la abundancia, coincidentemente con lo propuesto por Filloy y Bellocq (2007a) y Bellocq *et al.* (2008), quienes no hallaron asociación del chimango con el tipo de uso de la tierra.

Nothura maculosa es una especie típica de pastizal, asociada a agroecosistemas (Bump y Bump 1969, Bernardos 2002). En este estudio se encontró una marcada asociación positiva con el pastizal y las pasturas perennes, y en menor medida con la soja y otros cultivos agrícolas, en los dos modelos de ocupación incluidos en el modelo promedio. Asimismo, Thompson y Carroll (2009) informan que el home range esta especie en campos agrícolas de la provincia de Buenos Aires varía entre 15 y 19 ha, lo cual reafirma la selección de coberturas a escala de tramo hallada en el presente estudio.

Athene cunicularia es una especie común y abundante en los agroecosistemas pampeanos (Bellocq 1993), que habita en pastizales, montes abiertos y sabanas (Canevari *et al.* 1991). Los resultados obtenidos muestran asociaciones positivas con la cobertura de cultivos anuales totales y el pastizal (alto valor de ocupación), pero levemente negativo a coberturas superiores al 80 %, y asociaciones negativas muy fuertes con el monte, y la diversidad de coberturas. La ocupación de estas coberturas estaría influenciada por su dieta, formada por insectos, anfibios y roedores, los cuales son muy abundantes en pastizales y cultivos (Bellocq y Kravetz 1983, Bellocq 1987, Torres-Contreras *et al.* 1994, Teixeira y Melo 2000, Andrade *et al.* 2004)

Filloy *et al.* (2010) informan la presencia de *S. superciliaris*, *N. maculosa* y *A. humeralis* en cultivos de soja en la región pampeana. Los modelos de ocupación promedio para estas especies incluyen a la cobertura de soja a escala de tramo; no obstante, la relevancia de esta cobertura dentro de cada modelo es diferente. La escala espacial de tramo fue seleccionada por los modelos de *Sturnella superciliaris*, *Ammodramus humeralis* y *Nothura maculosa*. A este conjunto de especies se las podría considerar de grano fino de acuerdo a la percepción que registran del paisaje, y presentaron una fuerte asociación con los cultivos agrícolas, en particular con la soja y el maíz, los cuales cubren la mayor parte de la superficie cultivada. Por otro lado, el *Lepidocolaptes angustirostris*, *Athene cunicularia* y

Milvago chimango seleccionaron la escala de ruta, y podrían considerarse especies de grano grueso en la selección del hábitat. Consecuentemente, los modelos explicativos de la ocupación de estas especies comprenden mucho menos parámetros (tipos de coberturas vegetales) que los de grano fino, coincidentemente con la escala espacial de selección.

Capítulo 4

Tendencia en la ocupación por aves en la región Pampeana Argentina

4.1. Introducción

El cambio en el uso de la tierra es una fuerza impulsora a gran escala que incide en el clima, los ciclos biogeoquímicos y los patrones de biodiversidad encontrados en todo el mundo (Dale *et al.* 1994, Viglizzo *et al.* 1997, Sala *et al.* 2000, Kalnay y Cai 2003, Paruelo *et al.* 2005). El resultado final de este cambio en el área de estudio, es un paisaje de la agricultura continua, debido a la convergencia sinérgica de múltiples factores climáticos, tecnológicos y socioeconómicos (Baldi y Paruelo 2008, Zak *et al.* 2008).

La etapa siguiente en el proceso de agriculturización es la intensificación agrícola. Esta se inició en Europa Occidental y Estados Unidos (Tilman *et al.* 2002) y continuó entre una y dos décadas después (década del '90) en América Latina y Europa del Este (Wretenberg *et al.* 2007, Viglizzo *et al.* 2011). En Argentina, la región Pampeana es un claro ejemplo del mismo (Paruelo *et al.* 2005, Baldi y Paruelo 2008, Viglizzo *et al.* 2011), donde el principal cambio fue de tecnología agrícola y de cultivos, permutando de pasturas perennes (e.g. alfalfa y otras forrajeras) a cultivos anuales, principalmente soja (Paruelo *et al.* 2005).

Tilman *et al.* (2002) afirman que la intensificación agrícola ha generado un deterioro de la integridad ambiental, que se ve reflejado en la biodiversidad, donde las aves han presentado fuertes descensos en su abundancia y distribución en Europa y Estados Unidos (Chamberlain y Fuller 2001, Donald *et al.* 2001, 2006, Vickery y Herkert 2001, Siriwardena *et al.* 2001). Por su parte, varios autores (Filloy y Bellocq 2007a, 2007b, Schrag *et al.* 2009, Gavier-Pizarro *et al.* 2012b, Thompson *et al.* 2013) han realizado trabajos que demuestran la incidencia del uso de la tierra en la riqueza y abundancia de las aves en la región pampeana.

Para conocer la tendencia en la abundancia de aves, es necesario contar con datos de avistajes continuos en el espacio y en el tiempo, con un diseño estadístico confiable.

Habitualmente estas actividades se enmarcan en Programas de Monitoreo, como el *North American Breeding Bird Survey* (BBS 2015) de Estados Unidos y Canadá, o el *Monitoring Common Breeding Birds* de Suiza (Swiss Ornithological Institute 2015). En Argentina, el INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria) está llevando a cabo, desde el año 2003 hasta la actualidad, el *Programa de Monitoreo Regional de Aves*, cubriendo una importante área de la región Pampeana. El análisis correcto de datos de monitoreos de largo plazo es esencial para proponer acciones de manejo y conservación efectivas, sobre poblaciones de vida silvestre. Un componente importante de tal análisis es la identificación de la tendencia de la abundancia poblacional en el tiempo. No obstante, dada la naturaleza de los datos ecológicos, la obtención de estimaciones confiables de la abundancia anual no es simple ni directa. La documentación del cambio en los parámetros poblacionales requiere la separación de los verdaderos cambios en la población, de los cambios generados por la variación en la probabilidad de detección (Buckland *et al.* 1993, Anderson 2001, 2003, MacKenzie *et al.* 2002, 2006, MacKenzie y Nichols 2004). En este trabajo se evalúa la probabilidad de detección y la ocupación como un sustituto de la abundancia (MacKenzie y Nichols 2004), para conocer la tendencia en la ocupación de seis especies comunes de aves en la región Pampeana: *Sturnella superciliaris* (pecho colorado), *Lepidocolaptes angustirostris* (chinchero chico), *Ammodramus humeralis* (cachilo de ceja amarilla), *Nothura maculosa* (perdiz chica), *Athene cunicularia* (lechucita vizcachera) y *Milvago chimango* (chimango), e identificar los usos de la tierra que favorecen su conservación.

4.2. Materiales y métodos

El área de estudio y método de muestreo se presentaron en el capítulo 3.

4.2.1. Estimación de la detección y ocupación

Las variables de estado ψ (probabilidad de ocupación) y p (probabilidad de detección) fueron calculadas para cada especie de ave y año, con los modelos promedio obtenidos en el capítulo 3 (Tablas 8 y 9) y las estimaciones de la ocupación y detección basadas en el modelo promedio, se calcularon con el paquete *AICcmodavg* (Mazerolle 2013).

En el caso de *S. superciliaris*, *A. humeralis* y *N. maculosa*, sus modelos más verosímiles incluidos en el modelo promedio, seleccionaron la escala espacial de tramo, por lo tanto la estimación de los valores de las probabilidades de ocupación de detección se realizó a dicha escala. En cambio, para *M. chimango*, *A. cunicularia* y *L. angustirostris*, estas probabilidades se estimaron por ruta (resultados capítulo 3), siguiendo la escala espacial seleccionada acorde al modelo de máxima verosimilitud (Tabla 10).

Tabla 10. Modelos promedio utilizados para la estimación de la ocupación y de la detección

Especie	Modelo
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	$p = -2.78 -0.12 \text{ turno} -2.25 \text{ Hab}$ $\psi = -6.9 -1.15 \text{ Lat} + 2.32 \text{ Long} + 0.92 \text{ Espinal} + 1.63 \text{ C_anu_tot} + 14.14 \text{ Monte} + 6.69 \text{ Shannon} + 3.53 \text{ Soja} + 2.19 \text{ Past}$
<i>Sturnella superciliaris</i>	$p = -1.8 -0.11 \text{ turno} + 1.99 \text{ Hab}$ $\psi = -2.82 + 2.58 \text{ Lat} -2.56 \text{ Long} -0.53 \text{ Espinal} + 4.89 \text{ T.Soja} + 4.43 \text{ T.Maiz} + 3.66 \text{ T.C_anu} + 5.23 \text{ T.Past} + 9.46 \text{ T.P_per} -3.96 \text{ T.Monte_art} -5.1 \text{ T.Monte_nat} -1 \text{ T.C_anu_tot} -6.32 \text{ T.Monte}$
<i>Ammodramus humeralis</i>	$p = -2.75 -0.16 \text{ turno} + 2.67 \text{ Hab}$ $\psi = -0.3 + -1 \text{ Lat} + 3 \text{ Long} + 0.56 \text{ Espinal} + 0.37 \text{ T.Soja} -1.4 \text{ T.Past} -4.83 \text{ T.Monte} + 1.15 \text{ T.Shannon} + 4.31 \text{ T.Maiz} + 5.5 \text{ T.C_anu} + 6.09 \text{ T.P_per} + 1.37 \text{ T.C_anu_tot}$
<i>Athene cunicularia</i>	$p = -3.33 -0.29 \text{ turno} + 2.76 \text{ Hab}$ $\psi = 2.16 + 3.5 \text{ Lat} -2.23 \text{ Long} -1.08 \text{ Espinal} + 0.06 \text{ Soja} -1.99 \text{ Past} -3.86 \text{ Monte} -2.8 \text{ Shannon} + 1.67 \text{ C_anu_tot}$
<i>Milvago chimango</i>	$p = -1.15 -0.24 \text{ turno} + 0.9 \text{ Hab}$ $\psi = 10.5 -8.01 \text{ Lat} -6.39 \text{ Long} -0.7 \text{ Espinal} + 11.02 \text{ Soja} + 5.57 \text{ Maiz} + 11.59 \text{ C_anu} + 10.31 \text{ Past} + 7.96 \text{ P_per} -2.26 \text{ Monte_art} + 5.72 \text{ Monte_nat} + 0.67 \text{ C_anu_tot}$
<i>Nothura maculosa</i>	$p = -2.64 + 1.51 \text{ Hab} -0.4 \text{ turno}$ $\psi = 0.68 -1.93 \text{ Lat} + 0.61 \text{ Long} + 0.91 \text{ Espinal} + 1.1 \text{ T.Soja} + 4.51 \text{ T.C_anu} + 3.06 \text{ T.Past} + 7.33 \text{ T.P_per} -0.73 \text{ T.Monte_art} 1.02 \text{ T.Monte_nat}$

4.2.2. Tendencia de la probabilidad de ocupación en el tiempo

Las tendencias de la ocupación para cada especie y cada ruta se obtuvieron por medio del test de tendencias de Mann-Kendall (Mann 1945). Para la representación espacial del cambio en la ocupación, se aplicó la metodología de polígonos de Thiessen, considerando a cada ruta como centroide de los polígonos.

4.3. Resultados

El área de estudio cubrió una superficie de 361328 km², correspondientes a las provincias de Buenos Aires, Entre Ríos, Santa Fe, Córdoba y La Pampa. No obstante, durante los tres primeros años, el área cubierta fue significativamente menor (128200 km²). No se encontraron importantes variaciones en la proporción de cultivos presentes durante el período 2003-2012, donde la soja tuvo una marcada dominancia, con un 45% de la superficie total (Figura 7). El descenso en la cobertura de soja registrado entre 2006 y 2007 fue debido al aumento del área de estudio, donde se incluyeron sectores de las provincias de Buenos Aires y La Pampa.

4.3.1. Detectabilidad

Se estudiaron 4673 sitios en total, en los 10 años de duración del estudio. La probabilidad de detección promedio por especie fue baja y las variables incorporadas a los modelos de detección de cada una de las especies fueron el porcentaje de cobertura de estrato bajo (CEB), la franja horaria de trabajo (turno) y el año (Año), este último incluido como factor (capítulo 3).

La detectabilidad presentó diferencias entre especies (capítulo 3 – Tabla 6) y entre años (Figuras 8 y 9). *Lepidocolaptes angustirostris*, fue la especie con menor valor en esta característica (inferior al 5 %) a excepción de los años 2008 y 2011, con valores del 25 %.

La franja horaria de avistaje fue incluida en los modelos de detección más verosímiles de cada una de las especies. No obstante, esta covariable sólo fue significativa para *Nothura maculosa* y *Milvago chimango*, mientras que para las especies donde no fue estadísticamente significativa, aporta información relevante, al estar incluida en los mejores modelos de detección (Figuras 10 y 11 derecha - selección de modelos). La característica del ambiente incluida en todos los modelos fue el porcentaje de cobertura de estrato bajo (CEB), que afecta positivamente a la detección de todas las especies (a mayor representación, mayor detección), excepto para *Lepidocolaptes angustirostris*, cuya relación fue estrictamente negativa (Figuras 10 y 11 izquierda).

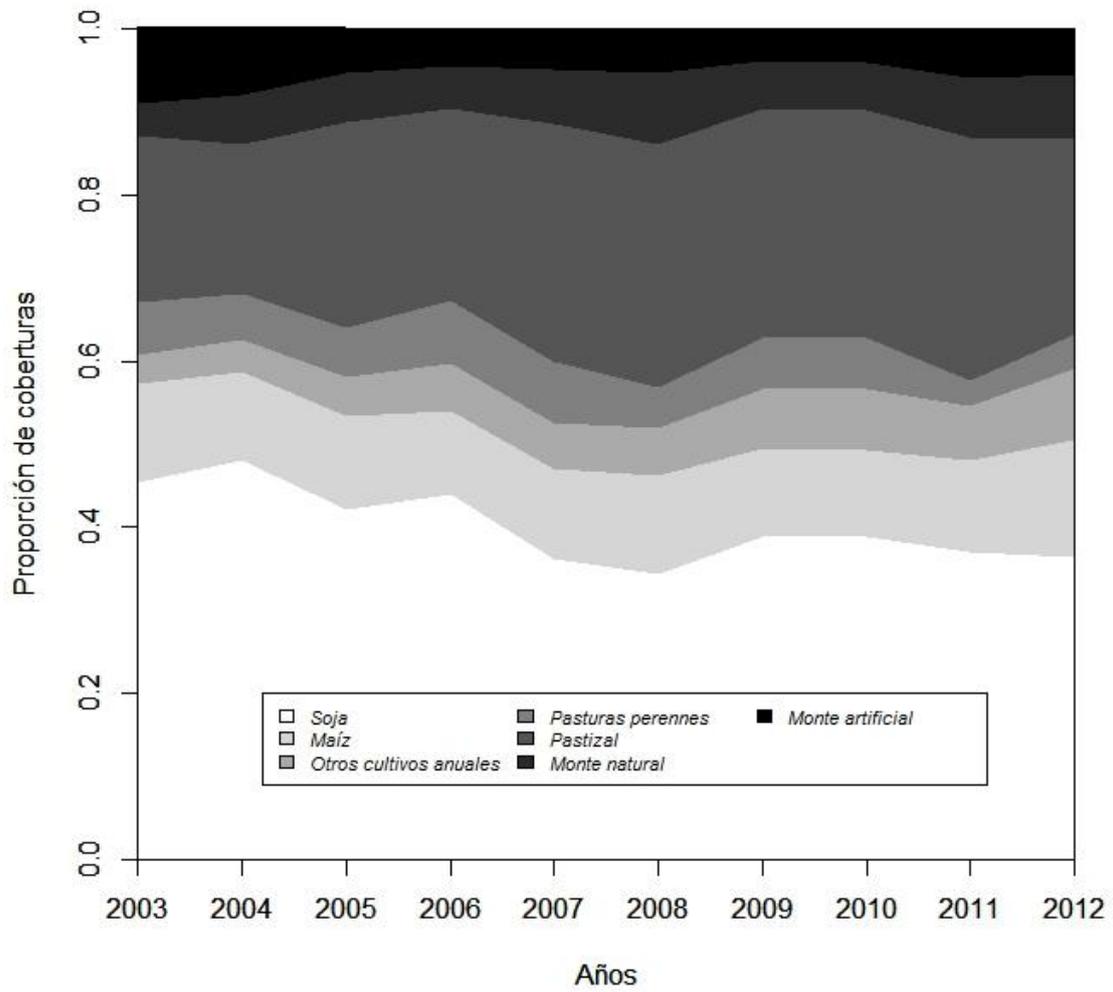


Figura 7. Variación temporal de la proporción de coberturas vegetales durante el período 2003- 2012 para la región Pampeana Argentina

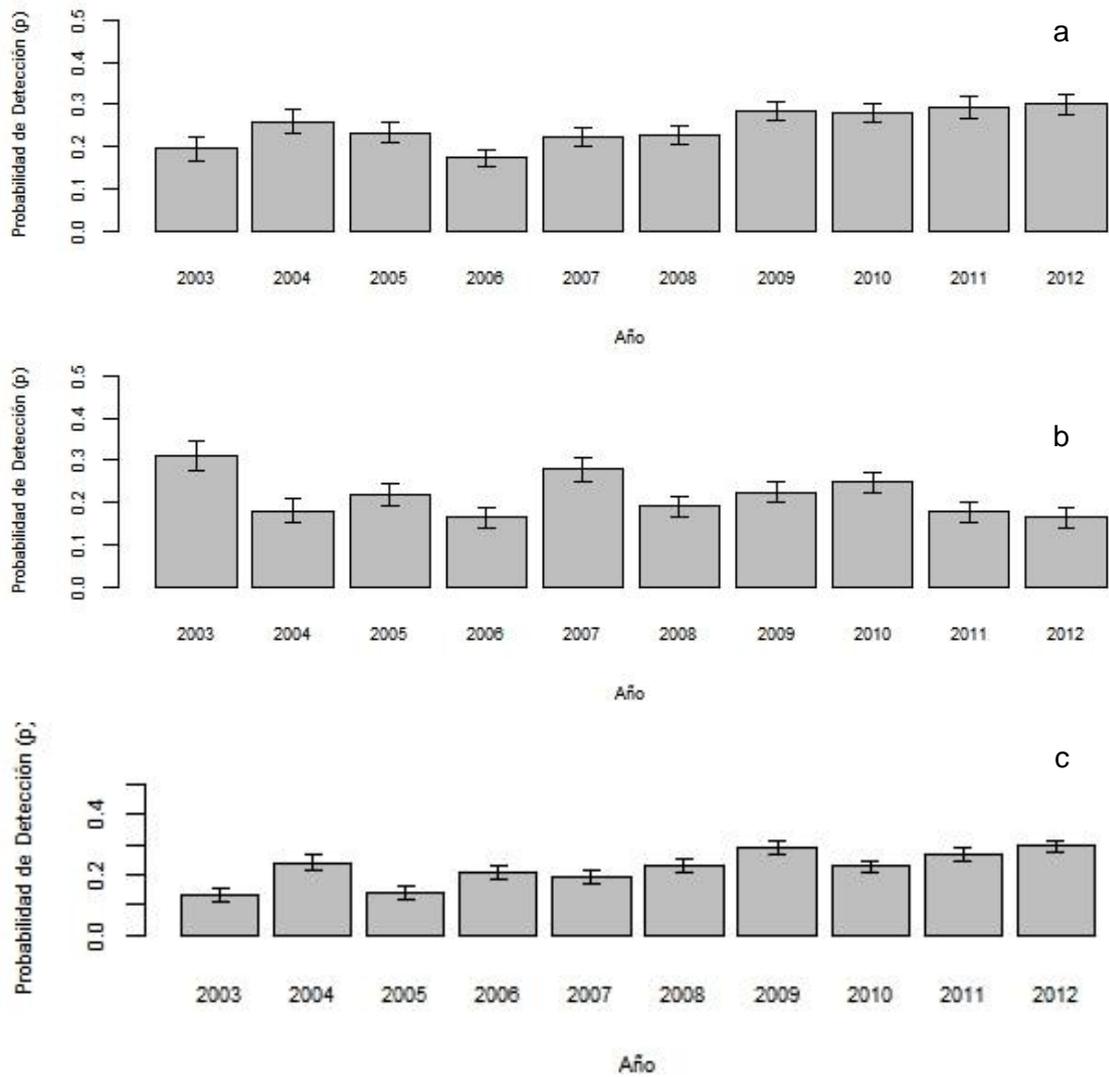


Figura 8. Probabilidad de detección por año para *Ammodramus humeralis* (a) *Sturnella superciliaris* (b) y *Nothura maculosa* (c).

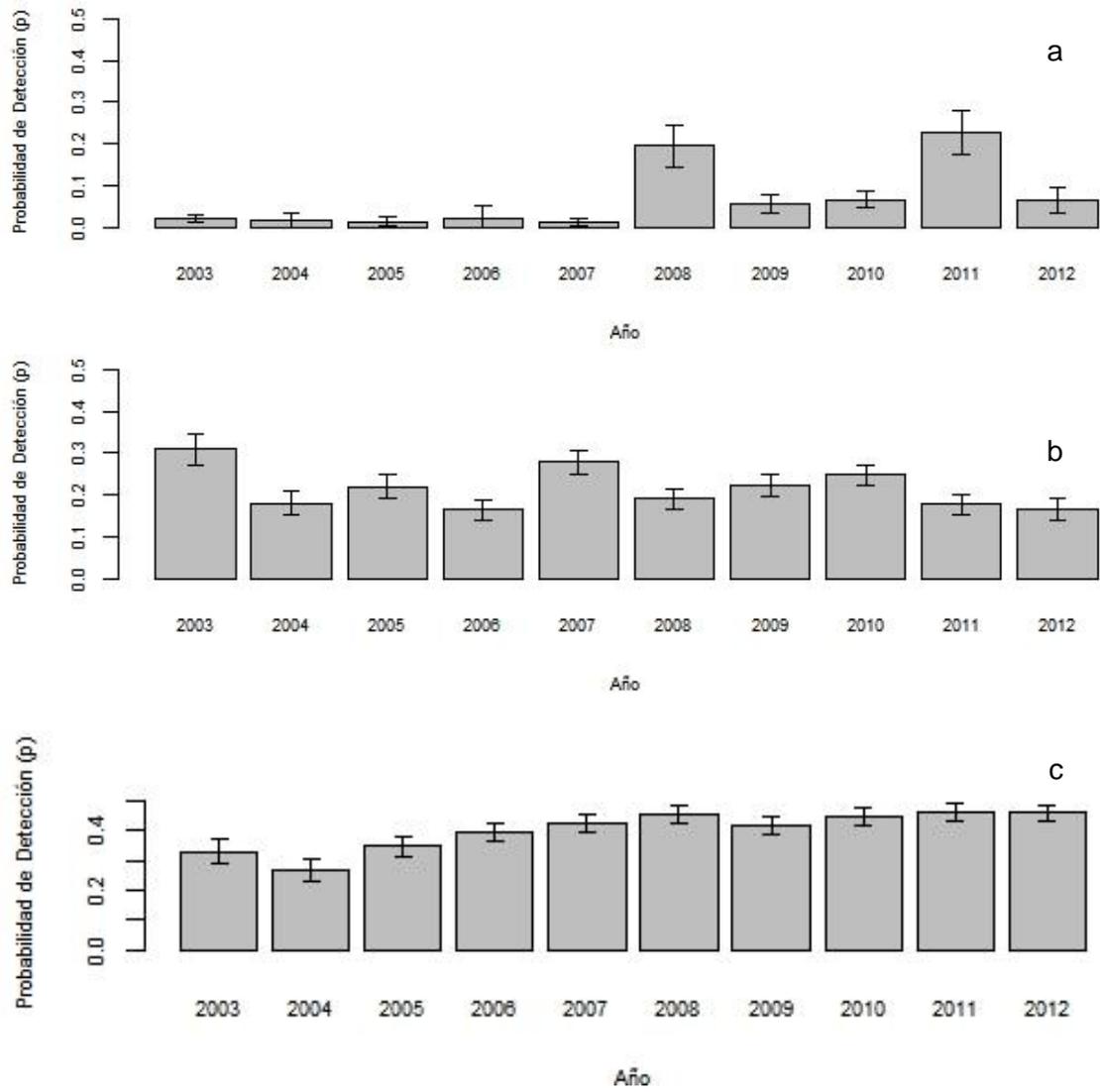


Figura 9. Probabilidad de detección por año para *Lepidocolaptes angustirostris* (a), *Athene cunicularia* (b) y *Milvago chimango* (c).

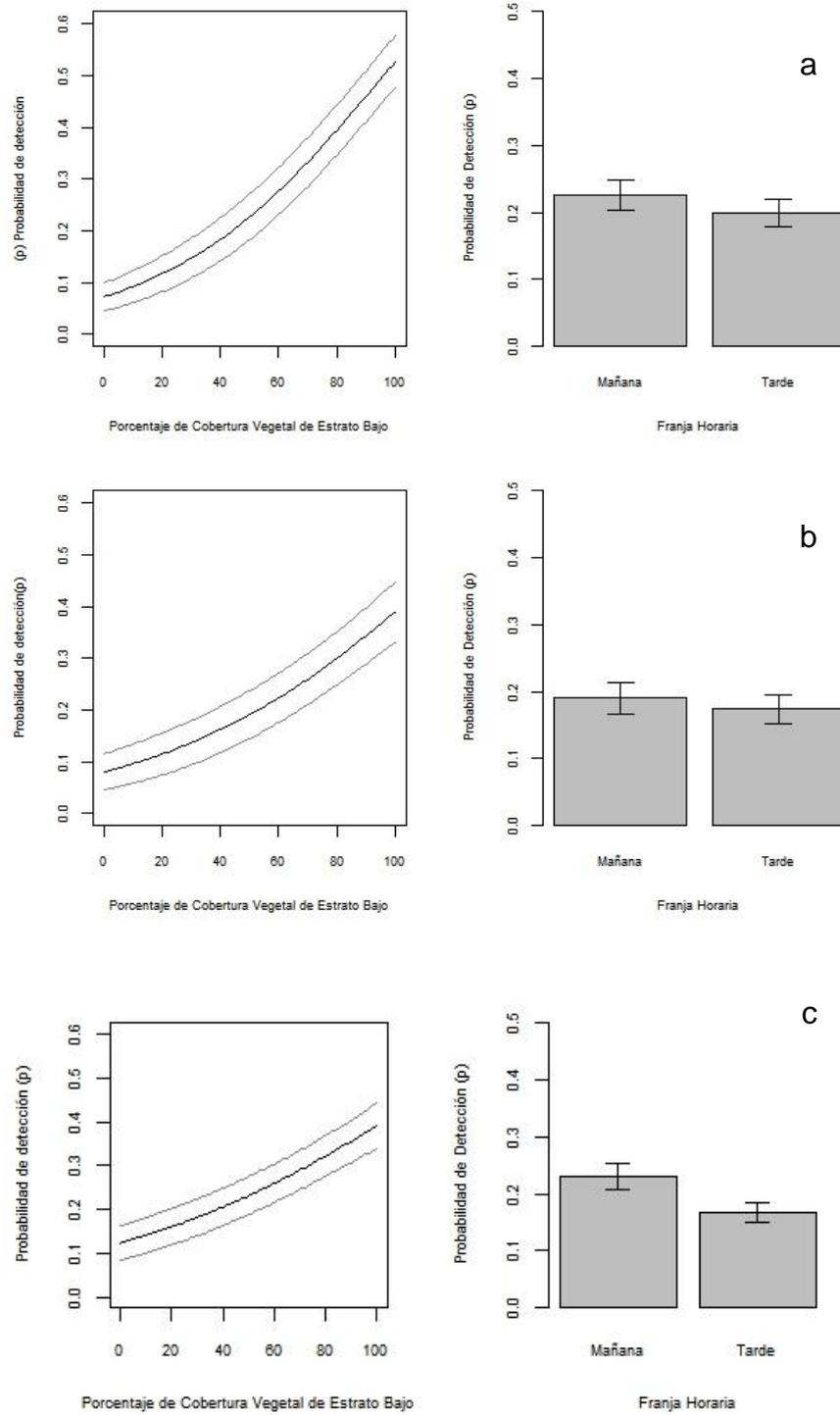


Figura 10. Variación de la Probabilidad de detección por la proporción de estrato bajo (izquierda) y la franja horaria (derecha) para *Ammodramus humeralis* (a), *Athene cunicularia* (b) y *Nothura maculosa* (c).

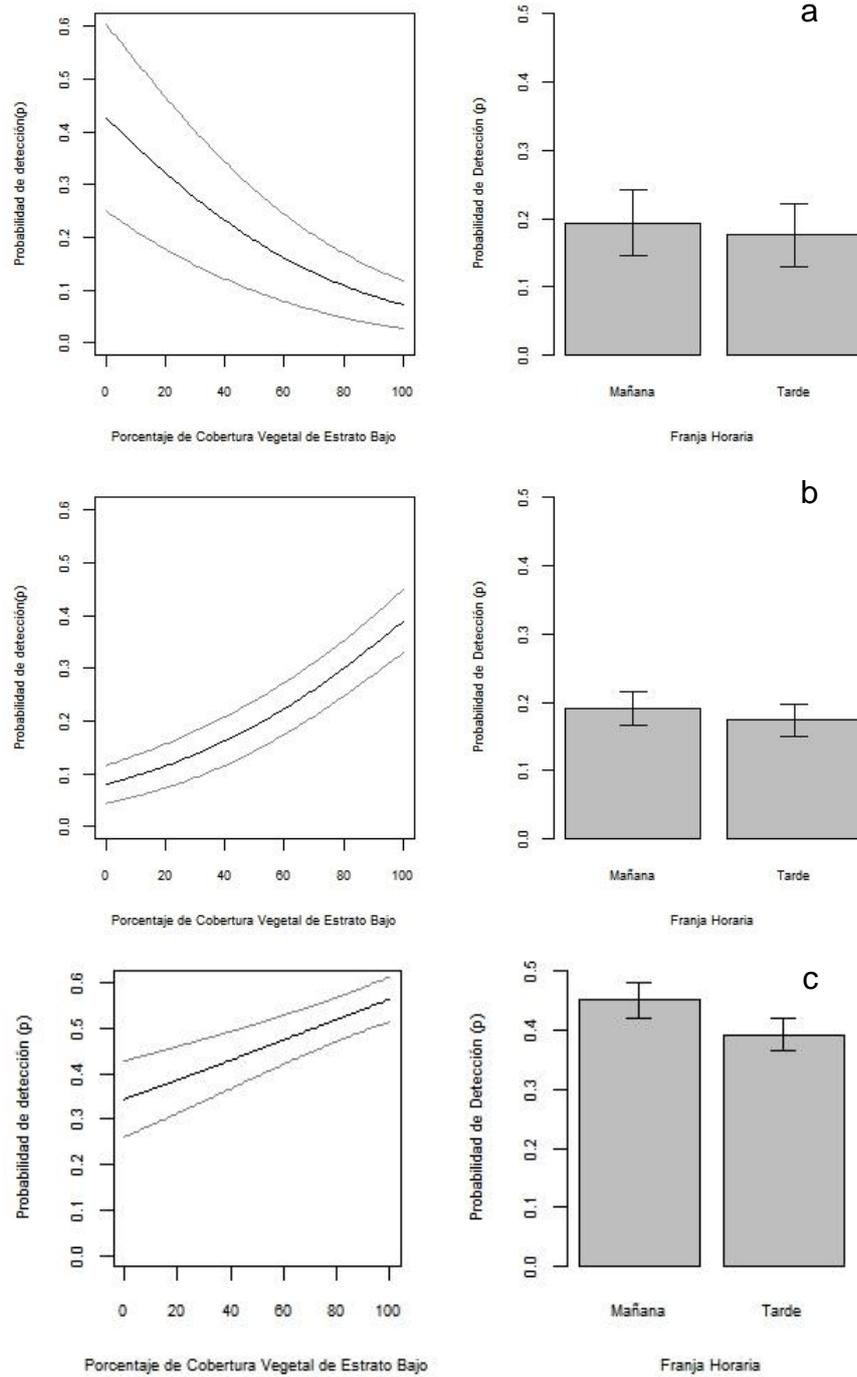


Figura 11. Variación de la Probabilidad de detección por la proporción de estrato bajo (izquierda) y la franja horaria (derecha) para *Lepidocolaptes angustirostris* (a), *Athene cunicularia* (b) y *Milvago chimango* (c).

4.3.2. Probabilidad de ocupación inicial y tendencia en la ocupación

Ammodramus humeralis exhibió una alta ocupación en el período inicial de estudio y un incremento de ésta en toda el área, con mayor incidencia en el norte –Córdoba, Santa Fe y Entre Ríos- (Figura 12 a). *Sturnella superciliaris* y *Nothura maculosa*, manifiestan una alta ocupación en general, donde los máximos se encuentran al oeste para *S. superciliaris*, y al norte para *N. maculosa* (Figura 12 b y c izquierda). Ambas especies sufrieron descensos en su ocupación; sin embargo, éste ha sido mucho más relevante en *S. superciliaris* (Figura 12 b y c derecha). Es destacable la baja ocupación de *Lepidocolaptes angustirostris* en el sector centro sur (Sur de Santa Fe y Córdoba y norte de Buenos Aires y La Pampa), tal como lo muestra la Figura 13 a. Tanto *Athene cunicularia* como *Milvago chimango* muestran una alta ocupación en el período inicial; sin embargo, en la lechucita la tendencia en la ocupación es decreciente, mientras que para el chimango es creciente (Figura 13 b y c).

Es de remarcar que *Sturnella superciliaris*, *Nothura maculosa*, *Lepidocolaptes angustirostris* y *Athene cunicularia* exhiben un descenso en la ocupación en casi toda el área de estudio, mientras que *Ammodramus humeralis* y *Milvago chimango*, por el contrario, presentan tendencias crecientes.

La relación entre la detección y la ocupación fue menor a 0.3 para todas las especies. Esto implica que, en términos generales, se detecta menos del 33 % de lo que realmente está presente. Además, hay importantes diferencias entre especies, siendo *Ammodramus humeralis* la más detectable (beta = 0.282) y *Lepidocolaptes angustirostris* la de menor detectabilidad (beta = 0.007) del conjunto de aves estudiadas (Tabla 11).

Tabla 11. Pendientes de la relación entre la detección y la ocupación para seis especies de aves evaluadas en el período 2003- 2012 en la región Pampeana Argentina

Especie	beta	std
<i>Ammodramus humeralis</i>	0.282	0.024
<i>Sturnella superciliaris</i>	0.249	0.010
<i>Nothura maculosa</i>	0.023	0.018
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	0.007	0.006
<i>Athene cunicularia</i>	0.109	0.010
<i>Milvago chimango</i>	0.076	0.007

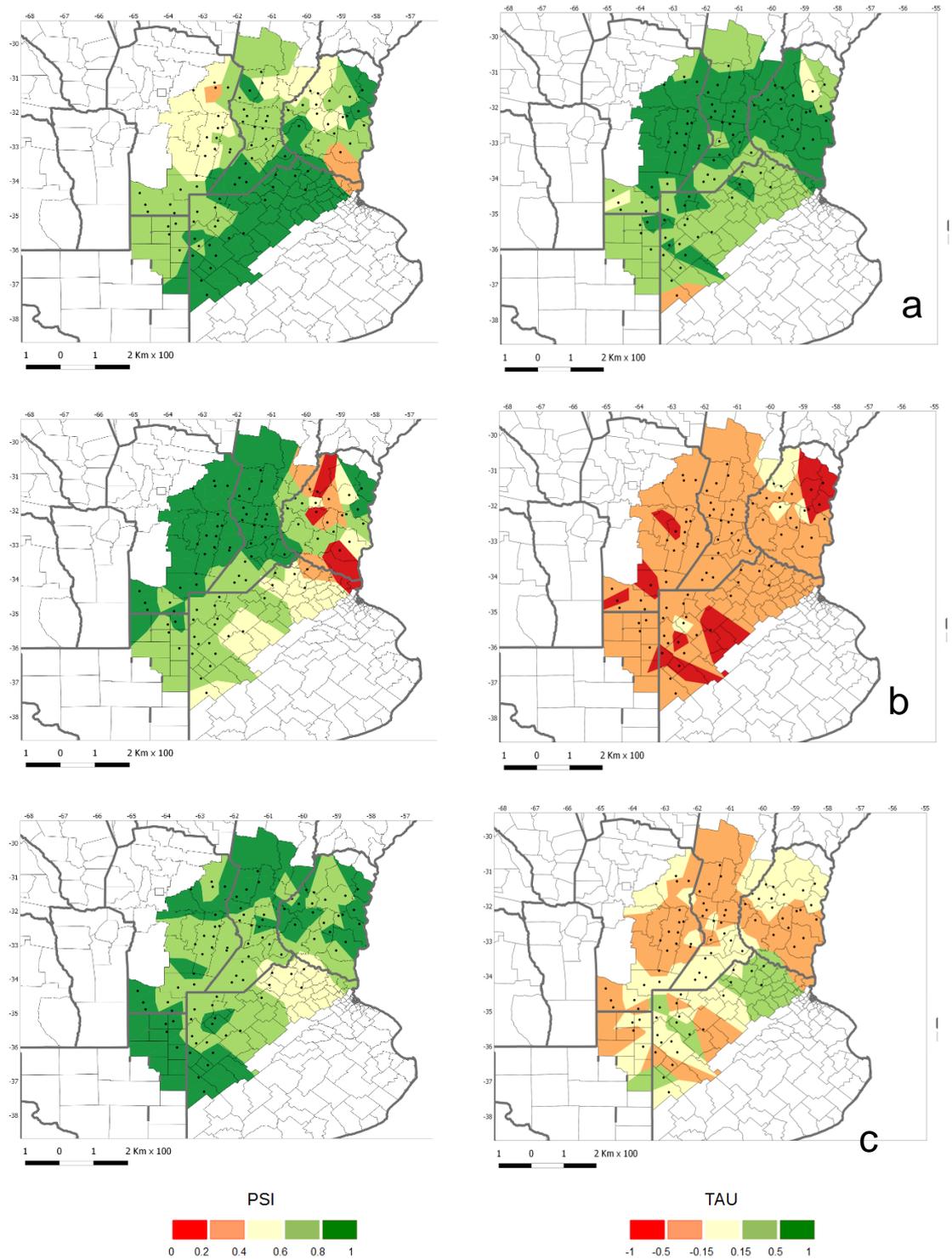


Figura 12. Probabilidad de Ocupación para el primer año (izquierda) y tendencia en la ocupación (derecha) para *Ammodramus humeralis* (A), *Sturnella superciliaris* (B) y *Nothura maculosa* (C) en la región Pampeana Argentina. Período 2003- 2012.

Tendencia de la ocupación espacial por aves en la región Pampeana Argentina y su relación con el uso de la tierra
Jaime N. Bernardos

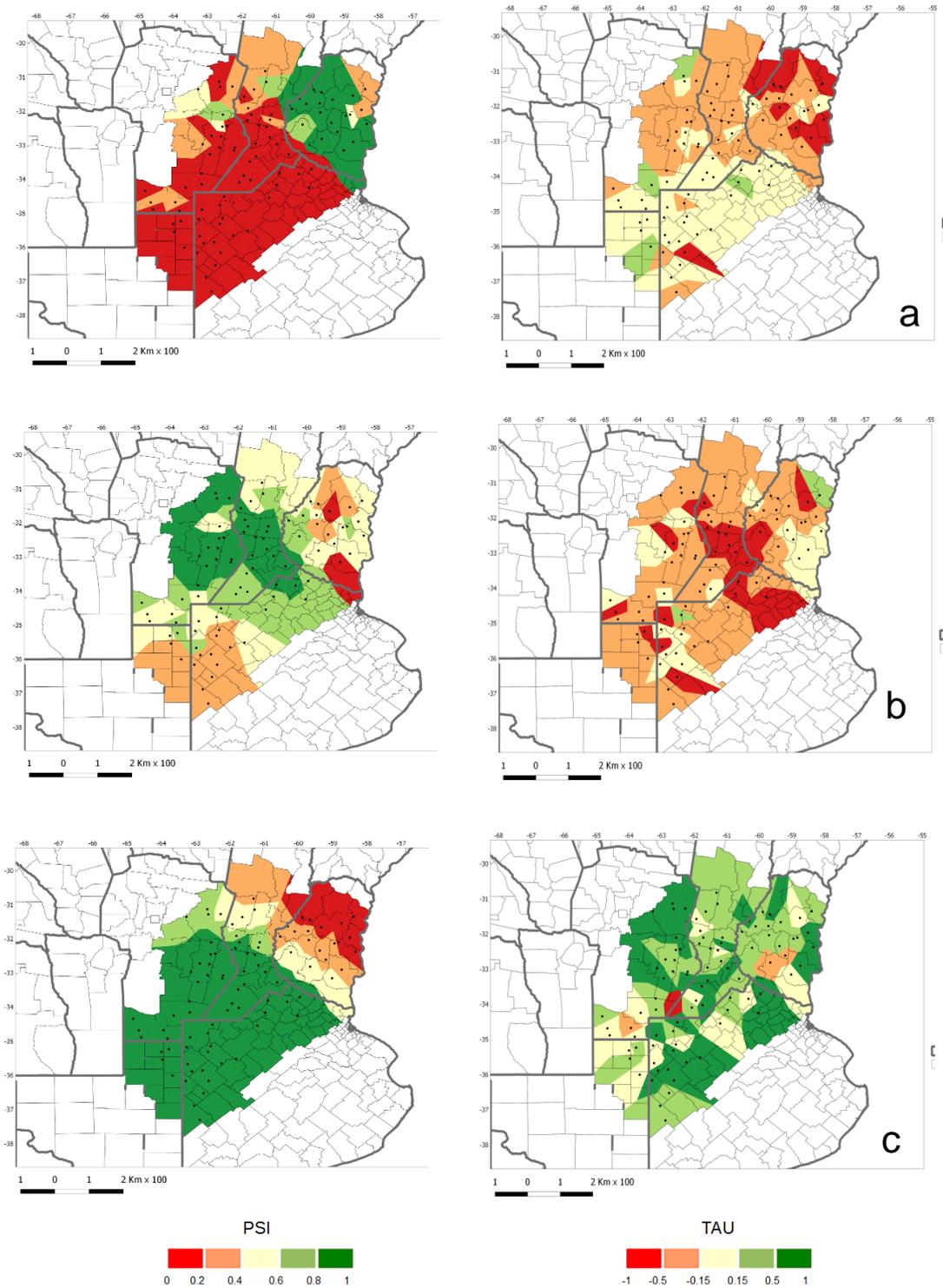


Figura 13. Probabilidad de Ocupación para el primer año (izquierda) y tendencia en la ocupación (derecha) para *Lepidocolaptes angustirostris* (A), *Athene cucularia* (B) y *Milvago chimango* (C) en la región Pampeana Argentina. Período 2003- 2012.

4.4. Discusión y conclusiones

Los datos obtenidos concuerdan, en términos generales, con las disminuciones encontradas en las abundancias de especies en agroecosistemas de Europa y Estados Unidos (Chamberlain y Fuller 2001, Donald *et al.* 2001, 2006, Vickery y Herkert 2001, Siriwardena *et al.* 2001). Varios autores (Filloy y Bellocq 2007a, 2007b, Schrag *et al.* 2009, Gavier-Pizarro *et al.* 2012b, Thompson *et al.* 2013) manifiestan un descenso en la abundancia de aves similar para la región Pampeana Argentina. No obstante, es de destacar que hubo especies como *M. chimango* y *A. humeralis*, que presentaron tendencias crecientes en la ocupación, las cuales serán analizadas y discutidas más adelante.

Dentro de los aspectos metodológicos más relevantes de este trabajo está la consideración de la detectabilidad, que no fue perfecta y además diferente entre años para cada especie estudiada. En caso de no estimar la detectabilidad, se asume de manera implícita que ésta es constante en el tiempo (al menos para cada especie) y esto llevaría a obtener estimaciones sesgadas de la abundancia y, por ende, realizar análisis de tendencias erróneos (Norvell *et al.* 2003). En este estudio, la detectabilidad de las aves fue baja, coincidentemente con lo hallado por Thompson *et al.* (2013) para especies de aves de pastizal.

Las dos covariables propuestas como influyentes en la detección (*porcentaje de cobertura vegetal del estrato bajo, y franja horaria de observación*) fueron seleccionadas como relevantes en los modelos de cada una de las seis especies. La inclusión de la condición meteorológica (temperatura, velocidad del viento, humedad) de cada período de observación, y el observador, como factores influyentes en la probabilidad de detección, podrían mejorar la estimación; no obstante, esto incrementaría el número de variables involucradas en el modelo, aumentando su complejidad y los errores asociados. En este caso se optó por una solución intermedia, esto es, realizar las observaciones de aves en condiciones meteorológicas que aseguren una buena visibilidad y seguir un estricto protocolo de trabajo, a fin de minimizar efectos espurios.

Con respecto a los observadores, estos fueron ornitólogos profesionales quienes recibieron entrenamiento en aspectos metodológicos, previo a cada campaña. El posible sesgo originado en la diferente capacidad de ver e identificar correctamente a las especies de aves por parte de cada uno de los observadores fue controlado en el proceso de selección de los mismos. Otro sesgo potencial que puede producirse en el caso de estudiar toda la

comunidad de aves es *el efecto aprendizaje del observador*, esto es el resultado de que el observador reconozca nuevas especies (aprendizaje) y en años sucesivos lograr ver e identificar más aves, resultando en un sesgo positivo y espurio en la estimación de las tendencias poblacionales (Sauer *et al.* 1994). En este caso las especies estudiadas son comunes y fácilmente reconocibles por ornitólogos con un entrenamiento estándar, entonces se asume que para estas especies no hubo “aprendizaje” por parte de los observadores en los términos de Sauer *et al.* (1994), por lo que se considera a este sesgo como despreciable.

La obtención de un buen modelo explicativo y por ende estimaciones confiables de la detectabilidad se puede lograr incrementando la cantidad de covariables incorporadas. Una aproximación metodológica propuesta es el dragado de datos, que se basa en incorporar la mayor cantidad posible de covariables y realizar todas las combinaciones posibles, hasta obtener el modelo más verosímil. Burnham y Anderson (2002) consideran impropia esta aproximación, pues además de ser muy intensiva desde el punto de vista de cálculo, es una pobre estrategia de análisis².

En este caso, la aproximación metodológica adoptada fue la selección previa de las covariables que se consideraron pertinentes. Se evaluaron como covariables la proporción de cobertura vegetal de estrato bajo y la franja horaria de detección y el año como factor, los cuales fueron seleccionadas por los modelos más verosímiles de detección de cada especie y, por ende, justifica ampliamente la incorporación de dichas covariables en estudios de monitoreo como el presente.

La representatividad de las observaciones de aves tomadas sobre caminos secundarios y terciarios podría considerarse cuestionable, pudiendo esto influir en la confiabilidad de los resultados finales. Para tener una estimación confiable de la tendencia en el tiempo de las especies de aves en un área de estudio tan amplia, es relevante tener un buen diseño espacial de muestreo. En este caso, por año se tomaron 2700 puntos de muestreo en 90 rutas de 30 km de longitud cada una. Pero para aplicar tal esfuerzo de muestreo, este

² “Let the computer find out” is a poor strategy and usually reflects the fact that the researcher did not bother to think clearly about the problem of interest and its scientific setting (Burnham y Anderson 2002)

debió realizarse indefectiblemente sobre caminos secundarios y terciarios, tomando los primeros 200 m de observación, tal como lo aplicado en otros programas de monitoreo a gran escala, como por ejemplo el *North American Breeding Bird Survey* (BBS 2015). Las principales críticas a este diseño de muestreo se refieren a que se estaría evaluando la riqueza y abundancia de especies cercanas a los bordes de los caminos y no de toda la región, y que las características del ambiente cercano y lejano a los caminos podrían diferir

Varios autores (Bart *et al.* 1995, Hanowski y Niemi 1995, Keller y Scallan 1999) encontraron en áreas de bosque que en cercanías de caminos se observaba una mayor abundancia de especies asociadas a bordes, pero no existían diferencias sustanciales en la composición de especies, al compararse con el centro. Para la Argentina, Sosa (2008) no encontró diferencias entre las comunidades de aves del borde y del centro, en fragmentos de bosque de caldén.

A diferencia de la importante cantidad de trabajos que han estudiado el efecto de borde en bosques, éste efecto ha sido poco estudiado en sistemas agrícolas. En ese aspecto, Solari y Zaccagnini (2009) en un estudio realizado en lotes de soja en la provincia de Entre Ríos no encontraron diferencias en la riqueza y densidad de aves entre el centro de los lotes y los bordes vegetados, no obstante, afirman que los bordes vegetados proporcionan un hábitat propicio para especies poco frecuentes en los cultivos. En consecuencia, para las especies de aves estudiadas y la escala espacial adoptada, se considera que la incidencia del efecto de borde sobre la composición de especies de aves es despreciable.

Otro aspecto importante es la representatividad espacial de lo observado sobre las rutas de la totalidad del área, En este sentido, Calamari y Solari (com. pers), en un análisis espacial de la configuración del paisaje para el área de estudio del presente monitoreo, encontraron una correlación superior al 90 % entre las características del paisaje cercanas y lejanas a los puntos de observación, hecho que confirma la validez de la metodología de recorrido para representar el total del área de estudio.

Las especies de aves en las que se focaliza este estudio son comunes en la región Pampeana, siendo éstas las más tolerantes a la pérdida de hábitat e intensificación agrícola (Thompson *et al.* 2013).

Varios autores (Filloy y Bellocq 2007b, Gavier-Pizarro *et al.* 2012b, Thompson *et al.* 2013) consideran a *S. superciliaris* como una especie común y relativamente abundante en

la región Pampeana, lo cual es coincidente con lo hallado en este trabajo en los primeros años del estudio (2003 -2005) (Figura 12b). Además, en el presente estudio se encontró una tendencia decreciente en la ocupación para toda la región, tal como lo muestra el mapa (Figura 12b derecha), a diferencia de lo afirmado por Gavier-Pizarro *et al.* (2012b) y Thompson *et al.* (2013), quienes sostienen que la especie presenta una tendencia estable en la abundancia.

Las diferencias observadas en las tendencias podrían explicarse por aspectos ecológicos aplicados al análisis de datos. En particular, Gavier-Pizarro *et al.* (2012b) analizaron el sector norte del área de estudio (Entre Ríos, Santa Fe y Córdoba) en el período 2003-2009, aplicando Muestreo de distancias (*Distance sampling*) con una función de detección global para todo el período de estudio e inferencias de la densidad a escala de ruta de 30 km. Con otra perspectiva, Thompson *et al.* (2013) aplicaron un modelo bayesiano de ocupación para toda la comunidad de aves, también a escala espacial de ruta. En el caso de Gavier-Pizarro *et al.* (2012b) al utilizar una función global de detección se asume que la detectabilidad no es perfecta, pero si similar entre ambientes y año, mientras que Thompson *et al.* (2013) al utilizar un análisis bayesiano (es incipiente el desarrollo de la inferencia multimodelos en la estadística bayesiana) sólo evaluaron un modelo explicativo de la ocupación.

En el presente estudio se utilizó un enfoque de ocupación basado en la máxima verosimilitud con selección multimodelos a dos escalas espaciales (tramos de 5 km y ruta de 30 km). Las diferencias encontradas en las tendencias de la ocupación con Thompson *et al.* (2013) y Gavier-Pizarro *et al.* (2012b) podrían responder a la escala espacial de análisis, pues ambos estudios hicieron inferencia sobre una ruta de 30 km, mientras que el estudio actual emplea dos escalas espaciales de análisis y selecciona para cada especie la escala incluida en el modelo más verosímil.

Ammodramus humeralis, *N. maculosa* y *S. superciliaris* son especies abundantes y comunes en pastizales y agroecosistemas pampeanos (Bump y Bump 1969, Narosky e Yzurieta 2010) y las más abundantes en campos de soja de Entre Ríos (Solari y Zaccagnini 2009), concordando con lo hallado el primer año de estudio, el cual presenta una alta ocupación para las tres especies. Thompson *et al.* (2013) exponen una tendencia en la ocupación estable, con altos valores para ambas especies para la región Pampeana, coincidiendo con este estudio que encontró que *A. humeralis* aumentó su ocupación en toda

el área, con mayor incidencia en la región centro – este de Córdoba y centro de Santa Fe y Entre Ríos. El caso de *N. maculosa* y *S. superciliaris* es completamente opuesto a lo afirmado por Thompson *et al.* (2013), ya que se obtuvo una tendencia a la baja en la ocupación en toda el área. El conjunto de causas que pueden explicar la disminución en la ocupación de *N. maculosa* y de *S. superciliaris* se pueden resumir en el proceso de intensificación agrícola ocurrido en la región Pampeana. Este proceso se describe por el aumento en el uso de herbicidas e insecticidas, fundado en la tecnología de insumos (Viglizzo *et al.* 2001).

En este marco de cambio tecnológico, el descenso en la ocupación de la *N. maculosa* y *S. superciliaris* podría explicarse por la acción directa de los insecticidas sobre los insectos que forman parte de su dieta, mientras que la disponibilidad de alimentos para *A. humeralis* va en aumento, con la mayor producción de granos. Bernardos y Zaccagnini (2011) afirman que el riesgo asociado de mortandad aguda de aves por causa directa de los insecticidas en los cultivos de verano es elevado, siendo el mayor en la soja, cultivo que además cubre el 50 % del área. En este mismo sentido, Zaccagnini *et al.* (2011) afirman que el grupo funcional más afectado por los insecticidas en la región Pampeana es el de las aves insectívoras, donde *S. superciliaris* está incluida. Las diferencias en los resultados del presente trabajo con la propuesta de Thompson *et al.* (2013), podrían radicar en la sensibilidad de la escala de análisis para la estimación de la ocupación, donde la escala de ruta es mucho menos sensible que la de tramo y en el caso de estas especies la escala seleccionada por los modelos más verosímiles ha sido la menor. Es de destacar entonces, la importancia de la escala de análisis para evitar efectos espurios en la estimación de la ocupación.

Lepidocolaptes angustirostris presenta un estatus de conservación de *Preocupación Menor* (BirdLife International 2014), con una amplia distribución geográfica, donde el área cubierta por este estudio abarca el extremo sur de su distribución. Contrariamente a lo esperado por ser una especie común en ambientes de bosques, la ocupación encontrada es extremadamente baja, excepto en la zona sur de la provincia de Entre Ríos, perteneciente a la Región Fitogeográfica del Espinal. Claramente, la tendencia es a una disminución, particularmente en el área con mayor ocupación previa. No se han encontrado estudios que cubran aspectos de la dinámica poblacional, ni de la abundancia de esta especie; no obstante, Codesido *et al.* (2009) informaron que en bosques en los cuales se ha eliminado el estrato arbustivo, la abundancia de *L. angustirostris* aumenta. Esta especie está altamente asociada a los montes, pues se alimenta de insectos que se encuentran debajo de la corteza de los árboles y además, anida en huecos de los mismos. Lo informado por Codesido *et al.* (2009)

podría explicarse por un cambio en la chance de localizar a este ave debido a la modificación de la cobertura vegetal y no como un aumento real de la abundancia.

Milvago chimango y *A. cunicularia* son rapaces abundantes y comunes. La distribución geográfica del *M. chimango* abarca casi la totalidad de América del Sur, mientras que la de *A. cunicularia* incluye también gran parte de Norteamérica.

Milvago chimango, a pesar de la amplia distribución, es una especie cuya ecología es pobremente conocida (Morrison y Phillips 2000) y no se cuenta con estimaciones de la tendencia de su abundancia poblacional. No obstante esta carencia, varios autores coinciden en que la intensificación agrícola no afecta su abundancia (Filloy y Bellocq 2007a, Bellocq *et al.* 2008) en la región Pampeana, y en que la modificación del ambiente en la Patagonia favorece su desarrollo (Donázar *et al.* 1993, Morrison y Phillips 2000). Claramente, la ocupación hallada para esta especie es alta y su tendencia es creciente o estable, según el área geográfica, coincidiendo con las afirmaciones de estos autores.

La dieta de *A. cunicularia* ha sido ampliamente estudiada en Latinoamérica (Bellocq 1987, Torres-Contreras *et al.* 1994, Teixeira y Melo 2000, Sánchez *et al.* 2008, Solaro *et al.* 2012), pero no así su abundancia y tendencia poblacional, a diferencia de lo ocurrido en Norteamérica, donde se cuenta con una importante y detallada serie de estudios (Arrowood *et al.* 2001, Shyry *et al.* 2001, Conway y Simon 2003, Conway y Pardieck 2006, Macias-Duarte 2011). Esta especie utiliza los bordes de caminos para nidificación y alimentación (Bellocq 1987) y, por ende, la interpretación de las tendencias poblacionales derivadas de datos del presente programa de monitoreo (o del *Breeding Bird Survey*) requieren ciertas precauciones, dado que las estimaciones son de poblaciones cercanas a caminos secundarios y terciarios.

La ocupación de *A. cunicularia* en la región Pampeana fue alta, coincidiendo con Thompson *et al.* (2013) quienes además informaron una tendencia estable, no obstante, en el presente estudio se encontró una tendencia levemente descendente en la ocupación. La diferencia en las tendencias entre estudios para la misma región, podría deberse a que la propuesta de Thompson *et al.* (2013) evaluó un solo modelo jerárquico de ocupación para toda la comunidad. En cambio, en el presente estudio se aplicó la inferencia multimodelos (Burnham y Anderson 2002, MacKenzie *et al.* 2002, 2006), otorgando mayor sensibilidad para detectar cambios en la ocupación.

Numerosos estudios en Norteamérica (Shyry *et al.* 2001, Conway y Pardieck 2006, Macias-Duarte 2011, Macías-Duarte y Conway 2015) informan que esta especie está declinando, debido a la pérdida de los pastizales naturales y a la erradicación de mamíferos medianos fosoriales, pues depende de este tipo de especies para disponer de cuevas. En la región Pampeana, la intensificación de la agricultura y la reducción de los campos ganaderos afectarían a los mamíferos fosoriales (principalmente a las vizcachas), disminuyendo la posibilidad de nidificación y reproducción de la lechucita. No obstante, serían necesarios estudios específicos en áreas de cría, para validar las causas que inciden en esta disminución.

Se encontró que la detectabilidad de todas las especies ha sido baja y cambiante entre años, y que la escala espacial que mejor explica la ocupación fue diferente para cada especie. De las seis especies en estudio, cuatro (*Sturnella superciliaris*, *Nothura maculosa*, *Lepidocolaptes angustirostris* y *Athene cunicularia*) presentan una tendencia decreciente que pudo detectarse luego de 10 años de estudio.

Este trabajo enfatiza la relevancia de la escala espacial de análisis sobre las tendencias en la ocupación de las aves, la importancia de incorporar la detectabilidad imperfecta y la necesidad de estudios de relevamiento de aves largo plazo.

Capítulo 5

Tendencia poblacional y asociación a los tipos de cobertura vegetal de la paloma torcaza en agroecosistemas pampeanos

5.1. Introducción

La paloma torcaza (*Zenaida auriculata*) es una especie con una amplia distribución en toda América Latina, con excepción de las selvas y áreas de altura (Murton *et al.* 1974). Presenta una gran plasticidad y una impresionante capacidad de utilización de los ecosistemas agrícolas, debido a sus particularidades biológicas, entre las que se encuentran su capacidad de criar todo el año y su alimentación exclusivamente granívora (Bucher 1998).

Durante todo el ciclo anual, su dieta se compone principalmente de semillas de especies cultivadas (Murton *et al.* 1974, Ranvaud *et al.* 2001, Calvo Silvera 2006, Urruti 2010). No obstante, la importancia relativa de cada especie de la que se alimenta, cambia de acuerdo a su disponibilidad. Por ejemplo, en la década del '70 el sorgo (*Sorghum vulgare*) era el ítem más importante en la dieta de este colúmbido en la provincia de Córdoba, seguido por el mijo y el maní (Murton *et al.* 1974). Mientras que en 2005, Calvo Silvera (2006) encontró que en la misma provincia, el cultivo dominante en la dieta fue el maíz. Urruti (2010) encontró que el girasol estuvo presente en la dieta todo el año y que la soja fue dominante en la época invernal para la provincia de La Pampa, mientras en el sudeste de Brasil, las semillas cultivadas de mayor importancia en la dieta de la paloma fueron maíz, trigo, arroz y soja (Ranvaud *et al.* 2001). La amplia variedad de granos de los que esta especie se alimenta, con relación a la oferta de los mismos, es una muestra de su plasticidad y su adaptación a diferentes agroecosistemas.

Asociado con la disponibilidad de alimentos, esta especie conforma colonias de nidificación con muy altas densidades de nidos. Por ejemplo, para el período 1971-1972 en Villa Ascasubi, provincia de Córdoba, (Bucher y Orueta 1977) informaron de una colonia

con un promedio de 4384 nidos/ha, y para esta misma provincia dichos autores encontraron en la localidad de Piquillín una media de 3581 nidos/ha. Más de 35 años después, Bernardos *et al.* (2012) han informado de una colonia con 4500 nidos/ha en la localidad de Embajador Martini (La Pampa). Es importante destacar que la vegetación donde se ubicaron las colonias consistía de un bosque bajo de *Prosopis sp.* (algarrobos en Córdoba, caldenes en La Pampa) con un importante estrato arbustivo. En el noreste de Brasil, se identificaron 18 colonias de nidificación en la región de la Caatinga (de Souza *et al.* 2007) en matorrales espinosos (Bucher 1982), mientras que un caso particular se registró en el sudeste de Brasil, donde las colonias de nidificación se establecieron sobre plantaciones de caña de azúcar (Bucher 1990, Ranvaud *et al.* 2001). Otra situación poco común se ocurrió en la localidad de Piquillín (Córdoba), donde se encontró una colonia de nidificación en un cultivo de maíz, cuyos nidos estaban dispuestos directamente sobre el suelo (Navarro *com. pers.*).

En esta situación de cría colonial y disponibilidad de alimento, la reproducción tiene lugar todo el año (Bucher 1998) con una producción promedio de 3.8 palomas por casal y año (Bucher y Orueta 1977). Se han documentado explosiones demográficas asociadas a colonias de nidificación en la provincia de Córdoba desde la década del 1950 (Murton *et al.* 1974), en la provincia de Entre Ríos en la década del 1960 (Bucher 1985, citado por Bucher y Ranvaud 2006) y en el segundo lustro de la década del 2000 para La Pampa (Bernardos, datos no publicados). Este mismo proceso ha sido observado en Uruguay, Colombia, Bolivia y Brasil, con un patrón común, conformado por un aumento de la disponibilidad de granos para la alimentación, existencia de sitios adecuados para la cría colonial y agua para beber (lagunas, ríos) (Bucher y Ranvaud 2006), todo ello como consecuencia de la expansión de la frontera agrícola y el consecuente cambio en el uso de la tierra (Murton *et al.* 1974).

En las áreas de cría colonial, la estimación de la abundancia de palomas se ha realizado en forma indirecta, por medio del conteo de nidos (de Souza *et al.* 2007, Bernardos 2010, Bernardos *et al.* 2012). En áreas agrícolas sin sectores identificados de cría colonial, la estimación de la abundancia ha sido obtenida por medio del muestreo de distancias (*distance sampling*). Esta metodología, que considera la detectabilidad imperfecta en la estimación de la densidad, fue utilizada en el estado de Paraná (Brasil), por Fontoura y Orsi (2014) y en la zona norte de la región Pampeana, por Calamari *et al.* (2011), quienes hallaron una tendencia creciente en la densidad de palomas entre los años 2003 y 2011 (mínimo 0.9 ind/ha, máximo 1.2 ind/ha). Para otras áreas de la misma región, Codesido *et al.* (2015) encontraron una fuerte influencia de los parches de árboles exóticos en la abundancia de

palomas, en lugar de la disponibilidad de cultivos. Ambas contribuciones aportan una base relevante sobre el estado de la población de paloma torcaza y de sus asociaciones con el paisaje. No obstante, un desarrollo teórico reciente, conocido como muestreo de distancias jerárquico (*Hierarchical distance sampling*) (Royle *et al.* 2004) permite modelar la detectabilidad y el efecto de las características del ambiente sobre la densidad, en forma conjunta. En el caso de las propuestas de Calamari *et al.* (2011) y Fontoura y Orsi (2014), éstas estiman la densidad de palomas modelando sólo la detectabilidad en función de las características del ambiente, mientras que Codesido *et al.* (2015) modelan las asociaciones entre la abundancia de palomas y las características del paisaje, pero sólo durante un período de 2 años y sin corregir la estimación de abundancia por la detectabilidad. La presente propuesta estima la densidad de la paloma torcaza, incorporando las correcciones por detectabilidad y la influencia de las coberturas vegetales en la abundancia *per se*, por medio de la metodología de muestreo de distancias jerárquico (Royle *et al.* 2004). Los objetivos de este trabajo fueron conocer la abundancia y la tendencia de la paloma torcaza en la región pampeana para el período 2003-2012, e identificar características del ambiente a diferentes escalas espaciales que inciden en la abundancia de la paloma torcaza.

5.2. Materiales y métodos

El área de estudio y metodología de muestreo fueron desarrollados en el capítulo 2.

En cada punto, se aplicó la técnica de muestreo por punto (Bibby 2000) con radio variable, la distancia entre los grupos de palomas y el observador fue medida en metros por medio de un telémetro láser y fue registrado el tamaño del grupo (considerando un tamaño de uno para individuos aislados). El lugar donde se encontraron cada uno de los grupos de palomas fue clasificado de acuerdo al tipo de cobertura (TCob) entre las categorías *Acuático*, *Otros cultivos anuales*, *Camino*, *Indeterminado*, *Monte artificial*, *Monte natural*, *Maíz*, *Pasturas perennes*, *Pastizal* y *Soja* y se caracterizó la cobertura vegetal del punto de muestreo, como se describió en el capítulo 2. Las coberturas de vegetación promedio a escala de tramo de 5 km y de transecta de 29 km, fueron calculadas a partir de la cobertura vegetal de cada punto (Tabla 12).

Tabla 12. Descripción de las covariables incluidas en los modelos de estimación de la densidad de la paloma torcaza.

Covariable	Descripción	Detección	Densidad
Turno	Franja horaria de muestreo (mañana o tarde)	x	
Bajo	Proporción de cobertura del estrato bajo en el punto de muestreo	x	
Lat	Latitud		x
Long	Longitud		x
Tcob	Tipo de cobertura donde se halló el grupo de palomas – Categórica		x
R.C_anu	Proporción de cultivos anuales en la ruta de 29 km (excluye soja y maíz)		x
R.Maíz	Proporción de maíz en la ruta de 29 km		x
R.Monte_art	Proporción de monte artificial en la ruta de 29 km		x
R.Monte_nat	Proporción de monte natural en la ruta de 29 km		x
R.P_per	Proporción de pasturas perennes en la ruta de 29 km		x
R.Past	Proporción de pastizal en la ruta de 29 km		x
R.Soja	Proporción de soja en la ruta de 29 km		x
R.C_anu_tot	Proporción de cultivos anuales en la ruta de 29 km		x
R.Monte	Proporción de monte en la ruta de 29 km		x
T.C_anu	Proporción de cultivos anuales en el tramo de 5 km (excluye soja y maíz)		x
T.Maíz	Proporción de maíz en el tramo de 5 km		x
T.Monte_art	Proporción de monte artificial en el tramo de 5 km		x
T.Monte_nat	Proporción de monte natural en el tramo de 5 km		X
T.P_per	Proporción de pasturas perennes en el tramo de 5 km		X
T.Past	Proporción de pastizal en el tramo de 5 km		X
T.Soja	Proporción de soja en el tramo de 5 km		X
T.C_anu_tot	Proporción de cultivos anuales en el tramo de 5 km		X
T.Monte	Proporción de monte en el tramo de 5 km		X
S.C_anu	Proporción de cultivos anuales en el punto de muestreo (excluye soja y maíz)		X
S.Maíz	Proporción de maíz en el punto de muestreo		X
S.Monte_art	Proporción de monte artificial en el punto de muestreo		X
S.Monte_nat	Proporción de monte natural en el punto de muestreo		X
S.P_per	Proporción de pasturas perennes en el punto de muestreo		X
S.Past	Proporción de pastizal en el punto de muestreo		X
S.Soja	Proporción de soja en el punto de muestreo		X
S.C_anu_tot	Proporción de cultivos anuales en el punto de muestreo		X
S.Monte	Proporción de monte en el punto de muestreo		X

Para el análisis de los datos se utilizó la técnica de muestreo de distancias jerárquico (*hierarchical distance sampling*) (Royle *et al.* 2004).

El proceso de selección de los modelos más verosímiles *de muestreo de distancias jerárquicos* se realizó de manera secuencial, a fin de reducir el número de modelos a evaluar (Le Moullec 2014). Con el modelo más verosímil para cada año en particular, se estimó la

densidad de palomas torcazas y conjuntamente se identificaron las covariables que influyeron en la detectabilidad y en la densidad.

En las figuras 14 y 15 se presenta en forma esquemática los pasos seguidos en el análisis. Inicialmente, se realizaron los histogramas de las distancias de detección con intervalos de clase de 15 m, 30 m, 50 m y 80 m. Posteriormente, se evaluaron los ajustes de cada histograma a una función Hazard rate por medio del test de Freeman – Tukey. Se seleccionó el histograma con mejor ajuste y se evaluaron funciones de detección uniforme, half normal, hazard rate y exponencial negativa para el ancho de intervalos de clase seleccionado y se obtuvo el modelo más verosímil por medio del criterio de Akaike (AIC) (Figura 15). Dado que existen factores que podrían afectar la posibilidad de hallar a las palomas (Anderson 2003), la franja horaria y a la proporción de cobertura vegetal del estrato bajo se evaluaron como covariables que potencialmente pueden afectar la detección, para la función seleccionada anteriormente. Una vez seleccionado el modelo de detección, se evaluó el efecto de las covariables sobre la densidad del objeto de interés, por medio del menor AIC, donde en la Tabla 12 se encuentra la descripción de las covariables que se valoraron y los modelos competitivos en la Tabla 13.

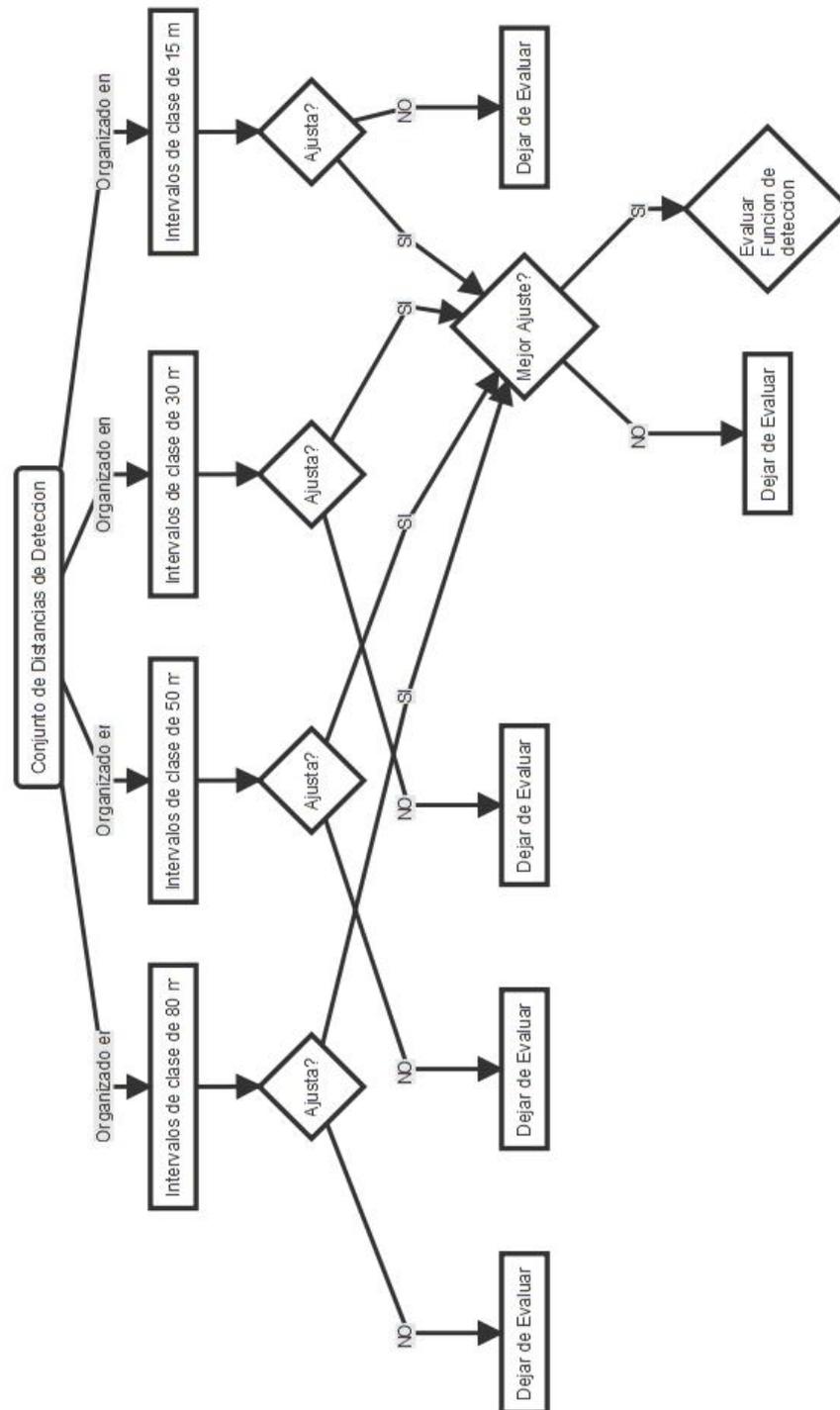


Figura 14. Esquema de Análisis de los datos (sección 1)

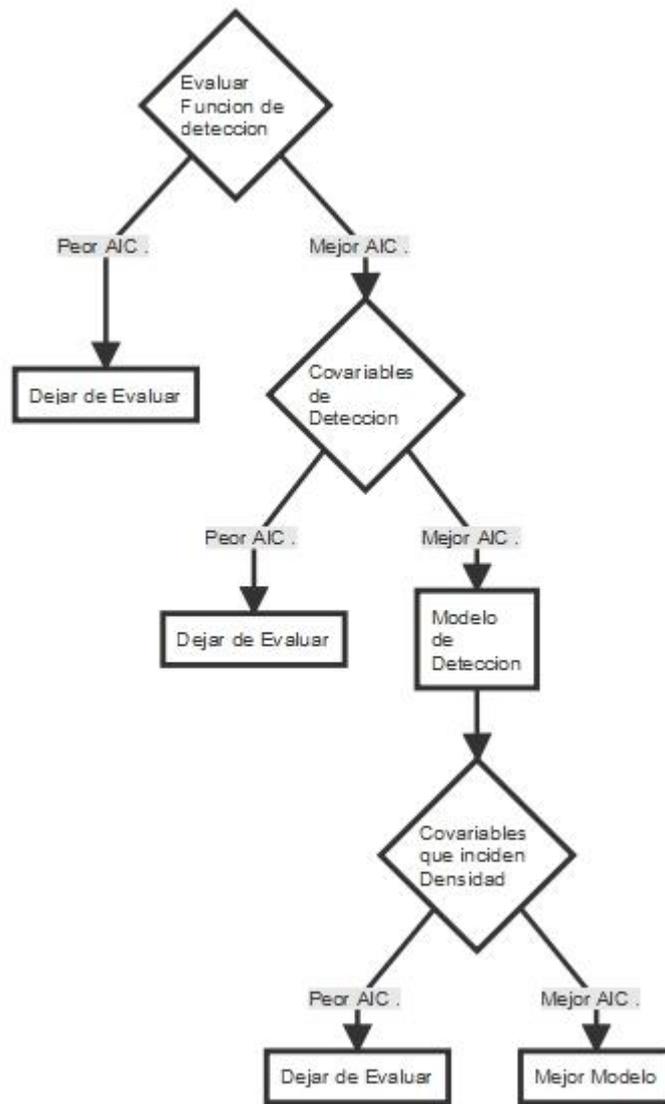


Figura 15 .Esquema de Análisis de datos (sección 2)

Tabla 13. Modelos de muestreo de distancias jerárquicos (HDS) evaluados para la estimación de la densidad de paloma torcaza.

Modelo	Detección		Densidad
	Función	Covariable	
m1	half normal	-	-
m2	hazard rate	-	-
m3	Uniforme	-	-
m4	exponencial negativa	-	-
m5	exponencial negativa	Turno	-
m6	exponencial negativa	Bajo	-
m7	exponencial negativa	Bajo + Turno	-
m8	exponencial negativa	Bajo + Turno	Lat + Long
m9	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob
m10	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + S.C_anu_tot
m11	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + T.C_anu_tot
m12	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + R.C_anu_tot
m13	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + S.Soja
m14	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + T.Soja
m15	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + R.Soja
m16	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + S.Maíz
m17	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + T.Maíz
m18	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + R.Maíz
m19	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + S.Monte
m20	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + T.Monte
m21	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + R.Monte
m22	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + S.C_anu_tot + S.Monte
m23	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + T.C_anu_tot + T.Monte
m24	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + R.C_anu_tot + R.Monte
m25	exponencial negativa	Bajo + Turno	Lat + Long + R.C_anu_tot + R.Monte
m26	exponencial negativa	Bajo + Turno	Lat + Long + R.Soja + R.Maiz
m27	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + Lat + Long
m28	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + Lat + Long + R.C_anu_tot + R.Monte
m29	exponencial negativa	Bajo + Turno	Tcob + Lat + Long + R.Soja + R.Maiz

Los análisis fueron realizados en software R 3.15.3, con el paquete *unmarked* 0.10-2 (Fiske *et al.* 2013), con un modelo mixto multinomial de Poisson aplicando la función *distsamp* (Royle *et al.* 2004, Fiske *et al.* 2013), para modelar la densidad de grupos de paloma torcaza y la probabilidad de detección. Se aplicó el Test de Freeman - Tukey con un muestreo por bootstrap paramétrico, para evaluar el grado de ajuste de los modelos propuestos a los datos. Dado que la paloma torcaza conforma grupos de tamaño variable, se evaluó la incidencia del tamaño del mismo en la probabilidad de detección, aplicando un análisis de regresión entre el tamaño del grupo y la distancia de avistaje (Buckland *et al.* 1993, 2004).

La estimación de la densidad de palomas se calculó tomando en cuenta el tamaño medio de grupo para cada año, multiplicado por la densidad de grupos para cada transecta. Finalmente, la abundancia total fue estimada como el producto densidad media de paloma torcaza, del área de cada polígono de Thiessen asociada a cada transecta y la desviación estándar con remuestreos por *bootstrapping*.

Para evaluar el cambio en la abundancia a lo largo del tiempo, se aplicaron dos métodos independientes. Por un lado, se aplicó el test no paramétrico de Mann-Kendall (Mann 1945) y, por otro, se calculó la tasa finita de crecimiento λ (lambda), como la exponencial de la pendiente de la recta de mejor ajuste entre el logaritmo natural de la densidad de palomas y el tiempo (Caughley 1977).

5.3. Resultados

En los 10 años de estudio (2003 – 2012) se contabilizaron 46511 palomas, en 23269 puntos de muestreo. El tamaño medio del grupo de palomas fue diferente entre años ($p < 0.001$, Tabla 27 – Apéndice 2), variando entre 1.5 palomas/grupo en 2003 y 3.7 palomas/grupo en 2012 (Tabla 14).

Tabla 14. Número de palomas torcaza (*Zenaida auriculata*) contadas y tamaño medio de grupo en la región Pampeana durante el período 2003 -2012.

Año	Total de palomas	Tamaño medio de grupo
2003	1646	1.5
2004	2631	2.0
2005	2065	1.6
2006	3230	1.7
2007	3890	2.1
2008	5500	2.5
2009	7048	2.7
2010	5320	2.7
2011	6835	2.9
2012	8346	3.7

El tamaño del grupo no influyó en la distancia de detección de los grupos de palomas torcaza para cada año (Tabla 15, Figura 32. – Apéndice 2); por lo tanto, se consideró al grupo como la unidad experimental para los modelos de muestreo de distancias jerárquico.

Tabla 15 Resumen de coeficientes de determinación y pendiente de la regresión entre el tamaño del grupo de palomas y la distancia de detección en la región Pampeana durante el período 2003 -2012.

Año	R ²	β (pendiente)
2003	0.009	0.002 **
2004	0.003	0.004 **
2005	0.005	0.002 **
2006	0.011	0.003 **
2007	0	0.003 **
2008	0.002	0.007 **
2009	0.006	0.01 **
2010	0	0.004 **
2011	0.002	0.008 **
2012	0.028	0.027 **

** Nivel de significación p<0.001

El histograma de mejor ajuste a la función *hazard rate* de las distancias de detección entre el observador y el grupo de palomas torcazas, fue con intervalos de clase de distancia de 15 m, para todos los años (apéndice Figura 33, Tabla 16).

Tabla 16. Resumen de los valores p del test de Freeman – Tukey para evaluar el ajuste de las funciones de detección con intervalos de clase de 15 m, 30 m, 50 m y 80 m para cada año por *bootstrap* paramétrico. Se utilizó la función *Hazard rate*. En negrita se resaltan los mejores ajustes.

Año	Ancho de intervalo de clase			
	15 m	30 m	50 m	80 m
2003	0.13	0.07	0.00	0.00
2004	0.19	0.04	0.01	0.00
2005	0.27	0.11	0.02	0.00
2006	0.12	0.07	0.00	0.00
2007	0.30	0.12	0.08	0.00
2008	0.29	0.29	0.06	0.00
2009	0.12	0.04	0.00	0.00
2010	0.21	0.08	0.02	0.00
2011	0.14	0.05	0.00	0.00
2012	0.17	0.04	0.00	0.00

La función de detección de los grupos de palomas más verosímil para todos los años, fue la función *exponencial negativa* (Apéndice 2 Tabla 28 y Figura 34). Esta función, fue modificada en 5 oportunidades (años) por la *Franja Horaria de detección* y la *Proporción de cobertura de estrato bajo*, en dos años sólo por la *Proporción de cobertura de estrato bajo* y en tres años no fue afectada por estos factores (Tabla 17).

Tabla 17. Clasificación de los dos modelos más verosímiles de las funciones de detección *exponencial negativa* con covariables para los años 2003-2012, basados en el menor AIC.

Año	Covariables en la detección	Parámetros	AIC	Δ AIC	Peso AIC
2003	Franja horaria, Proporción de estrato bajo	4	7945	0	0.97
	Bajo	3	7951	6.87	1
2004	Franja horaria, Proporción de estrato bajo	4	10833	0	0.96
	Bajo	3	10839	6.55	1
2005	Franja horaria, Proporción de estrato bajo	4	11435	0	0.7
	Bajo	3	11437	1.69	1
2006	Bajo	3	16605	0	0.88
	Franja horaria	3	16610	4.83	0.96
2007	-	2	16459	0	0.44
	Franja horaria	3	16460	0.96	0.72
2008	-	2	24778	0	0.53
	Franja horaria	3	24780	2	0.73
2009	-	2	29175	0	0.53
	Franja horaria	3	29177	2	0.73
2010	Franja horaria, Proporción de estrato bajo	4	16546	0	0.89
	Bajo	3	16550	4.28	1
2011	Bajo	3	19566	0	0.88
	Franja horaria	3	19571	5	0.95
2012	Franja horaria, Proporción de estrato bajo	4	18486	0	0.79
	Franja horaria	3	18489	3.48	0.93

Se evaluaron 29 modelos competitivos para explicar la densidad de grupos de palomas torcaza, donde sólo cinco de ellos clasificaron dentro de los tres más verosímiles de cada año. Los modelos seleccionados contenían covariables de cobertura a escala de ruta (tramo de 29 km), e incluyeron a la *Latitud* y a la *Longitud* como variables explicativas. No fue necesario realizar un promedio de los mejores modelos, pues la diferencia de AIC entre el mejor clasificado y el segundo fue importante y, por ende, se consideró al primer modelo como el mejor (Tabla 18).

El modelo m28 ($Tcob + Lat + Long + R.C_anu_tot + R.Monte$) fue seleccionado como el más verosímil en seis años, mientras que el m29 en tres, y el m26 en sólo un año.

Tabla 18. Clasificación de los dos modelos más verosímiles para la densidad con la función de detección *exponencial negativa* para los años 2003-2012, basados en el menor AIC. Las covariables incluidas en la detección se toman de la Tabla 17.

Año	Modelo	Parámetros	AIC	Δ AIC	Peso AIC	Peso Acumulado
2003	m28	17	6868	0	0.66	0.66
	m25	8	6870	1.32	0.34	1
	m29	17	7001	133.03	0	1
2004	m29	17	8001	0	0.82	0.82
	m26	8	8004	3.09	0.18	1
	m28	17	8039	37.56	0	1
2005	m26	8	8436	0	0.83	0.83
	m29	17	8439	3.18	0.17	1
	m28	17	8458	22.06	0	1
2006	m29	16	16194	0	1	1
	m26	13	16256	62.02	0	1
	m28	16	16259	64.47	0	1
2007	m28	15	16309	0	0.6	0.6
	m29	15	16310	0.81	0.4	1
	m27	13	16330	20.52	0	1
2008	m29	15	24494	0	1	1
	m28	15	24509	15.78	0	1
	m27	13	24512	18.23	0	1
2009	m28	16	39594	0	1	1
	m29	16	39771	177.22	0	1
	m25	14	39794	199.84	0	1
2010	m28	17	16317	0	0.87	0.87
	m25	8	16321	3.74	0.13	1
	m29	17	16387	69.31	0	1
2011	m28	16	19253	0	1	1
	m25	7	19274	20.85	0	1
	m29	16	19315	61.76	0	1
2012	m28	17	15255	0	1	1
	m27	15	15416	160.44	0	1
	m29	17	15416	161.19	0	1

La relación de las covariables incluidas en los mejores modelos de cada año, con la densidad, se presenta en la Figura 16. Se observa que la densidad esperada aumenta desde el sudeste al noroeste, mientras que las coberturas de soja, maíz y cultivos anuales totales por ruta, mostraron tendencias opuestas entre años. Consecuentemente, se manifiesta una relación negativa con la cobertura de monte por ruta y la densidad de palomas torcaza, y no se encontraron diferencias en la densidad esperada entre tipos de cobertura del sitio de muestreo, como lo presenta la Figura 17.

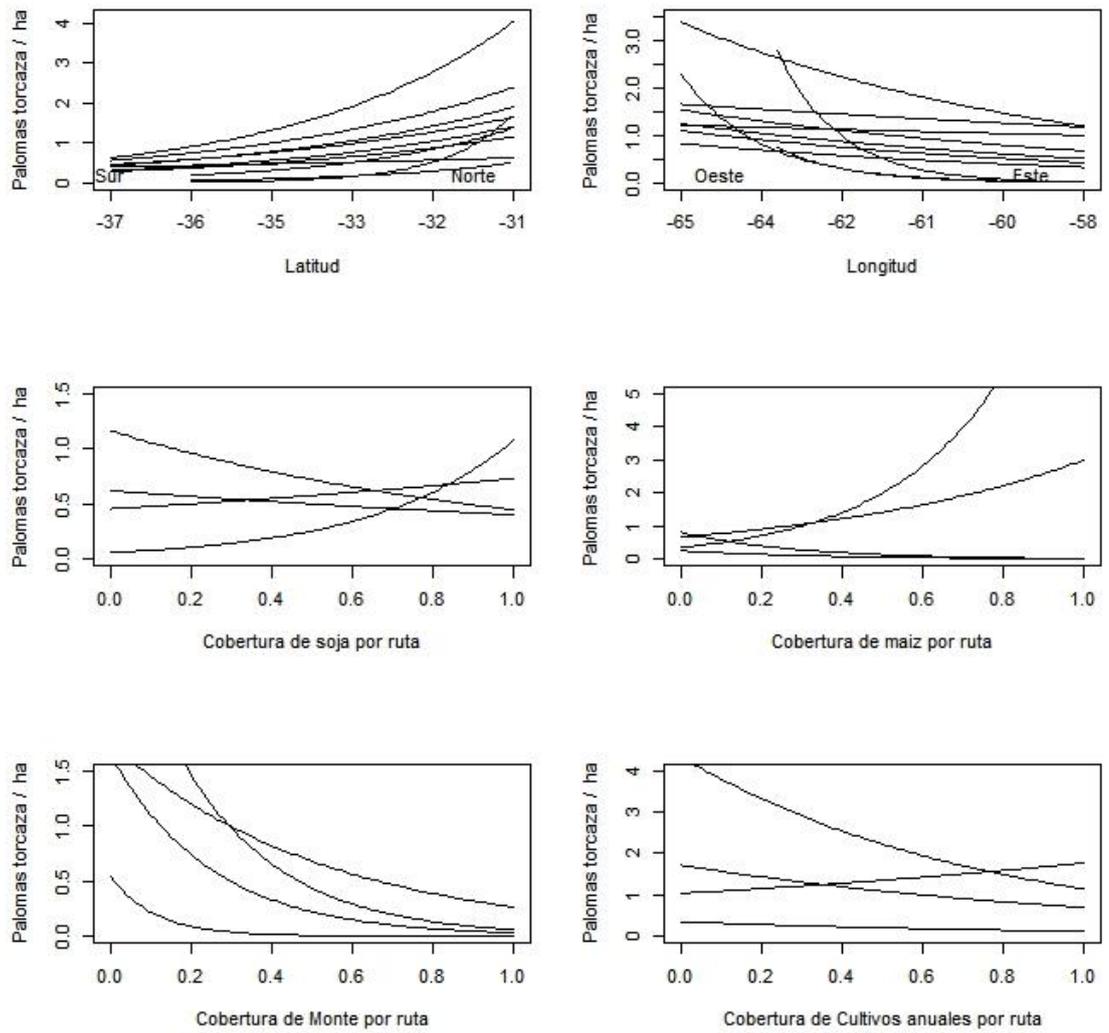


Figura 16. Relación de las covariables incluidas en los modelos más verosímiles para cada año y la densidad esperada de palomas torcaza por hectárea para la región Pampeana.

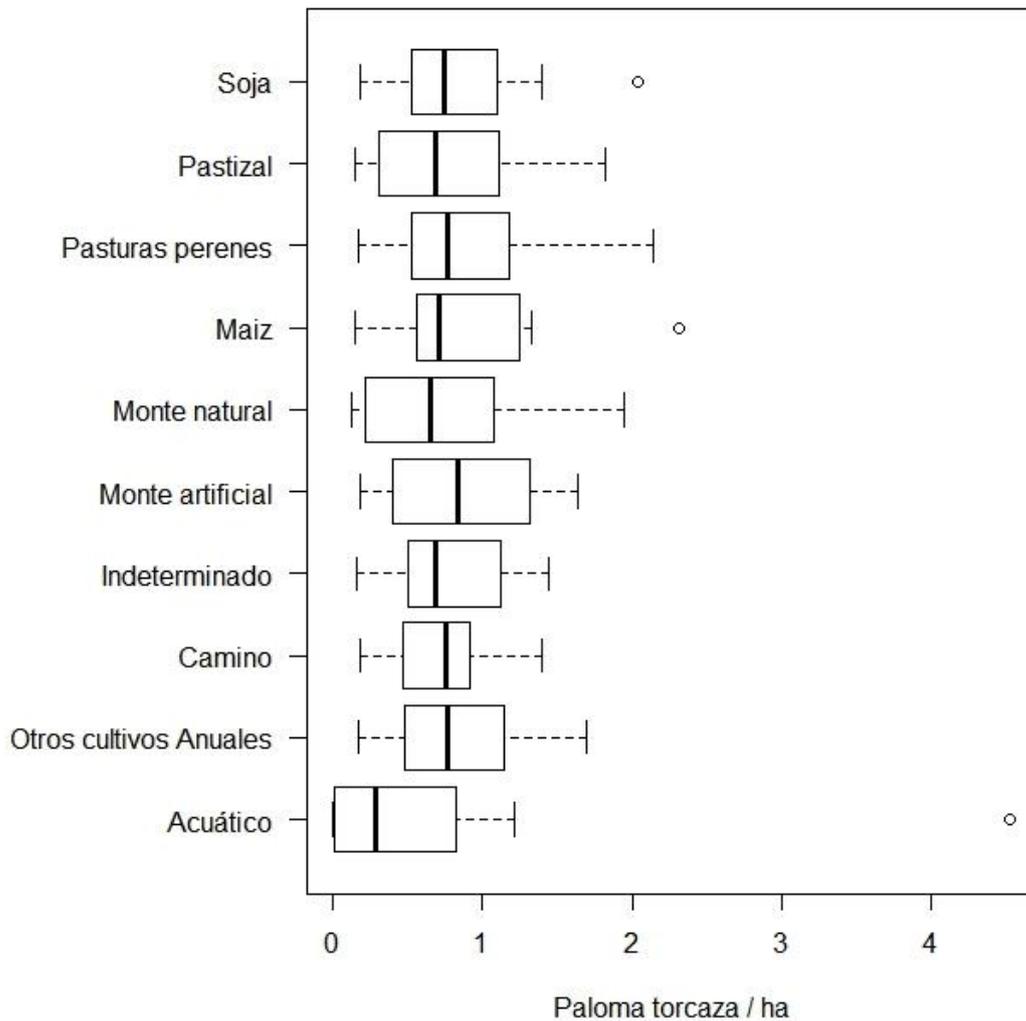


Figura 17. Densidad esperada de palomas torcaza en relación el tipo de cobertura donde se las encontró posadas en el momento del censo, en los modelos más verosímiles para cada año para la región Pampeana.

La densidad del primer período de estudio fue de 0.47 palomas/ha (0.00062 – 2.68), mientras que para el año 2012 fue de 1.7 palomas/ha (0.34 – 4.11), con un incremento promedio del 370 %. Espacialmente, la baja densidad inicial se presentó en toda el área de estudio, a excepción del noreste de Córdoba y oeste de Santa Fe, con densidades ente 1 y 2 palomas/ha (Figura 18a). En el año 2012 la situación fue completamente distinta, con un marcado aumento de la densidad en general (sólo dos pequeñas zonas con densidades menores a 1.5 pal/ha en la provincia de Entre Ríos) y un importante gradiente de densidad desde el sudeste al noroeste (Figura 18 b). La tasa finita de crecimiento promedio (λ) fue de 1.25 ind/año (I.C. $_{\gamma=0.95}$:1.22-1.29), coincidente con los cambios en la abundancia poblacional observados (Figura 19), con una distribución espacial semejante a la presentada para la densidad final en la Figura 18 b. Es de destacar que los altos valores hallados en la

provincia de Entre Ríos, se deben a densidades iniciales muy bajas. Si la densidad obtenida se extrapola a los 361328 km² de la superficie estudiada, la abundancia absoluta de palomas llega a poco más 60 millones de individuos para la región, durante el mes de enero de 2012.

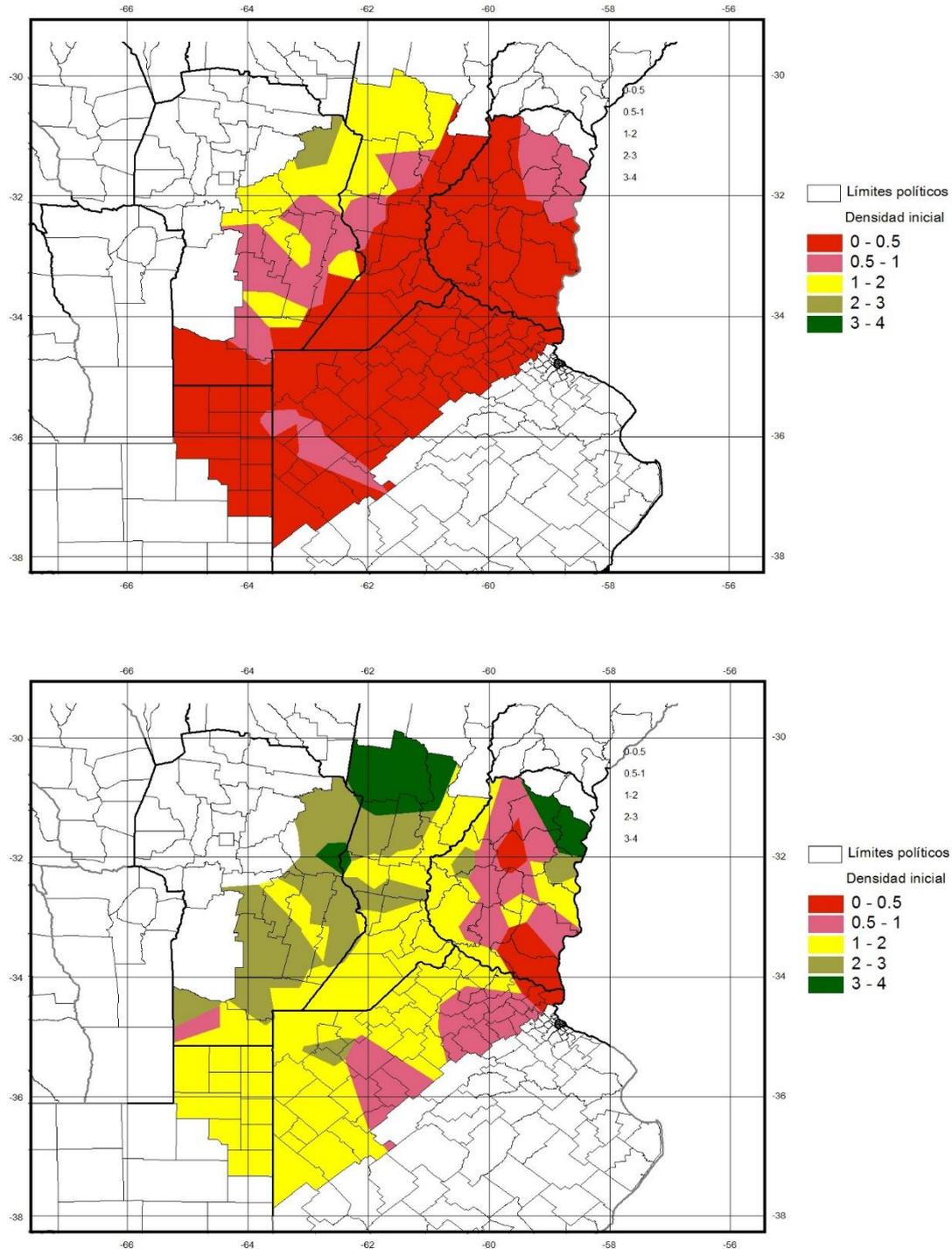


Figura 18. Densidad entre los años 2003 y 2005 de paloma torcaza (ind/ha) (a) y en el año 2012 (b) para la región Pampeana Argentina.

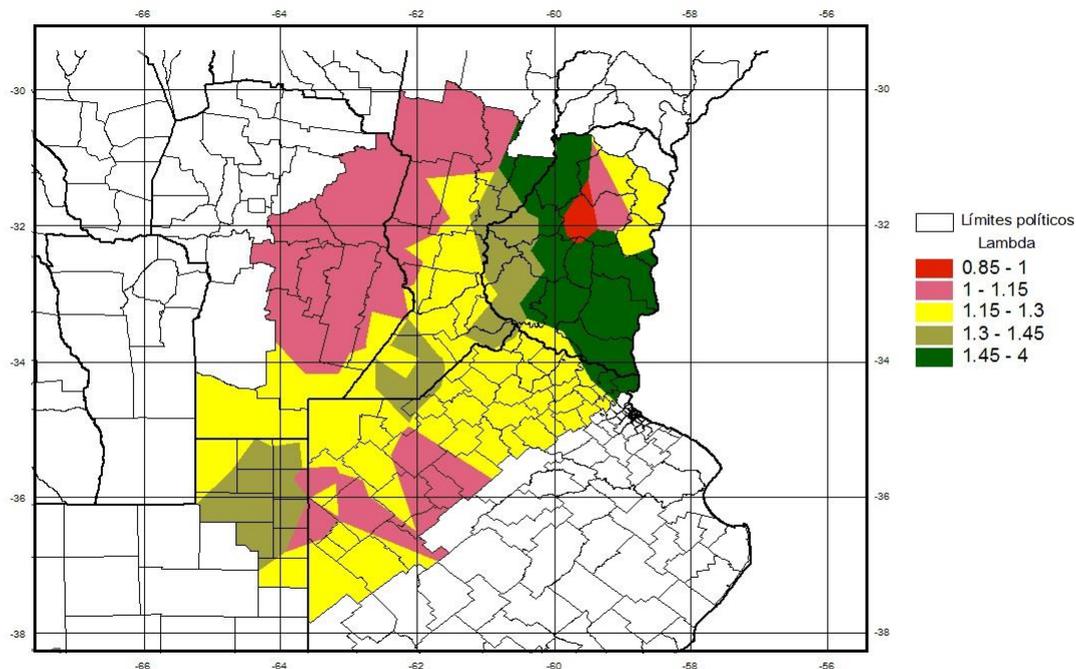


Figura 19. Tasa de crecimiento (lambda) entre los años 2003 y 2012 de la paloma torcaza en la región Pampeana Argentina.

5.4. Discusión

La abundancia es una variable de estado usada para la descripción de las poblaciones, que difícilmente puede medirse sin error, debido a la detección imperfecta, ya que en la mayoría de las situaciones, algunos individuos no serán contabilizados (Kéry y Andrew Royle 2010). La metodología llamada *muestro de distancias* (Buckland *et al.* 1993, 2004) brinda solución a este inconveniente, fundándose en una vasta y sólida teoría, y es cada vez más ampliamente utilizada (Royle *et al.* 2004). Pese a ello, muchos investigadores continúan utilizando índices de abundancia como medida de la abundancia poblacional, en particular con estudios de comunidades (multiespecie) por su mayor simplicidad de aplicación y análisis (Anderson 2001, 2003). Dentro de la solidez teórica del *muestro de distancias*, una de los aspectos más relevantes es la capacidad de corregir los posibles problemas de detección de las aves, con la modelación mediante la llamada función de detección (Buckland *et al.* 1993, 2004). Dicha corrección otorga estimaciones confiables de la abundancia poblacional, y limita sesgos en las comparaciones entre sitios y momentos. Pese

a estas mejoras, esta técnica considera que las covariables ambientales afectan a la detección y, por esta vía indirecta, a la densidad. La propuesta de (Royle *et al.* 2004), conocida como *muestreo de distancias jerárquico*, modela en forma conjunta ambos procesos (detección y estado - abundancia) e identifica los factores que inciden sobre la detectabilidad y la densidad.

En estudios que emplearon un subconjunto de datos de la misma base utilizada en este trabajo, Calamari *et al.* (2011) y Gavier-Pizarro *et al.* (2012b) utilizaron el *muestreo de distancias* para estimar la densidad de palomas torcaza y, posteriormente, usaron modelos lineales generalizados para describir la asociación entre las variables respuesta y las explicativas. A diferencia de ello, esta propuesta aplica el *muestreo de distancias jerárquico*, para obtener estimaciones más confiables y mayor control de la propagación de errores, como se expuso anteriormente.

Gavier-Pizarro *et al.* (2012b) propusieron una función de detección global para todo el período de estudio; esto significa que la posibilidad de detectar palomas fue exactamente la misma durante los nueve años del estudio, y para todos los tipos de cobertura vegetal. En el presente estudio, la detectabilidad de los grupos de paloma torcaza varió entre años, y tanto la franja horaria de trabajo, como la proporción de vegetación de estrato bajo, incidieron en la posibilidad de contar palomas. Como es habitual para la observación de aves, durante las mañanas la posibilidad de ver palomas fue superior a la de la tarde, y la detección fue mayor a medida que era mayor la proporción de cobertura vegetal del estrato bajo.

Tanto Fontoura y Orsi (2014) como Gavier-Pizarro *et al.* (2012b), encontraron que la función de detección más parsimoniosa fue *half normal*, a diferencia de la presente propuesta, donde se seleccionó la función *exponencial negativa*. Todas estas aproximaciones a la detectabilidad de las palomas, coinciden en que ésta no es perfecta y que decrece con la distancia. En el presente estudio se encontró que la distancia de detección con respecto al observador es mucho menor, dada la forma más empinada de la función *exponencial negativa*, en relación a la función *half normal*. Esto podría explicarse porque la unidad experimental en los trabajos de Gavier-Pizarro *et al.* (2012b) y Fontoura y Orsi (2014) fue el individuo; en cambio, en el presente estudio se midió el grupo, registrando además, el tamaño del mismo, o sea el número de palomas que lo componían.

En este análisis no se incorporó directamente el efecto del observador (dentro del mismo año, ni entre años) para no complejizar el modelo de estimación, pues para una especie tan conspicua como la paloma torcaza se consideró a este efecto como menos importante que las restantes variables incorporadas.

Varios autores (Calamari *et al.* 2011, Gavier-Pizarro *et al.* 2012b, Codesido *et al.* 2015) proponen una fuerte asociación de la densidad de palomas con la latitud y longitud, exhibiendo un aumento de sur a norte y este a oeste de la región Pampeana, coincidentemente con lo detectado en este estudio. Las áreas de mayor densidad de palomas evaluadas por este trabajo se encuentran entre el límite de la región Pampeana y el Espinal. Bucher y Ranvaud (2006) proponen que la expansión agrícola condujo a la formación de paisajes con un mosaico de cultivos y fragmentos de monte en el Espinal, lo que produjo disponibilidad de alimento y lugares de reproducción, generando condiciones propicias para el crecimiento de las poblaciones. Estas presentan colonias de nidificación con densidades superiores a los 4000 nidos/ha (Bucher *et al.* 1977, Bucher 1990, Bernardos 2010, Bernardos *et al.* 2012), hecho que reafirma el gradiente de densidad encontrado.

Gavier-Pizarro *et al.* (2012b) y Codesido *et al.* (2015) señalan que la abundancia de la paloma torcaza no está influenciada por la ocurrencia de cultivos, pero sí con la presencia de árboles (Codesido *et al.* 2015). En el presente estudio se encontraron asociaciones positivas y negativas, de acuerdo al año, entre la densidad de palomas y la proporción de cultivos anuales, soja y maíz a escala de ruta, generando una situación inicialmente contradictoria. Esta discordancia puede abordarse a partir el análisis de los requerimientos de hábitat de la paloma torcaza, especialmente el cuarto nivel propuesto por Johnson (1980).

La dieta de la paloma torcaza a lo largo de todo el año se compone principalmente de granos de especies cultivadas (Murton *et al.* 1974, Calvo Silvera 2006, Urruti 2010). Los cultivos en pie (disponibilidad potencial de alimento) con principal cobertura en el momento de la observación (enero de cada año), fueron la soja, el maíz y en mucha menor proporción el girasol (incluido en este estudio, como otros cultivos).

Para poder alimentarse de semillas, deben generarse al menos dos condiciones: la accesibilidad y el estado de la misma. La primera de estas condiciones se representa en la forma en que la paloma obtiene la semilla, dado que esta especie no puede abrir la chaucha de la soja para alimentarse del poroto, ni separar la chala de la mazorca del maíz al estar en

la planta, sino que sólo tiene capacidad de alimentarse de semillas de girasol posándose sobre el capítulo, u hojas superiores del mismo tallo o de plantas vecinas, para luego extraer el aquenio. Por otro lado, se alimenta de semillas con bajo contenido de humedad y, en el mes de enero; de las tres especies, sólo el girasol en la zona norte del área de estudio presenta las condiciones de humedad apropiadas, mientras que el resto de los cultivos no se encuentran maduros.

Otra característica importante de esta especie es que presenta una marcada preferencia a alimentarse de semillas sobre el suelo (Bucher 1990). Todas estas particularidades explicarían por qué la abundancia de palomas no estaría directamente definida por la cobertura del cultivo en pie, sino por la disponibilidad de alimento en el suelo.

Estos puntos son de interés fuera del ámbito académico, ya que diversos medios de comunicación se han hecho eco de los reclamos de los productores agropecuarios por las pérdidas en el cultivo de girasol ocasionadas por la paloma torcaza (Bernardos y Farrell 2012), debido al aumento de sus poblaciones. Calamari *et al.* (2011) en ese mismo sentido, proponen la existencia de una tendencia creciente en la densidad de palomas para el norte de la región Pampeana, lo que este estudio reafirma y amplía el área a la región Pampeana, en la que se obtuvo una tasa finita de crecimiento superior a uno.

La paloma torcaza en la región Pampeana no ha sido beneficiada directamente por la configuración del paisaje, a diferencia de lo ocurrido en la región del espinal, pero sí por el alimento disponible durante todo el año (Bucher 1990). Existen varias actividades que dejan alimento de alta calidad para la paloma torcaza a lo largo del ciclo anual. La principal modalidad de la agricultura pampeana, por la extensión alcanzada, ha sido la tecnología de siembra directa, completamente adoptada por el productor agropecuario. Dado que evita la roturación del pan de tierra, los granos perdidos durante la cosecha quedan en la superficie, como alimento disponible durante todo el año. Otras actividades que resultan en fuentes de alimento, son los sistemas de engorde de ganado a corral o *feed – lots*, donde las palomas se alimentan de restos de granos no consumidos por el ganado, de los granos almacenados en silobolsas deterioradas, y de las pérdidas de granos por el transporte en camión en las rutas, con valores promedio del 1% de la carga en un viaje de 300 km (Pozzolo *et al.* 2009). Esta conjunción de factores permitiría que la población de paloma torcaza continúe en aumento, sin encontrar factores biológicos que limiten su crecimiento.

Capítulo 6

Consideraciones finales

En este último capítulo, se destacan los aspectos más relevantes de esta tesis, ya presentados en los capítulos anteriores, y se exponen algunas consideraciones y perspectivas a futuro. Los estudios de largo plazo y a escala regional son complejos y costosos de mantener a lo largo del tiempo. Se espera que las presiones sobre el ambiente agropecuario continúen, y esto hace vital el mantenimiento de programas de monitoreo como el aludido, que aportan información que ayuda a proponer acciones que favorezcan, al mismo tiempo, el desarrollo productivo y la conservación de la biodiversidad. Es este caso, nos basamos en 10 años de estudio (2003 – 2012), con datos generados por el Monitoreo Regional de Aves del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.

Las poblaciones biológicas responden de manera diferente a las características del ambiente, modificando su presencia y abundancia, e incidiendo en la riqueza en general de la comunidad. Si a partir de esta premisa se adiciona la modificación del ambiente natural, ocasionada por los emprendimientos productivos del hombre, la situación se hace más compleja. Así, toma cada vez más preponderancia la propuesta de Giles (1978, citado por Krausman 1999), cuando considera que la vida silvestre, el hábitat y el hombre, conforman una tríada y representan los tres principales aspectos del manejo, tema que está implícito en cualquier investigación de este tipo.

La región Pampeana ha sido escenario de dramáticos cambios en su cobertura vegetal, y en este trabajo se intentó responder a las siguientes preguntas ¿Cuál es la relación entre la ocupación de sitios por parte de las aves y el tipo de cobertura presente? ¿Hubo un cambio en la probabilidad de ocupación de sitios en la región Pampeana, por parte de las aves, en la última década? ¿Cuáles serían las tendencias en la ocupación de las aves en la región Pampeana?

Los efectos de la “agriculturización” o intensificación del uso agrícola de las tierras sobre la diversidad de aves ha sido ampliamente documentado en gran parte del mundo (Chamberlain y Fuller 2000, 2001, Donald *et al.* 2001, 2006, Herzon *et al.* 2008, Attwood

et al. 2009) e inclusive en la Argentina. Sin embargo, para identificar de manera unívoca la asociación entre el uso de la tierra (coberturas vegetales modificadas por el hombre), y la mayor o menor abundancia de aves, es necesario que las estimaciones sean corregidas por la detectabilidad imperfecta. Pese a la nutrida bibliografía sobre la necesidad de modelar la detectabilidad imperfecta (Buckland *et al.* 1993, 2004, Anderson 2003, MacKenzie *et al.* 2006), es habitual encontrar trabajos que asuman que ésta es perfecta, sin evaluar si la metodología de trabajo de campo cumple con dicho supuesto. De los trabajos desarrollados con aves en la región Pampeana, sólo los trabajos de Gavier-Pizarro *et al.* (2012b), Thompson *et al.* (2013) y Goijman *et al.* (2015) incorporan el modelado de la detectabilidad. En la propuesta actual, se utilizaron las técnicas de ocupación y de muestreo de distancias jerárquico para corregir la detectabilidad imperfecta y se encontró que el porcentaje de aves detectado fue bajo, lo que llama la atención para la paloma torcaza, que es una especie conspicua y, a priori, se podría considerar muy fácilmente visible.

Como era de esperar, la respuesta en la ocupación de las especies de aves estudiadas a las mismas características de la cobertura vegetal, fue diferente. Estas asociaciones de la ocupación con los tipos de cobertura vegetal, no deben confundirse con la selección de hábitat, pues éste es un proceso jerárquico que involucra una serie de decisiones de comportamiento innatas y aprendidas, hechas por un animal sobre un hábitat que utiliza a diferentes escalas (Hutto 1985). En este caso, se generaron modelos explicativos de la ocupación (como variable de respuesta) en base a los tipos de cobertura, donde los mejores modelos explicativos de la ocupación seleccionaron diferentes escalas espaciales de los tipos de cobertura. Las rapaces estudiadas (*Milvago chimango* y *Athene cunicularia*), conjuntamente con *Lepidocolaptes angustirostris*, seleccionaron la escala de cobertura vegetal de ruta, mientras que *Ammodramus humeralis*, *Sturnella superciliaris* y *Nothura maculosa* la escala de tramo. En términos generales, los organismos de los niveles tróficos superiores están asociados a *home ranges* de mayor tamaño que organismos de niveles tróficos inferiores. Asimismo, se observó una relación positiva entre el tamaño corporal y la escala espacial seleccionada en los modelos de ocupación; o sea, las aves de mayor tamaño presentaron modelos a escala de ruta. Esto pone de manifiesto la relevancia de las aproximaciones a múltiples escalas espaciales, para explicar los procesos de ocupación.

Particularmente, en el caso de *Zenaida auriculata*, además de evaluar dos escalas espaciales se modeló la densidad para cada año, poniendo de manifiesto la relevancia de la escala temporal. La complejidad en el modelado de la densidad de esta especie en función

de la cobertura vegetal, residió en la modificación del sentido (positivo - negativo) de las asociaciones entre ambas en los diferentes años, hecho que refuerza la necesidad de estudios de mediano plazo, al menos, para dar explicaciones confiables. Notoriamente, la densidad de esta especie responde a la disponibilidad de alimento (que en la región Pampeana en la última década es ilimitado durante todo el año) y corresponde al cuarto nivel de hábitat propuesto por Johnson (1980).

La tendencia en la ocupación y densidad también fue disímil entre las especies estudiadas. *Nothura maculosa*, *Sturnella superciliaris*, *Athene cunicularia* y *Lepidocolaptes angustirostris* presentaron distintos grados de tendencias decrecientes en el área de estudio. Al contrario, otras tres especies (*Zenaida auriculata*, *Milvago chimango* y *Ammodramus humeralis*) resultaron favorecidas por la intensificación productiva agrícola, con importantes incrementos en su abundancia. En términos generales, estas especies pueden ser consideradas menos exigentes en sus requerimientos dietarios, con una alimentación generalista (*Milvago chimango*) y eminentemente granívoras (*Zenaida auriculata* y *Ammodramus humeralis*), y menos restrictivas en el uso de las coberturas vegetales para reproducción y descanso.

En este estudio se incluyeron especies comunes en los agroecosistemas, las cuales *a priori* no presentaban problemas de conservación. No obstante esto, se encontró que cuatro de las siete especies de aves exhibieron tendencias decrecientes en la ocupación, a causa de los cambios en el uso de la tierra.

Es de esperar que los factores de presión sobre el ambiente productivo en la región Pampeana (y Extrapampeana) continúen y se incremente la brecha entre especies más y menos beneficiadas por la intensificación agropecuaria, originando mayores conflictos y problemas de conservación de la biodiversidad. Esto pone de manifiesto la relevancia de programas de monitoreo como el presente, que aporten información para la delineación de políticas de desarrollo productivo agropecuario que incorporen la conservación de la biodiversidad.

Bibliografía

- Aizen, M. A., L. A. Garibaldi, y M. Dondo. 2009. Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecología austral* 19:45–54.
- Anderson, D. R. 2001. The need to get the basics right in wildlife field studies. *Wildlife Society Bulletin* 29:1294–1297.
- Anderson, D. R. 2003. Response to Engeman: index values rarely constitute reliable information. *Wildlife Society Bulletin* 31:288–291.
- Anderson, S. H., y K. J. Gutzwiller. 2005. Wildlife habitat evaluation. Páginas 489–502 *Techniques for wildlife investigations and management*. 6th edition. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland. Sixth. The Wildlife Society, Maryland, USA.
- Andrade, A., P. Teta, y J. R. Contreras. 2004. Dieta de la Lechucita Vizcachera (*Speotyto cunicularia*) en el Parque Nacional Médanos del Chaco (Paraguay). *Ornitología Neotropical* 15.
- Arrowood, P., C. Finley, y B. Thompson. 2001. Analyses of burrowing owl populations in New Mexico. *Journal of Raptor Research* 35:362–370.
- Attwood, S. J., S. E. Park, M. Maron, S. J. Collard, D. Robinson, K. Reardon-Smith, y G. Cockfield. 2009. Declining birds in Australian agricultural landscapes may benefit from aspects of the European agri-environment model. *Biological Conservation* 142:1981-1991.
- Bailey, L. L., T. R. Simons, y K. H. Pollock. 2004. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications* 14:692-702.
- Baldi, G., y J. M. Paruelo. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* 13:6.
- Bart, J., M. Hofschen, y B. G. Peterjohn. 1995. Reliability of the Breeding Bird Survey: Effects of Restricting Surveys to Roads. *The Auk* 112:758-761.

- Bartoń, K. 2013. MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.15.1.
<http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- BBS. 2015. BBS - USGS Patuxent Wildlife Research Center.
<https://www.pwrc.usgs.gov/bbs/>.
- Belloq, M. I. 1987. Selección de hábitat de caza y depredación diferencial de *Athene cunicularia* sobre roedores en ecosistemas agrarios. Revista Chilena de Historia Natural 60:81–86.
- Belloq, M. I. 1993. Reproducción, crecimiento y mortalidad de la Lechucita Vizcachera (*Speotyto cunicularia*) en agrosistemas pampeanos. El Hornero 13:272–276.
- Belloq, M. I., J. Filloy, y P. I. Garaffa. 2008. Influence of agricultural intensity and urbanization on the abundance of the raptor Chimango Caracara (*Milvago chimango*) in the Pampean region of Argentina. Páginas 128–134 Annales Zoologici Fennici. BioOne.
- Belloq, M. I., y F. O. Kravetz. 1983. Algunos rasgos de la predación de *Athene cunicularia* sobre roedores en agroecosistemas pampeanos argentinos. I Simposio de Ornitología Neotropical.
- Bernardos, J. 2002. Evaluación de métodos para el censo de la perdiz común (*Nothura maculosa*) en la provincia de La Pampa. Nacional de Córdoba, Córdoba.
- Bernardos, J. N. 2010, abril. La paloma torcaza: un problema que requiere soluciones compartidas. Horizonte Agropecuario: 5. Santa Rosa, La Pampa.
- Bernardos, J. N., D. Estelrich, y F. De Durana. 2012. La paloma torcaza (*Zenaida auriculata*) en la pampa, modificación de hábitat y reproducción. Libro de Resúmenes. Luján, Provincia de Buenos Aires.
- Bernardos, J. N., y 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 - Ministerio de Agricultura de la Nación.
- Bernardos, J., y M. E. Zaccagnini. 2011. El uso de insecticidas en cultivos agrícolas y su riesgo potencial para las aves en la Región Pampeana. El hornero 26:55–64.

- Bibby, C. J. 2000. *Bird Census Techniques*. Elsevier.
- Bibby, C. J., N. D. Burgess, y D. A. Hill. 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press.
- Biondi, L. M., M. S. Bó, y M. Favero. 2005. Dieta del chimango (*Milvago chimango*) durante el período reproductivo en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 16:31–42.
- BirdLife International. 2014. IUCN Red List for birds. <http://www.birdlife.org>. Accedido 13/4/2014
- Di Bitetti, M. S. 2012. ¿Qué es el hábitat? Ambigüedad en el uso de jerga técnica. *Ecología austral* 22:137–143.
- Bucher, E., M. Ferrero de Roque, y A. Orueta. 1977. Caracterización de los estadios de incubación en huevos de la paloma torcaza (*Zenaida auriculata*). *Physis* 36:163-168.
- Bucher, E. H. 1982. Colonial breeding of the Eared Dove (*Zenaida auriculata*) in northeastern Brazil. *Biotropica*: 255–261.
- Bucher, E. H. 1990. The influence of changes in regional land - use patterns on *Zenaida* Dove populations. Páginas 291-303 en J. Pinowski y J. D. Summer-Smith, editores. *Granivorous birds in the agricultural landscape*. Polish Academy of Science, Warsaw.
- Bucher, E. H. 1998. Palomas: Biología y dinámica poblacional. Páginas 41-47 en E. N. Rodríguez y M. E. Zaccagnini, editores. *Manual de capacitación sobre manejo integrado de aves perjudiciales a la agricultura*. FAO.
- Bucher, E. H., y A. Orueta. 1977. Ecología de la reproducción de la paloma *Zenaida auriculata*. II Época de cría, suceso y productividad en las colonias de nidificación de Córdoba. *Ecosur* 4:157-185.
- Bucher, E. H., y R. Ranvaud. 2006. Eared dove outbreaks in South America: patterns and characteristics. *Acta Zoologica Sinica* 52:564-567.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, y J. L. Laake. 1993. *Distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Chapman & Hall.

- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, y L. Thomas. 2004. Advanced distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press Oxford.
- Bump, G., y J. W. Bump. 1969. A study of the spotted tinamous and the pale spotted tinamous of Argentina. US Dept. of the Interior, Fish and Wildlife Service, Bureau of Sport Fisheries and Wildlife.
- Burnham, K. H., D. R. Anderson, y J. L. Laake. 1980. Estimation of Density from Line Transect Sampling of Biological Populations. Wildlife Monographs (Louisville) 72 24:202.
- Burnham, K. P., y D. R. Anderson. 2002. Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach. Springer.
- Burnham, K. P., D. R. Anderson, y K. P. Huyvaert. 2011. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. Behavioral Ecology and Sociobiology 65:23-35.
- Cabrera, A. L. 1976. Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería, Tomo II, Fascículo 1: Regiones fitogeográficas Argentinas. ACME, Buenos Aires.
- Calamari, N. C., S. Dardanelli, y S. B. Canavelli. 2011. Variaciones en la abundancia poblacional de las palomas medianas a lo largo del tiempo. Páginas 23-38 en INTA, editor. Bases para disminuir el daño por palomas en cultivos extensivos. INTA, Paraná.
- Calvo Silvera, M. V. 2006. Alimentación de la Paloma torcaza (*Zenaida auriculata*) en relación con las prácticas agrícolas en Córdoba, Argentina. Maestría, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- Camperi, A. R., V. Ferretti, A. C. Cicchino, G. E. Soave, y A. A. Darrieu. 2004. Diet composition of the white-browed blackbird (*Sturnella superciliaris*) at Buenos Aires province, Argentina. Ornitol. Neotrop 15:299–306.
- Canevari, M., P. Canevari, G. Carrizo, y G. Harris. 1991. Nueva guía de las aves argentinas. Fundación Acindar Buenos Aires.

- Caughley, G. 1977. Analysis of vertebrate populations. Primera Edición. John Wiley & Sons, Ltd.
- Chamberlain, D. E., y R. J. Fuller. 2000. Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 78:1-17.
- Chamberlain, D. E., y R. J. Fuller. 2001. Contrasting patterns of change in the distribution and abundance of farmland birds in relation to farming system in lowland Britain. *Global Ecology and Biogeography* 10:399–409.
- Chapin III, F. S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack, y S. Díaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405:234-242.
- Codesido, M., A. A. Drozd, P. A. Gado, y D. Bilenca. 2009. Respuestas de un ensamble de aves a la remoción manual de arbustos en un bosque subtropical semiárido del Chaco Argentino. *Ornitología Neotropical* 20:47–60.
- Codesido, M., E. Zufiaurre, y D. Bilenca. 2015. Relationship between pest birds and landscape elements in the Pampas of central Argentina. *Emu* 115:80–84.
- Conway, C. J., y K. L. Pardieck. 2006. Population trajectory of burrowing owls (*Athene cunicularia*) in eastern Washington. *Northwest Science* 80:292.
- Conway, C. J., y J. C. Simon. 2003. Comparison of Detection Probability Associated with Burrowing Owl Survey Methods. *The Journal of Wildlife Management* 67:501-511.
- Courtalon, P., y M. Busch. 2007. Fragmentación de paisaje y su efecto sobre la diversidad de roedores sigmodontinos en agroecosistemas pampeanos de la Argentina. Páginas 363-372 en S. Matteucci, editor. *Panorama de la Ecología de Paisajes en Argentina y Países Sudamericanos*. INTA - UNIESCO. Buenos Aires, Argentina.
- Dale, V. H., S. M. Pearson, H. L. Offerman, y R. V. O'Neill. 1994. Relacionando el cambio de patrones en el uso de la tierra con respecto a la biodiversidad de la fauna en el Amazonas Central. *Conservation Biology* 8:1027–1036.

- Dardanelli, S., M. L. Nores, y M. Nores. 2006. Minimum area requirements of breeding birds in fragmented woodland of Central Argentina. *Diversity and distributions* 12:687–693.
- Demaría, M. R., I. Aguado Suárez, y D. F. Steinaker. 2008. Reemplazo y fragmentación de pastizales pampeanos semiáridos en San Luis, Argentina. *Ecología austral* 18:55–70.
- Díaz, S., J. Fargione, F. S. Chapin III, y D. Tilman. 2006. Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLoS Biol* 4:e277.
- Donald, P. F., R. E. Green, y M. F. Heath. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 268:25–29.
- Donald, P. F., F. J. Sanderson, I. J. Burfield, y F. P. J. van Bommel. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116:189-196.
- Donázar, J. A., O. Ceballos, A. Travaini, y F. Hiraldo. 1993. Roadside Raptor Surveys in the Argentinean Patagonia. *J Raptor Res* 27:106-110.
- Engeman, R. M. 2003. More on the need to get the basics right: population indices.
- Filloy, J., y M. I. Bellocq. 2007a. Respuesta de las aves rapaces al uso de la tierra: un enfoque regional. *El hornero* 022:131-140.
- Filloy, J., y M. I. Bellocq. 2007b. Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120:291-298.
- Filloy, J., G. A. Zurita, J. M. Corbelli, y M. I. Bellocq. 2010. On the similarity among bird communities: testing the influence of distance and land use. *Acta Oecologica* 36:333–338.
- Fiske, I., R. Chandler, D. Miller, A. Royle, y M. Kery. 2013. Unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*.

- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, y others. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309:570–574.
- Fontoura, P. M., y M. L. Orsi. 2014. Comparative population densities of three species of doves (columbidae) in disturbed landscapes in northern Paraná State, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia - Brazilian Journal of Ornithology* 22:245-250.
- Fraga, R. M., y S. A. Salvador. 1986. Biología reproductiva del chimango (*Polyborus chimango*). *Hornero* 12:223–229.
- de la Fuente, E. B., y S. A. Suárez. 2008. Problemas ambientales asociados a la actividad humana: la agricultura. *Ecología austral* 18:239–252.
- Gardner, S. N., y M. Mangel. 1996. Mark-Resight Population Estimation with Imperfect Observations. *Ecology* 77:880.
- Gavier-Pizarro, G. I., N. C. Calamari, J. J. Thompson, S. B. Canavelli, L. M. Solari, J. Decarre, A. P. Goijman, R. P. Suarez, J. N. Bernardos, y M. E. Zaccagnini. 2012a. Expansion and intensification of row crop agriculture in the Pampas and Espinal of Argentina can reduce ecosystem service provision by changing avian density. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 154:44-55.
- Gavier-Pizarro, G. I., N. C. Calamari, J. J. Thompson, S. B. Canavelli, L. M. Solari, J. Decarre, A. P. Goijman, R. P. Suarez, J. N. Bernardos, y M. E. Zaccagnini. 2012b. Expansion and intensification of row crop agriculture in the Pampas and Espinal of Argentina can reduce ecosystem service provision by changing avian density. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 154:44-55.
- Giles, R. H. 1978. *Wildlife management*. Wildlife management.
- Gochfeld, M. 1979. Interspecific territoriality in red-breasted meadowlarks and a method for estimating the mutuality of their participation. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 5:159–170.

- Goijman, A. P., M. J. Conroy, J. N. Bernardos, y M. E. Zaccagnini. 2015. Multi-Season Regional Analysis of Multi-Species Occupancy: Implications for Bird Conservation in Agricultural Lands in East-Central Argentina. *PLoS ONE* 10:e0130874.
- Goijman, A. P., y M. E. Zaccagnini. 2008. The effects of habitat heterogeneity on avian density and richness in soybean fields in Entre Ríos, Argentina. *Hornero* 023:067-076.
- Gressler, D. T. 2008. Effects of habitat fragmentation on grassland bird communities in a private farmland in the Pampa biome. *Revista Brasileira de Ornitologia* 16:316–322.
- Grinnell, J. 1917. Field tests of theories concerning distributional control. *American Naturalist*: 115–128.
- Gu, W., y R. K. Swihart. 2004. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife–habitat models. *Biological Conservation* 116:195-203.
- Hall, L. S., P. R. Krausman, y M. L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*: 173–182.
- Hanowski, J. M., y G. J. Niemi. 1995. A Comparison of on- and Off-Road Bird Counts: Do You Need to go off Road to Count Birds Accurately. *Journal of Field Ornithology* 66:469-483.
- Hayes, F. E., y J. Escobar Argaña. 1990. Vertebrados en la Dieta de Trepadores (Aves: Dendrocolaptidae). *El hornero* 13:162-165.
- Herzon, I., A. Aunins, J. Elts, y Z. Preiksa. 2008. Intensity of agricultural land-use and farmland birds in the Baltic States. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 125:93-100.
- Hines, J. E., J. D. Nichols, J. A. Royle, D. I. MacKenzie, A. M. Gopaldaswamy, N. S. Kumar, y K. U. Karanth. 2010. Tigers on trails: occupancy modeling for cluster sampling. *Ecological Applications* 20:1456–1466.
- Hirzel, A. H., y G. Le Lay. 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology* 45:1372–1381.

- Hooke, R. L., y J. F. Martín-Duque. 2012. Land transformation by humans: A review. *GSA Today* 12:4-10.
- Hutchinson. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:415-427.
- Hutto, R. L. 1985. Habitat Selection by Nonbreeding, Migratory Land. Página 558 *en* M. Cody, editor. *Habitat selection in birds*. Academic Press.
- Isacch, J. P., N. O. Maceira, M. S. Bo, M. R. Demaría, y S. Peluc. 2005. Bird-habitat relationship in semi-arid natural grasslands and exotic pastures in the west pampas of Argentina. *Journal of Arid Environments* 62:267-283.
- Johnson, D. H. 1980. The Comparison of Usage and Availability Measurements for Evaluating Resource Preference. *Ecology* 61:65.
- Kalnay, E., y M. Cai. 2003. Impact of urbanization and land-use change on climate. *Nature* 423:528-531.
- Karsh, M. B., y D. C. MacIver. 2010. Impacts of Climate Extremes on Biodiversity in the Americas. Páginas 53-94 *en* F. Dallmeier, A. Fenech, D. Maciver, y R. Szaro, editores. *Climate Change, Biodiversity, and Sustainability in the Americas*. 1ra edición. Smithsonian Institution Scholarly Press, Washington, D.C.
- Keller, C. M. E., y J. T. Scallan. 1999. Potential Roadside Biases Due to Habitat Changes along Breeding Bird Survey Routes. *The Condor* 101:50-57.
- Kendall, W. L., y G. C. White. 2009. A cautionary note on substituting spatial subunits for repeated temporal sampling in studies of site occupancy. *Journal of Applied Ecology* 46:1182–1188.
- Kéry, M., y J. Andrew Royle. 2010. Hierarchical modelling and estimation of abundance and population trends in metapopulation designs. *Journal of Animal Ecology* 79:453–461.
- Keske, B. R. 2011. Abundância e potencial impacto das aves granívoras sobre o cultivo de arroz irrigado, Itajaí, SC. Universidade do Vale do Itajaí.

- Krausman, P. R. 1999. Some basic principles of habitat use. Páginas 85–90 *Grazing behavior of livestock and wildlife*. Idaho Forest, Wildlife and Range Exp. Sta. Bull No. 70, University of Idaho Moscow, ID.
- Krishna, Y. C., J. Krishnaswamy, y N. S. Kumar. 2008. Habitat factors affecting site occupancy and relative abundance of four-horned antelope. *Journal of Zoology* 276:63–70.
- León, R., G. Rush, y M. Oesterheld. 1984. Pastizales pampeanos - impacto agropecuario. *Phytocoenologia* 12:201-218.
- Leveau, L. M., y C. M. Leveau. 2004. Riqueza y abundancia de aves en agroecosistemas pampeanos durante el período post-reproductivo. *Ornitología Neotropical* 15:371–380.
- Macías-Duarte, A. 2011. Change in migratory behavior as a possible explanation for burrowing owl population declines in northern latitudes. The University of Arizona.
- Macías-Duarte, A., y C. Conway. 2015. Distributional Changes in the Western Burrowing Owl (*Athene cunicularia hypugaea*) in North America from 1967 to 2008. *J Raptor Res* 49:75-83.
- MacKenzie, D. I., y L. L. Bailey. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9:300–318.
- MacKenzie, D. I., y J. D. Nichols. 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal biodiversity and conservation* 27:461–467.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. Andrew Royle, y C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248-2255.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. Bailey, y J. E. Hines. 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*.

- Mann, H. B. 1945. Nonparametric Tests Against Trend. *Econometrica* 13:245-259.
- Marcondes-Machado, L. O. 1988. Biología y conducta reproductiva de *Ammodramus humeralis*. *Hornero* 13:71-74.
- Matson, P. A., W. J. Parton, A. G. Power, y M. J. Swift. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277:504-509.
- Mazerolle, M. J. 2013. AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c).
- McClintock, B. T., y G. C. White. 2009. A less field-intensive robust design for estimating demographic parameters with mark-resight data. *Ecology* 90:313-320.
- Medan, D., J. P. Torretta, K. Hodara, E. B. de la Fuente, y N. H. Montaldo. 2011. Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodiversity and Conservation* 20:3077-3100.
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. 2014. SIIA- Sistema Integrado de Información Agropecuaria. <http://www.sii.gov.ar/>.
- Morrison, J. L., y L. M. Phillips. 2000. Nesting habitat and success of the chimango caracara in southern Chile. *The Wilson Bulletin* 112:225-232.
- Le Moullec, M. 2014. Ungulate population monitoring in a tundra landscape: evaluating total counts and distance sampling accuracy. The Arctic University of Norway, Norway.
- Murphy, G. M. 2008. Atlas Agroclimático de la Argentina. 1ra edición. Facultad de Agronomía, Buenos Aires.
- Murton, R., E. H. Bucher, M. Nores, E. Gomez, y J. Reartes. 1974. The ecology of the Eared Dove (*Zenaida auriculata*) in Argentina. *Condor* 76:80-88.
- Narosky, T., y D. Yzurieta. 2010. Aves de Argentina y Uruguay: guía de identificación - edición total. 16.ª edición. Vazquez Mazzini Editores, Buenos Aires.
- Nichols, J. D., y B. K. Williams. 2006. Monitoring for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 21:668-673.

- Norvell, R. E., F. P. Howe, J. R. Parrish, y F. R. Thompson III. 2003. A seven-year comparison of relative-abundance and distance-sampling methods. *The Auk* 120:1013–1028.
- Odum, E. P. 1972. *Ecología*. Tercera. Nueva Editorial Interamericana SA, Mexico.
- Paruelo, J., J. Guerschman, G. Piñeiro, E. Jobbágy, S. Verón, G. Baldi, y S. Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia* 10:47–61.
- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman, y S. R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15:14–23.
- Pérez, E., L. Bulla, y E. Santiago. 2001. Similitudes dietarias entre ocho aves granívoras en la estación experimental «La Iguana», estado Guárico, Venezuela. *Ecotropicos* 14:49-56.
- Pollock, K. H., J. D. Nichols, C. Brownie, y J. E. Hines. 1990. Statistical Inference for Capture-Recapture Experiments. *Wildlife Monographs* 107:, pp. 3-97.
- Pollock, K. H., J. D. Nichols, T. R. Simons, G. L. Farnsworth, L. L. Bailey, y J. R. Sauer. 2002. Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Environmetrics* 13:105–119.
- Pollock, K. H., y M. C. Otto. 1983. Robust Estimation of Population Size in Closed Animal Populations from Capture-Recapture Experiments. *Biometrics* 39:1035.
- Pongratz, J., C. Reick, T. Raddatz, y M. Claussen. 2008. A reconstruction of global agricultural areas and land cover for the last millennium. *Global Biogeochemical Cycles* 22.
- Pozzolo, O., H. Ferrari, J. Hidalgo, y C. Curró. 2009. Pérdidas de Grano de Maíz en Transporte por Carretera.
- Ranvaud, R., K. Freitas, E. H. Bucher, H. Dias, V. Avanzo, y C. Alberts. 2001. Diet of Eared Doves (*Zenaida auriculata*, Aves, Columbidae) in a sugar-cane colony in South-eastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 61:651-660.

- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Viena, Austria.
- Richards, J. F. 1990. Land transformation. The earth as transformed by human action: 163–178.
- Royle, J. A., D. K. Dawson, y S. Bates. 2004. Modeling abundance effects in distance sampling. *Ecology* 85:1591-1597.
- Sala, O. E., F. S. Chapin, J. J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L. F. Huenneke, R. B. Jackson, y A. Kinzig. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287:1770–1774.
- Salvador, S. A. 2013. Reproducción de los furnariidae en el departamento General San Martín, Córdoba, Argentina. *HISTORIA NATURAL Volumen 3*:61-85.
- Sánchez, K. B., A. I. Malizia, y M. S. Bó. 2008. Trophic ecology of the burrowing owl (*Athene cunicularia*) in urban environments of Mar Chiquita Biosphere Reserve (Buenos Aires Province, Argentina). *Ornitología Neotropical* 19:71–80.
- Sauer, J. R., B. G. Peterjohn, y W. A. Link. 1994. Observer differences in the North American breeding bird survey. *The Auk*:50–62.
- Schmidt, B. R., y J. Pellet. 2005. Relative importance of population processes and habitat characteristics in determining site occupancy of two anurans. *Journal of Wildlife Management* 69:884–893.
- Schrag, A. M., M. E. Zaccagnini, N. Calamari, y S. Canavelli. 2009. Climate and land-use influences on avifauna in central Argentina: Broad-scale patterns and implications of agricultural conversion for biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 132:135-142.
- Seber, G. A. 1992. A review of estimating animal abundance II. *International Statistical Review/Revue Internationale de Statistique*: 129–166.
- Shyry, D., T. Wellicome, J. Schmutz, G. Erickson, D. Scobie, R. Russell, y R. Martin. 2001. Burrowing Owl population-trend surveys in southern Alberta: 1991-2000. *J Raptor Res* 35:310–315.

- Siriwardena, G. M., S. R. Baillie, H. Q. P. Crick, y J. D. Wilson. 2001. Changes in agricultural land-use and breeding performance of some granivorous farmland passerines in Britain. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 84:191-206.
- Solari, L. M., y M. E. Zaccagnini. 2009. Efecto de bordes arbóreos y terrazas sobre la riqueza y densidad de aves en lotes de soja de Entre Ríos, Argentina. *BioScriba* 2:90–100.
- Solaro, C., M. A. Santillán, A. S. Costán, y M. M. Reyes. 2012. Ecología trófica de *Athene cunicularia* y *Tyto alba* en el cerro Curru-Mahuida, ecotono Monte-Espinal, La Pampa, Argentina. *El hornero* 27:177-182.
- Soriano, A., y M. R. Aguiar. 1998. Estructura y funcionamiento de los agroecosistemas. *Ciencia e investigación* 50:63–73.
- Sosa, R. A. 2008. Efectos de la fragmentación del bosque de caldén sobre las comunidades de aves en el centro-este de La Pampa. Text, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- de Souza, E. A., W. R. Telino-Júnior, J. L. do Nascimento, R. M. de Lyra-Neves, S. M. de Azevedo-Júnior, C. L. Folho, y A. Schulz-Neto. 2007. Estimativas populacionais de avoantes *Zenaida auriculata* (Aves Columbidae, DesMurs, 1847) em colônias reprodutivas no Nordeste do Brasil. *Ornithologia* 2:28–33.
- Swiss Ornithological Institute. 2015. Monitoring common breeding birds. <http://www.vogelwarte.ch/monitoring-common-breeding-birds.html>.
- Teixeira, F. M., y C. Melo. 2000. Dieta de *Speotyto cunicularia* Molina, 1782 (Strigiformes) na região de Uberlândia, Minas Gerais. *Ararajuba* 8:127–131.
- Thompson, J. J., y J. P. Carroll. 2009. Habitat use and survival of the spotted tinamou (*Nothura maculosa*) in agroecosystems in the province of.
- Thompson, J. J., A. P. Goijman, J. N. Bernardos, N. Calamari, S. Canavelli, S. Dardanelli, G. I. Gavier-Pizarro, y M. E. Zaccagnini. 2013. Influencia de la agriculturización sobre aves de pastizal en la región central de Argentina. Página 576 en G. Marino, F. Miñarro, y M. E. Zaccagnini, editores. Pastizales y sabanas del cono sur de Sudamérica: iniciativas para su conservación en la Argentina. *Aves Argentinas/AOP*,

Fundación Vida Silvestre Argentina e Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires, Argentina.

- Tilman, D., K. G. Cassman, P. A. Matson, R. Naylor, y S. Polasky. 2002. Agricultural 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, y D. Swackhamer. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292:281-284.
- Torres-Contreras, H., E. Silva-Aranguiz, y F. M. Jaksic. 1994. Dieta y selectividad de presas de *Speotyto cunicularia* en una localidad semiárida del norte de Chile a lo largo de siete años (1987-1993). *Revista Chilena de Historia Natural* 67:329-340.
- Urruti, A. 2010. Dieta de la paloma torcaza (*Zenaida auriculata*) en áreas agrícolas de Embajador Martini, La Pampa. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de La Pampa - Argentina, La Pampa, Argentina.
- Vickery, P. D., y J. R. Herkert. 2001. Recent advances in grassland bird research: where do we go from here? *The Auk* 118:11-15.
- Viglizzo, E. F., F. C. Frank, L. V. Carreno, E. G. Jobbagy, H. Pereyra, J. Clatt, D. Pincen, y M. F. Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology* 17:959-973.
- Viglizzo, E. F., F. Lértora, A. J. Pordomingo, J. N. Bernardos, Z. E. Roberto, y H. Del Valle. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 83:65-81.
- Viglizzo, E. F., Z. E. Roberto, F. Lértora, E. L. Gay, y J. Bernardos. 1997. Climate and land-use change in field-crop ecosystems of Argentina. *Agriculture, ecosystems & environment* 66:61-70.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco, y J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277:494-499.

- White, G. C. 1996. NOREMARK: population estimation from mark-resighting surveys. *Wildlife Society Bulletin* 24:50–52.
- White, G. C., y K. P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46:S120-S139.
- Wretenberg, J., Åke Lindström, S. Svensson, y T. Pärt. 2007. Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *Journal of Applied Ecology* 44:933–941.
- Zaccagnini, M. E., S. B. Canavelli, N. C. Calamari, y A. M. Schrag. 2010. Regional bird monitoring as a tool for predicting the effects of land use and climate change on pampas biodiversity. Páginas pp. 39-52 *en* F. Dallmeier, A. Fenech, D. Maciver, y R. Szaro, editores. *Climate Change, Biodiversity, and Sustainability in the Americas: Impacts and Adaptations*. 1ra edición. Smithsonian Institution Scholarly Press and Rowman & Littlefield Publishers, Inc, Washington, D.C.
- Zaccagnini, M. E., J. Thompson, J. Bernardos, N. Calamari, A. Goijman, y S. Canavelli. 2011. Riqueza, ocupación y roles funcionales potenciales de las aves en relación a los usos de la tierra y productividad de agroecosistemas: un ejemplo en la ecoregión pampeana. Capítulo 8. Página 35 *Valoración de servicios ecosistémicos: Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*. INTA Editions, Buenos Aires, Argentina.
- Zak, M. R., M. Cabido, D. Cáceres, y S. Díaz. 2008. What Drives Accelerated Land Cover Change in Central Argentina? Synergistic Consequences of Climatic, Socioeconomic, and Technological Factors. *Environmental Management* 42:181-189.

Apéndice 1

Tacla 19. Modelos de ocupación seleccionados para *Sturnella superciliaris*

Modelos	K	QAICc	Δ QAICc	Peso Acumulado
Dependencia del Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de coberturas bajas particulares – Escala de tramo de 5 km	31	6604.83	0	0.78
Dependencia del Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de cobertura particulares - Escala de tramo de 5 km	33	6608.42	3.59	0.91
Dependencia del Bloque Geográfico, del año y de los tipos de cobertura baja general Escala de tramo de 5 km T	28	6611.33	6.49	0.94
Dependencia del Bloque Geográfico, del año y de los tipos de cobertura general Escala de tramo de 5 km	29	6611.42	6.59	0.97

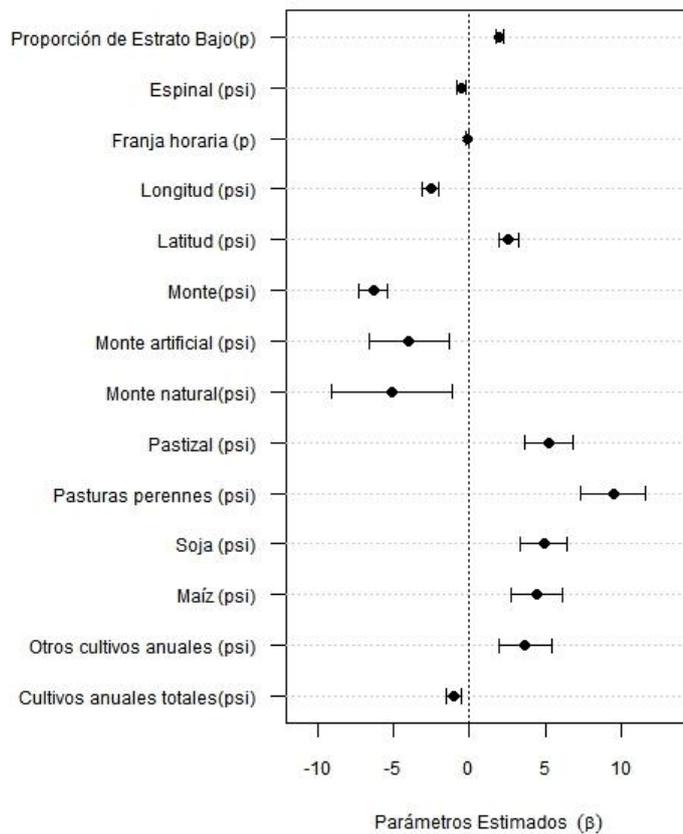


Figura 20. Parámetros del modelo promedio ponderado de ocupación para *Sturnella superciliaris*. Los brazos representan los I.C $\gamma=0.95$.

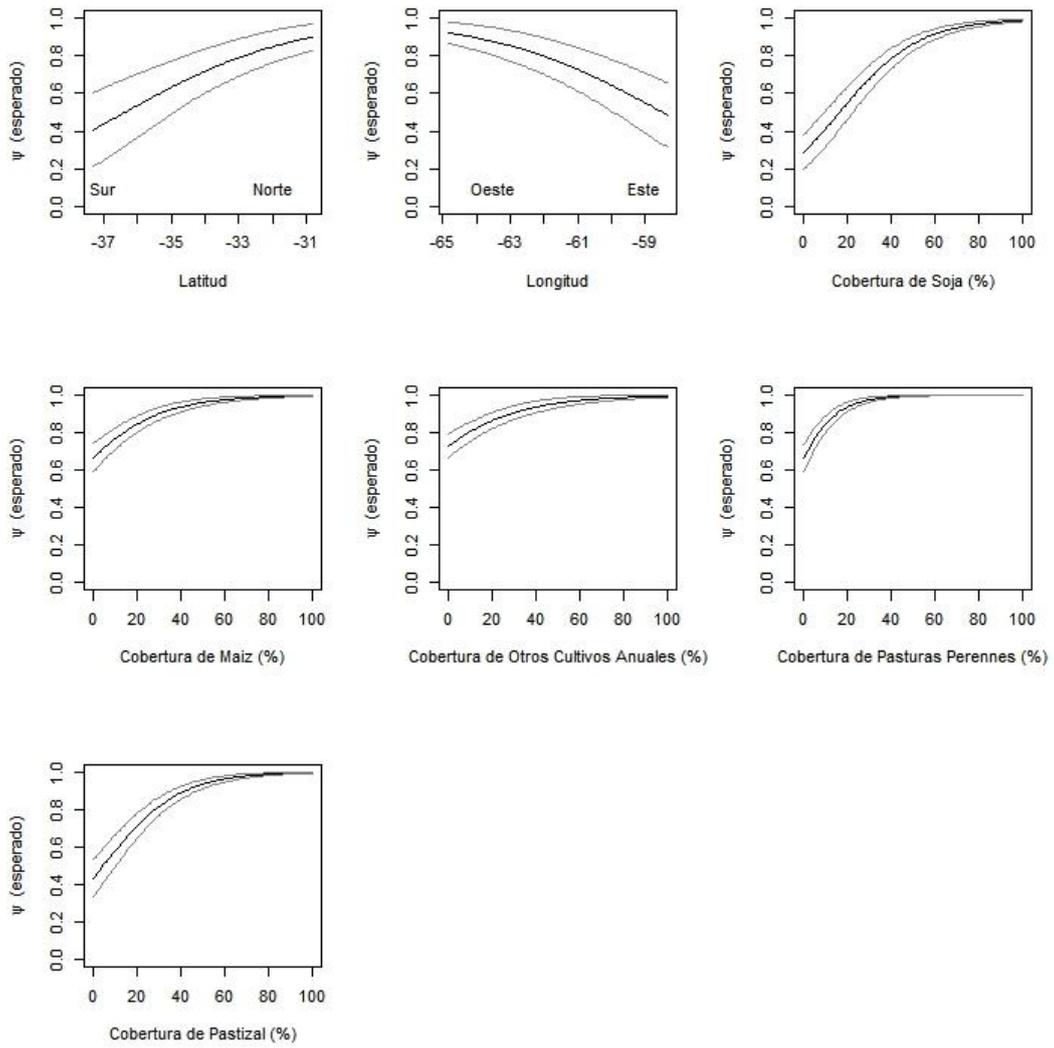


Figura 21. Asociación entre los parámetros del modelo promedio ponderado y la ocupación para *Sturnella superciliaris*.

Tabla 20. Modelos de ocupación evaluados para *Lepidocolaptes angustirostris*

Modelos	K	QAIC	Δ QAIC	Peso Acumulado
Bloque Geográfico, del año, de los tipos de cobertura general y Diversidad de coberturas fm9	29	1184.7	0	0.62
Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal, Monte y Diversidad de coberturas (Shannon) fm10	30	1185.8	1.1	0.97
Bloque Geográfico, del año y de los tipos de cobertura general fm4	28	1192.9	8.1	0.99
Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal - cob bajas dominantes - Monte fm7	29	1193.9	9.1	0.99
Bloque Geográfico, del año, Cultivos anuales totales, Monte nat y Monte art fm8	29	1194.8	10.1	0.99
Modelo Saturado ruta sat.r	36	1196.3	11.6	0.99
Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de coberturas bajas particulares fm6	31	1197.3	12.5	0.99
Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal, Monte y Diversidad de coberturas (Shannon) - Tramo) fm10.T	30	1200.3	15.5	0.99
Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de cobertura particulares fm5	33	1200.5	15.7	0.99
Bloque Geográfico, del año, de los tipos de cobertura general y Diversidad de coberturas (Shannon) - Tramo fm9.T	29	1200.7	16.0	0.99
Bloque Geográfico, del año, Cultivos anuales totales, Monte nat y Monte art - Tramo fm8.T	29	1205.0	20.2	0.99
Bloque Geográfico, del año y de los tipos de cobertura general fm4.T	28	1206.5	21.8	0.99
Modelo Saturado tramo sat.t	36	1206.8	22.0	0.99
Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal (cob bajas dominantes) Monte - Tramo fm7.T	29	1208.1	23.3	0.99
Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de coberturas bajas particulares - Tramo fm6.T	31	1211.5	26.8	0.99
Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de cobertura particulares - Tramo fm5.T	33	1212.4	27.7	1
Modelo Saturado dos escalas sat	47	1237.7	52.9	1
Bloque Geográfico fm2	17	1238.6	53.8	1
Dependencia de la Ubicación Geográfica fm1	16	1246.3	61.6	1

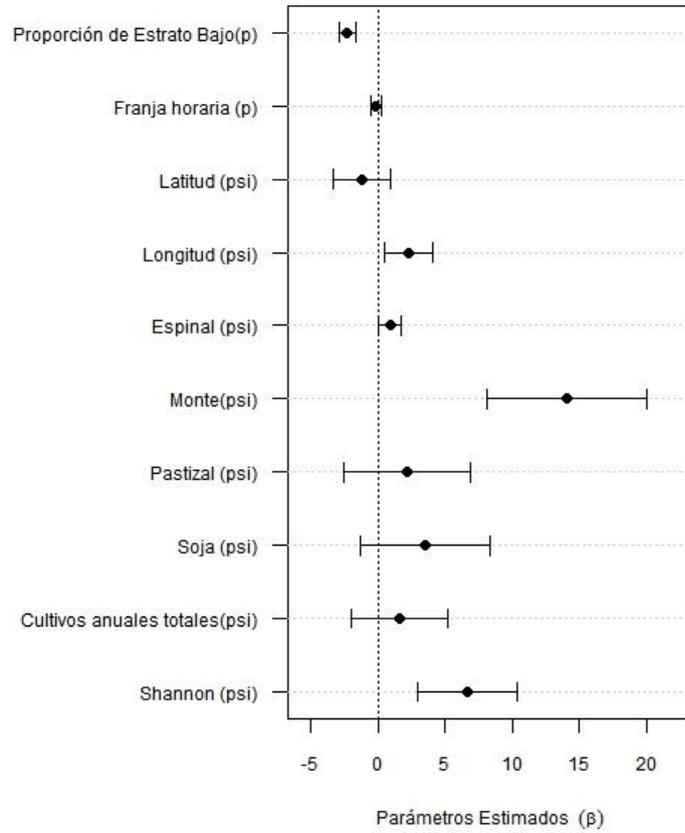


Figura 22. Parámetros del modelo promedio de ocupación para *Lepidocolaptes angustirostris*. Los brazos representan los I.C. $\gamma=0.95$.

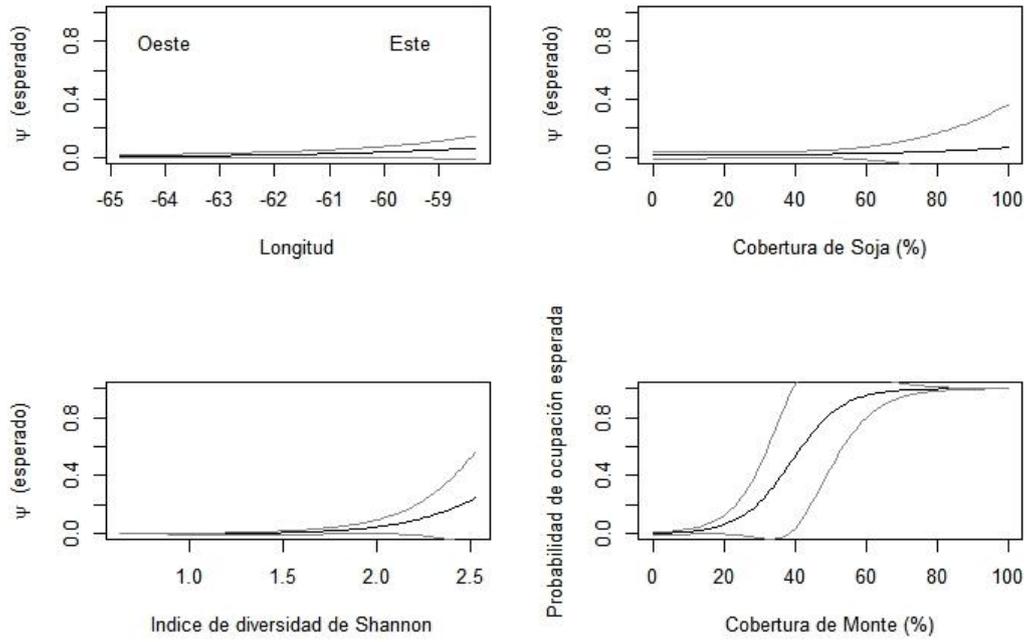


Figura 23. Ocupación esperada en función de las covariables seleccionadas en el modelo promedio para *Lepidocolaptes angustirostris*

Tabla 21. Modelos de ocupación evaluados para *Ammodramus humeralis*

Modelos	K	QAIC	Δ QAIC	Peso Acumulado
Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal (cob bajas dominantes) Monte - Tramo fm7.T	29	8016.3	0	0.42
Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal, Monte y Diversidad de coberturas (Shannon) - Tramo fm10.T	30	8016.9	0.5	0.74
Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de coberturas bajas particulares - Tramo fm6.T	31	8018.6	2.2	0.87
Bloque Geográfico, del año, de los tipos de cobertura general y Diversidad de coberturas (Shannon) - Tramo fm9.T	29	8020.7	4.3	0.92
Bloque Geográfico, del año y de los tipos de cobertura general fm4.T	28	8021.3	4.9	0.96
Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de cobertura particulares - Tramo fm5.T	33	8022.4	6.0	0.98
Bloque Geográfico, del año, Cultivos anuales totales, Monte nat y Monte art - Tramo fm8.T	29	8022.7	6.3	0.99
Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal - cob bajas dominantes - Monte fm7	29	8031.3	14.9	0.99
Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de cobertura particulares fm5	33	8031.6	15.2	0.99
Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de coberturas bajas particulares fm6	31	8032.3	15.9	0.99
Bloque Geográfico, del año, de los tipos de cobertura general y Diversidad de coberturas fm9	29	8032.5	16.1	0.99
Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal, Monte y Diversidad de coberturas (Shannon) fm10	30	8032.9	16.5	0.99
Bloque Geográfico, del año y de los tipos de cobertura general fm4	28	8033.9	17.5	0.99
Bloque Geográfico, del año, Cultivos anuales totales, Monte nat y Monte art fm8	29	8034.9	18.5	0.99
Modelo Saturado dos escalas	47	8036.3	19.9	0.99
Modelo Saturado ruta sat.r	36	8037.3	20.9	0.99
Modelo Saturado tramo sat.t	36	8044.6	28.2	1
Bloque Geográfico fm2	17	8060.2	43.8	1
Dependencia de la Ubicación Geográfica fm1	16	8060.8	44.4	1

Tabla 22. Modelos de ocupación seleccionados para el modelo promedio para *Ammodramus humeralis*

Modelos	k	QAICc	Δ QAICc	Peso Acumulado
Dependencia del Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal (cob bajas dominantes) Monte - Tramo fm7.T	29	8016.7	0	0.42
Dependencia del Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal, Monte y Diversidad de coberturas (Shannon) - Tramo fm10.T	30	8017.3	0.58	0.74
Dependencia del Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de coberturas bajas particulares - Tramo fm6.T	31	8019.0	2.31	0.87
Dependencia del Bloque Geográfico, del año, de los tipos de cobertura general y Diversidad de coberturas (Shannon) - Tramo fm9.T	29	8021.1	4.33	0.92
Dependencia del Bloque Geográfico, del año y de los tipos de cobertura general fm4.T	28	8021.7	4.94	0.96

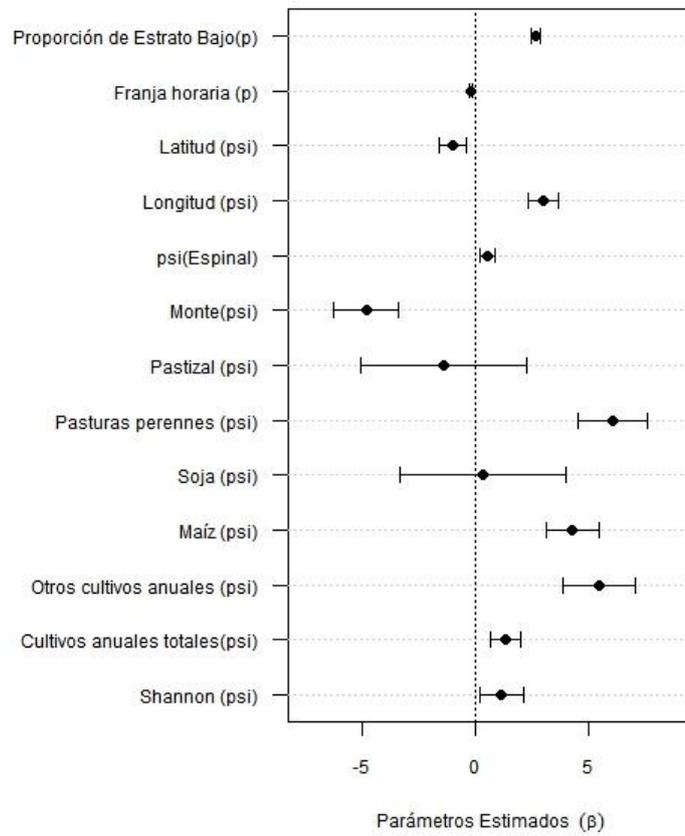


Figura 24. Parámetros del modelo promedio de ocupación para *Ammodramus humeralis*. Los brazos representan los I.C $\gamma=0.95$.

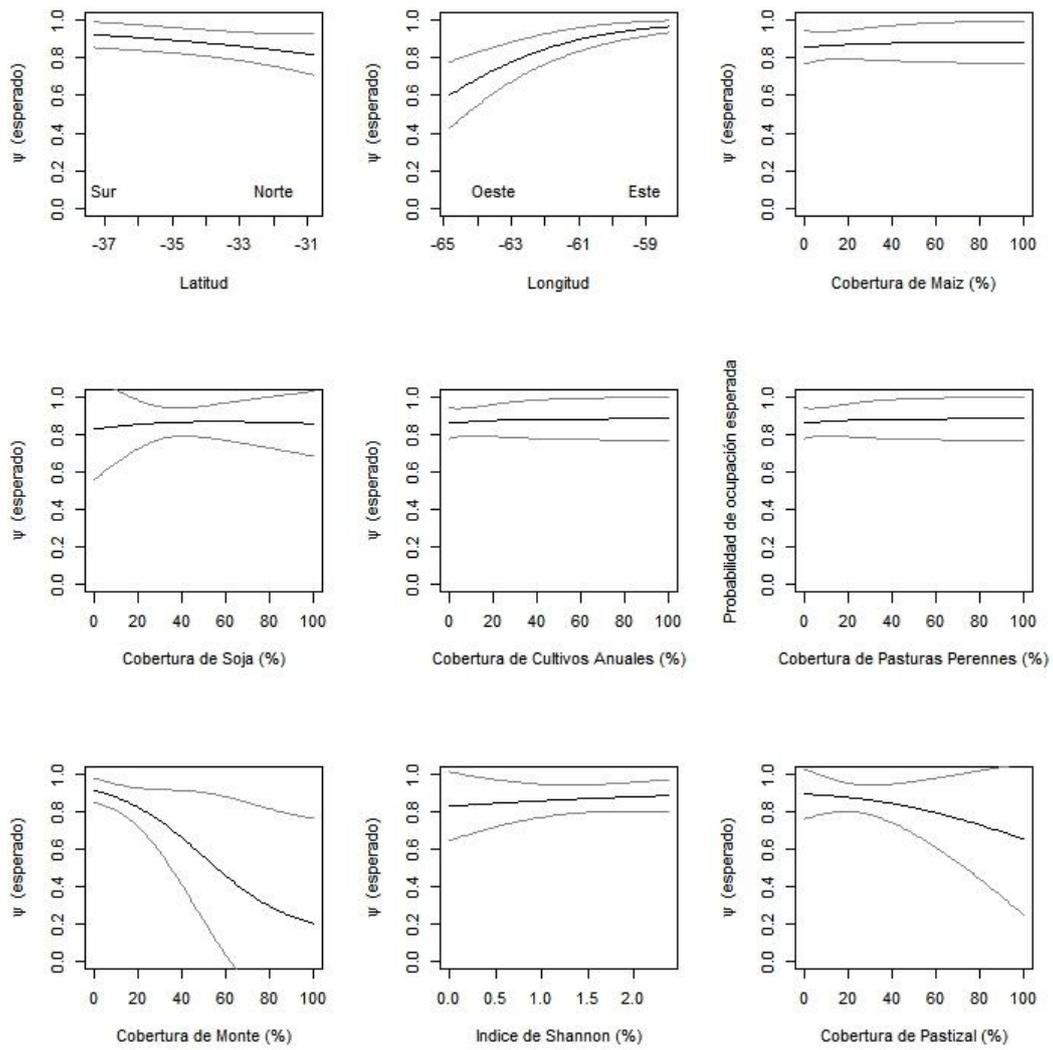


Figura 25. Ocupación esperada en función de las covariables seleccionadas en el modelo promedio para *Ammodramus humeralis*

Tabla 23. Modelos de ocupación evaluados para *Athene cunicularia*

Modelos	K	QAIC	Δ QAIC	Peso Acumulado
Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal, Monte y Diversidad de coberturas (Shannon) fm10	30	5690.5	0	0.51
Bloque Geográfico, del año, de los tipos de cobertura general y Diversidad de coberturas fm9	29	5690.9	0.38	0.94
Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal - cob bajas dominantes - Monte fm7	29	5696.0	5.48	0.98
Bloque Geográfico, del año y de los tipos de cobertura general fm4	28	5700.2	9.70	0.98
Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de coberturas bajas particulares fm6	31	5700.3	9.76	0.98
Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal (cob bajas dominantes) Monte - Tramo fm7.T	29	5700.9	10.36	0.99
Modelo Saturado ruta sat.r	36	5701.3	10.79	0.99
Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de cobertura particulares fm5	33	5701.7	11.23	0.99
Bloque Geográfico, del año, Cultivos anuales totales, Monte nat y Monte art fm8	29	5702.1	11.54	0.99
Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal, Monte y Diversidad de coberturas (Shannon) - Tramo fm10.T	30	5702.2	11.65	0.99
Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de coberturas bajas particulares - Tramo fm6.T	31	5704.5	14.01	0.99
Bloque Geográfico, del año, de los tipos de cobertura general y Diversidad de coberturas (Shannon) - Tramo fm9.T	29	5704.6	14.07	0.99
Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de cobertura particulares - Tramo fm5.T	33	5707.5	16.95	0.99
Bloque Geográfico, del año y de los tipos de cobertura general fm4.T	28	5707.5	16.98	0.99
Bloque Geográfico, del año, Cultivos anuales totales, Monte nat y Monte art - Tramo fm8.T	29	5709.1	18.62	0.99
Modelo Saturado dos escalas sat	47	5709.9	19.40	0.99
Modelo Saturado tramo sat.t	36	5713.1	22.58	1
Bloque Geográfico fm2	17	5748.3	57.80	1
Dependencia de la Ubicación Geográfica fm1	16	5780.6	90.14	1

Tabla 24. Modelos de ocupación seleccionados para el modelo promedio para *Athene cunicularia*

Modelos	K	QAICc	Δ QAICc	Peso Acumulado
Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal, Monte y Diversidad de coberturas (Shannon) fm10	30	5690.9	0	0.51
Bloque Geográfico, del año, de los tipos de cobertura general y Diversidad de coberturas fm9	29	5691.3	0.35	0.94

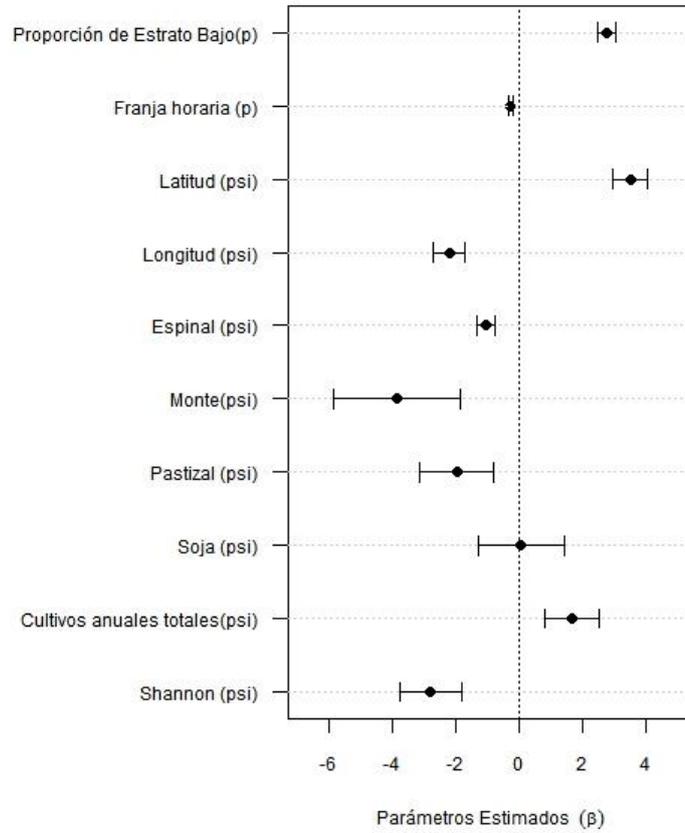


Figura 26. Parámetros del modelo promedio de ocupación para *Athene cunicularia*. Los brazos representan los I.C ($\gamma=0.95$).

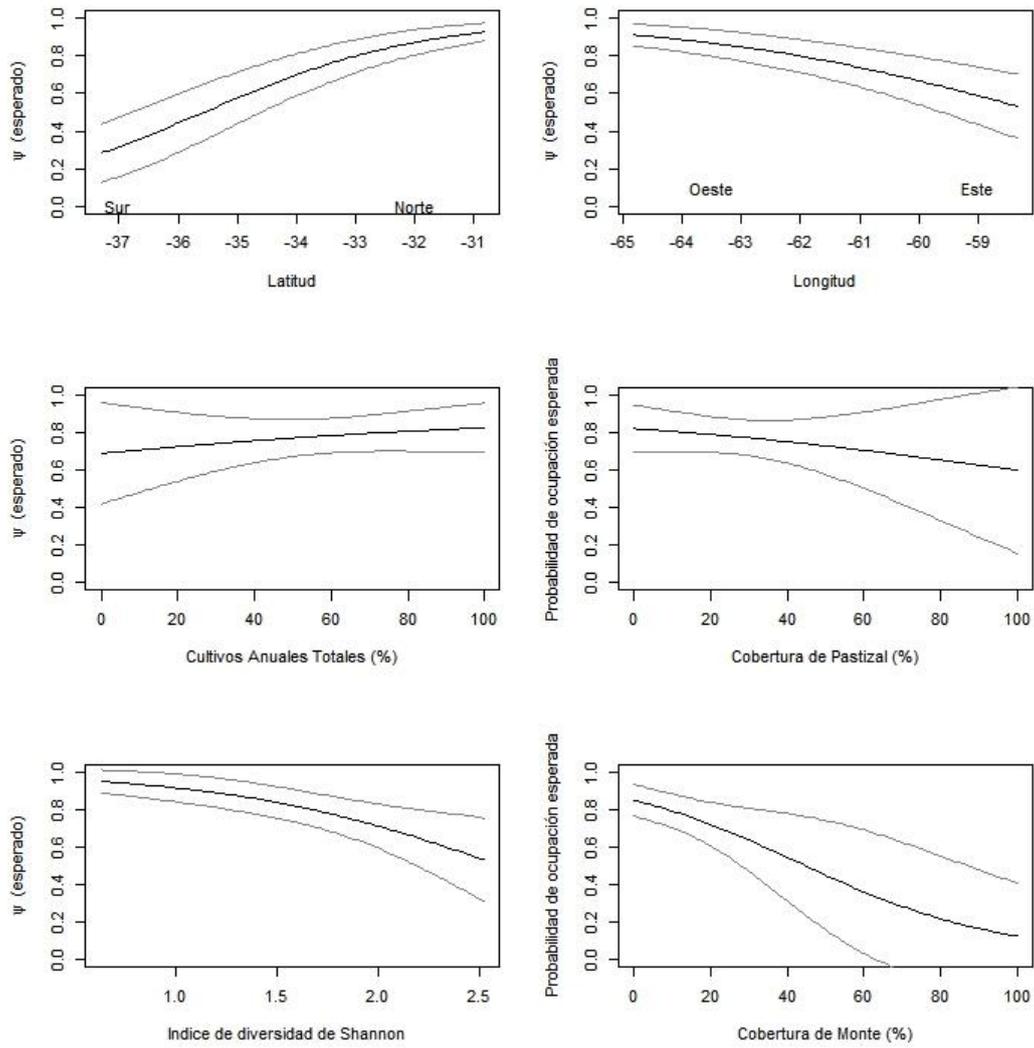


Figura 27. Ocupación esperada en función de las covariables seleccionadas en el modelo promedio para *Athene cunicularia*

Tabla 25. Modelos de ocupación evaluados para *Milvago chimango*

Modelos	K	QAIC	Δ QAIC	Peso Acumulado
Dependencia del Bloque Geográfico fm2	17	6493.9	0	0.86
Dependencia del Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de cobertura particulares fm5	33	6500.2	6.30	0.89
Dependencia de la Ubicación Geográfica fm1	16	6500.3	6.42	0.93
Dependencia del Bloque Geográfico, del año, Cultivos anuales totales, Monte nat y Monte art fm8	29	6500.4	6.59	0.96
Dependencia del Bloque Geográfico, del año, Cultivos anuales totales, Monte nat y Monte art - Tramo fm8.T	29	6501.0	7.12	0.99
Modelo Saturado ruta sat.r	36	6505.3	11.41	0.99
Dependencia del Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de coberturas bajas particulares fm6	31	6505.9	12.01	0.99
Dependencia del Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de cobertura particulares - Tramo fm5.T	33	6505.9	12.02	0.99
Dependencia del Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal - cob bajas dominantes - Monte fm7	29	6508.1	14.24	0.99
Dependencia del Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal, Monte y Diversidad de coberturas (Shannon) fm10	30	6508.8	14.94	0.99
Dependencia del Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal (cob bajas dominantes) Monte - Tramo fm7.T	29	6509.1	15.26	0.99
Dependencia del Bloque Geográfico, del año, de los tipos de cobertura general y Diversidad de coberturas (Shannon) – Tramo fm9.T	29	6509.6	15.71	0.99
Dependencia del Bloque Geográfico, del año y de los tipos de cobertura general fm4.T	28	6509.9	16.03	0.99
Dependencia del Bloque Geográfico, del año, de los tipos de cobertura general y Diversidad de coberturas fm9	29	6510.1	16.20	1
Dependencia del Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal, Monte y Diversidad de coberturas (Shannon) - Tramo) fm10.T	30	6510.4	16.56	1
Dependencia del Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de coberturas bajas particulares - Tramo fm6.T	31	6511.5	17.61	1
Dependencia del Bloque Geográfico, del año y de los tipos de cobertura general fm4	28	6511.7	17.86	1
Modelo Saturado dos escalas sat	47	6520.0	26.17	1
Modelo Saturado tramo sat.t	36	6538.9	45.02	1

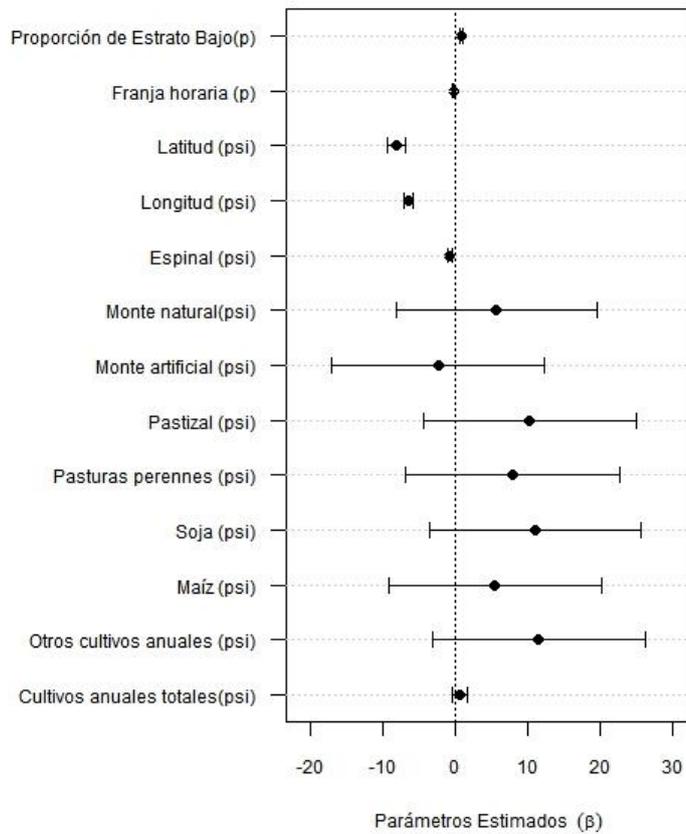


Figura 28. Parámetros del modelo promedio de ocupación para *Milvago chimango*. Los brazos representan los I.C ($\gamma=0.95$).

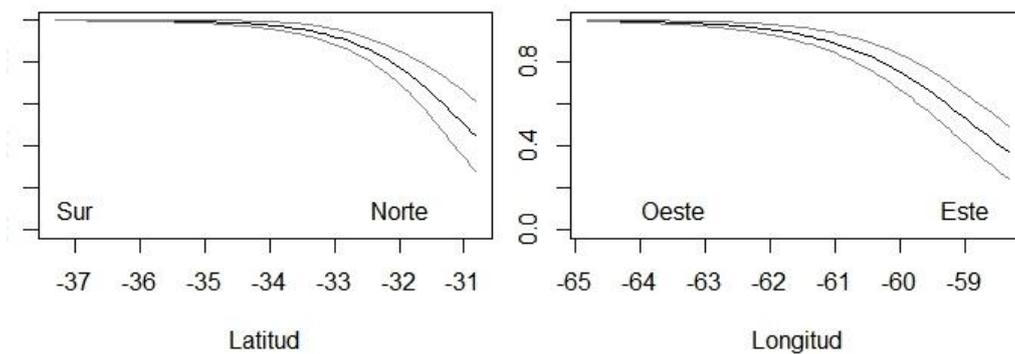


Figura 29. Ocupación esperada en función de las covariables seleccionadas en el modelo promedio para *Milvago chimango*

Tabla 26. Modelos de ocupación evaluados para *Nothura maculosa*

Modelos	K	QAIC	Δ QAIC	Peso Acumulado
Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de coberturas bajas particulares - Tramo fm6.T	31	9308.6	0.00	0.68
Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de cobertura particulares - Tramo fm5.T	33	9310.5	1.9	0.94
Modelo Saturado dos escalas sat	47	9313.8	5.2	0.99
Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de coberturas bajas particulares fm6	31	9317.1	8.5	1
Bloque Geográfico, del año y de los Tipos de cobertura particulares fm5	33	9319.5	10.9	1
Modelo Saturado ruta sat.r	36	9323.4	14.8	1
Bloque Geográfico, del año, de los tipos de cobertura general y Diversidad de coberturas (Shannon) - Tramo fm9.T	29	9330.2	21.6	1
Bloque Geográfico, del año, Cultivos anuales totales, Monte nat y Monte art - Tramo fm8.T	29	9333.1	24.5	1
Bloque Geográfico, del año y de los tipos de cobertura general fm4.T	28	9333.9	25.3	1
Bloque Geográfico, del año, de los tipos de cobertura general y Diversidad de coberturas fm9	29	9339.1	30.5	1
Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal, Monte y Diversidad de coberturas (Shannon) fm10	30	9339.9	31.3	1
Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal - cob bajas dominantes - Monte fm7	29	9345.2	36.6	1
Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal, Monte y Diversidad de coberturas (Shannon) - Tramo) fm10.T	30	9347.0	38.4	1
Bloque Geográfico, del año y de los tipos de cobertura general fm4	28	9349.4	40.7	1
Bloque Geográfico, del año, Cultivos anuales totales, Monte nat y Monte art fm8	29	9351.2	42.6	1
Bloque Geográfico, del año, Soja, Pastizal (cob bajas dominantes) Monte - Tramo fm7.T	29	9351.5	42.8	1
Bloque Geográfico fm2	17	9400.6	92.0	1
Dependencia de la Ubicación Geográfica fm1	16	9424.4	115.8	1

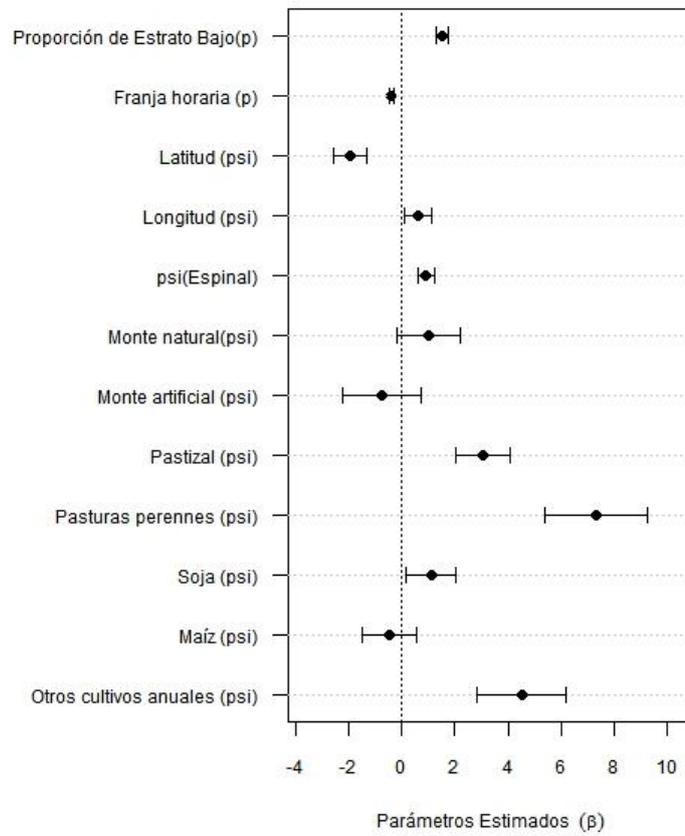


Figura 30. Parámetros del modelo promedio de ocupación para *Nothura maculosa*. Los brazos representan los I.C ($\gamma=0.95$).

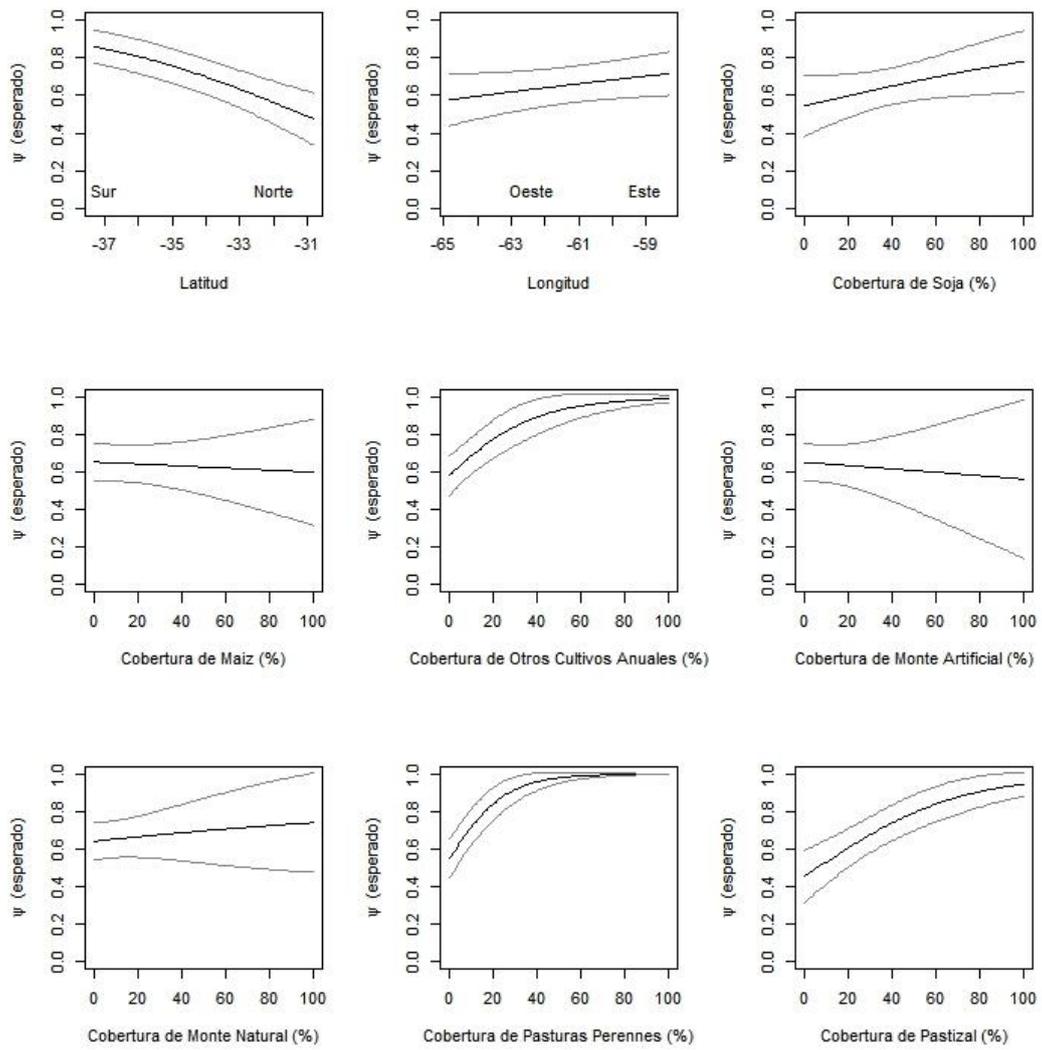


Figura 31. Ocupación esperada en función de las covariables seleccionadas en el modelo promedio para *Nothura maculosa*.

Apéndice 2

Tabla 27. Comparación múltiple del tamaño medio de grupo de palomas torcazas (*Zenaida auriculata*) entre años para la región Pampeana

Fuente de Variación	G.L	Suma de Cuadrados	Cuadrado medio	F	Pr(>F)
Año	9	7678	853.1	11.75	$< 2 \cdot 10^{-16}$ ***
Residuales	18977	1377517	72.6		

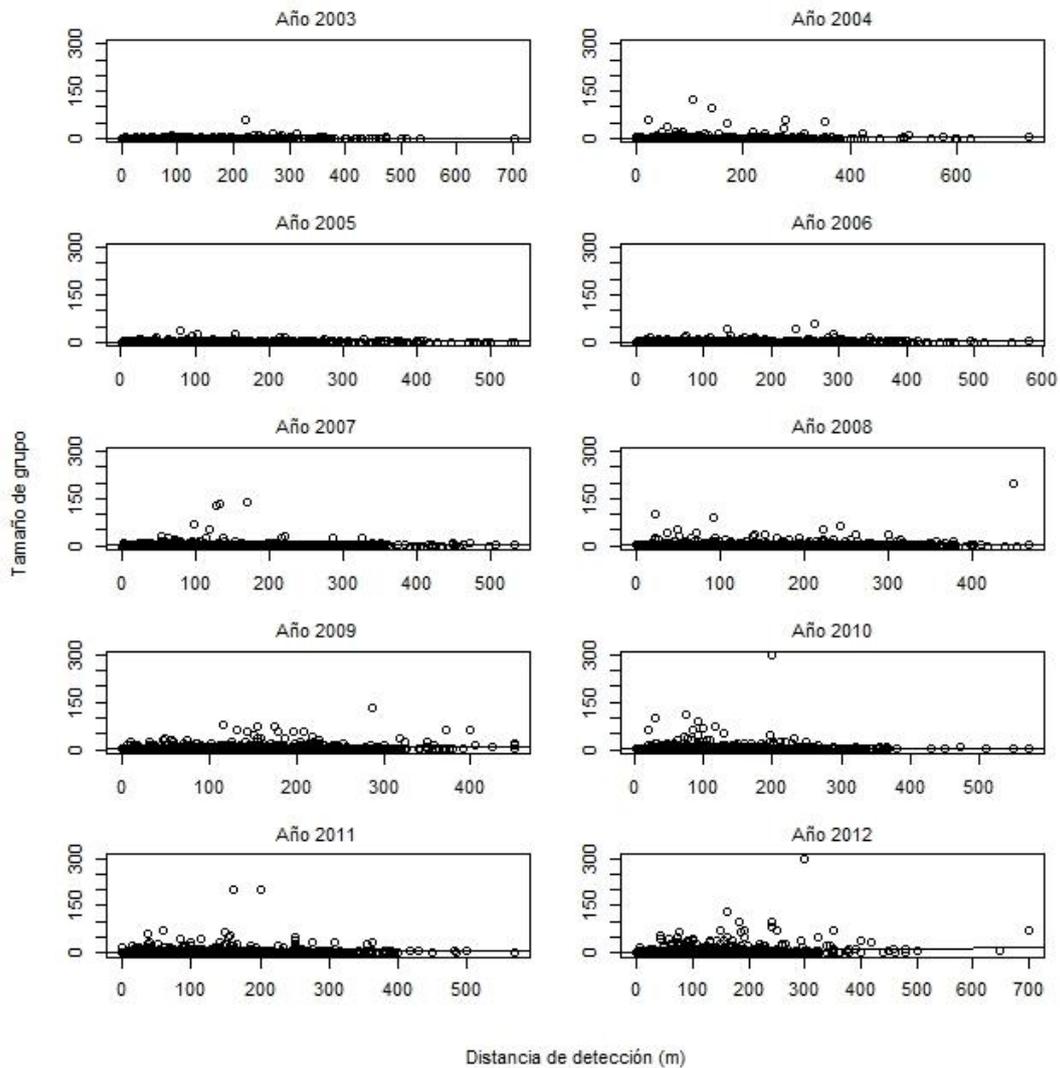


Figura 32. Relación entre el tamaño del grupo de palomas torcazas (*Zenaida auriculata*) y la distancia de detección por año para la región Pampeana en el período 2003-2012.

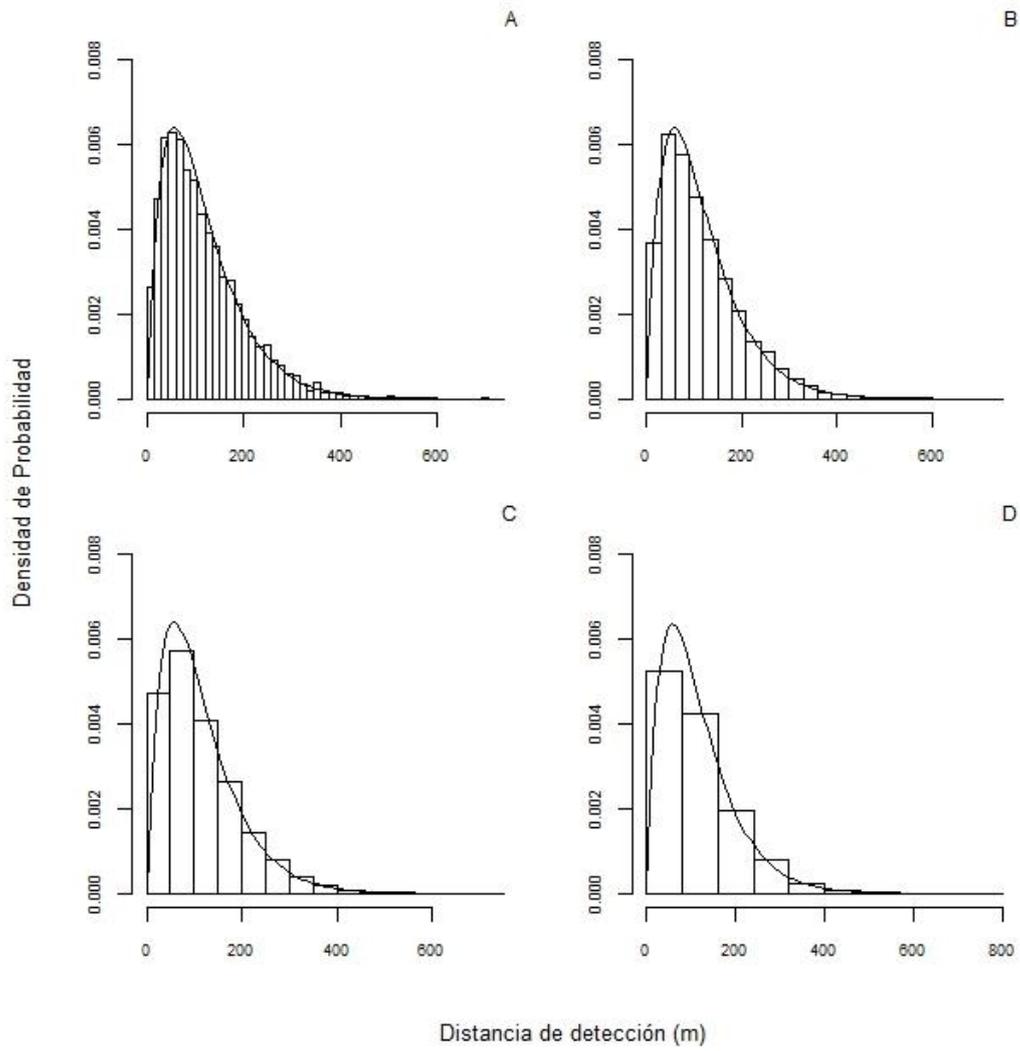


Figura 33. Histogramas de distancias de detección y función de detectabilidad *Hazard rate* para grupos de paloma torcaza con diferentes intervalos de clase. (A) 15 m, (B) 30 m, (C) 50 m y (D) 80 m.

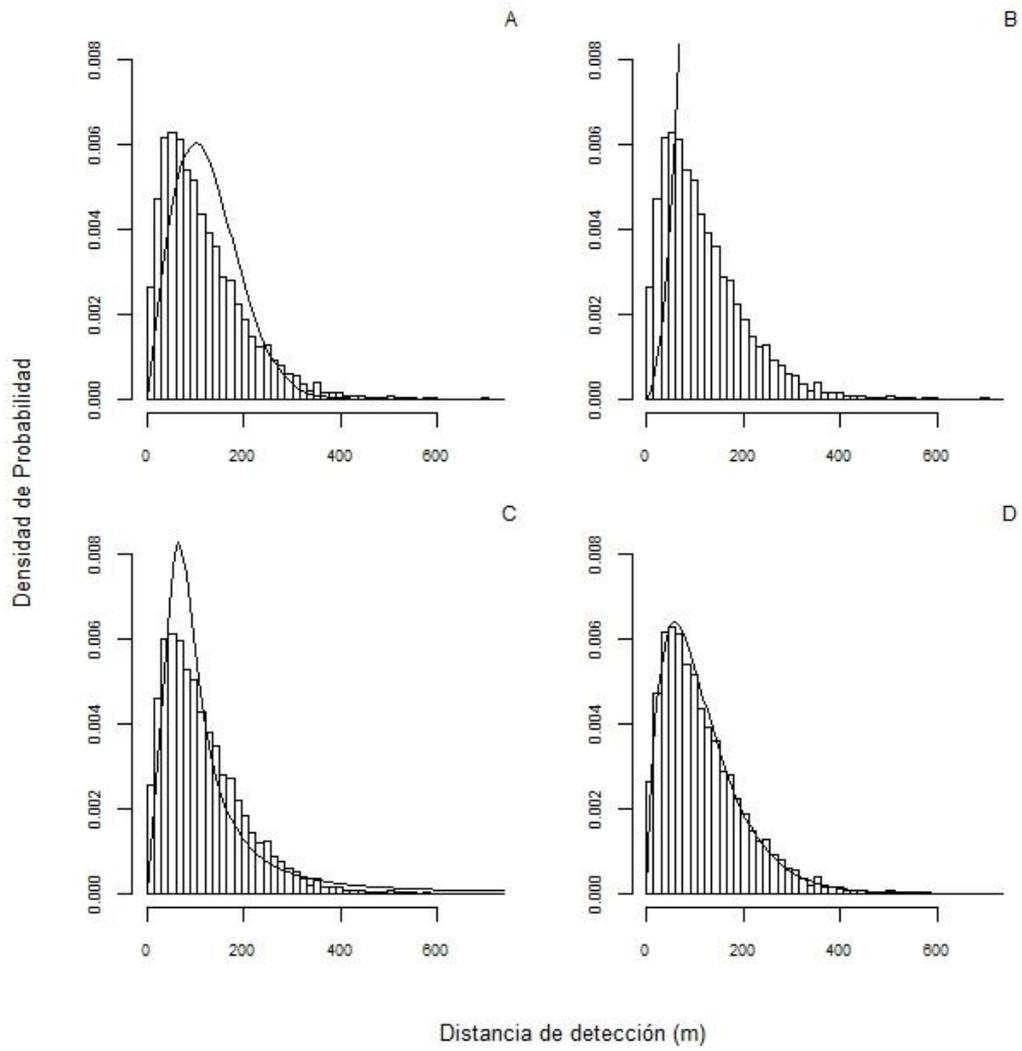


Figura 34. Histogramas de distancias de detección y función de densidad de probabilidad para grupos de paloma torcaza con diferentes funciones: (A) Half normal, (B) *Uniforme*, (C) *Hazard rate* y (D) *Exponencial negativa*.

Tabla 28. Clasificación de las funciones de detección evaluadas para cada año con intervalos de clase de 15 m para los grupos de palomas torcazas en la región Pampeana.

Año	Función	Parámetros	AIC	Δ AIC	Peso AIC
2003	exponencial negativa	2	8034.17	0	1.00E+00
	hazard rate	3	8151.59	117.4	3.20E-26
	half normal	2	8332.25	298.0	1.90E-65
	uniforme	1	12914.9	4880.7	0.00E+00
2004	exponencial negativa	2	10857.27	0	1.00E+00
	hazard rate	3	10972.55	115.2	9.30E-26
	half normal	2	11372.77	515.5	1.20E-112
	uniforme	1	16989.28	6132.0	0.00E+00
2005	exponencial negativa	2	11478.31	0	1.00E+00
	hazard rate	3	11544.71	66.4	3.80E-15
	half normal	2	11903.69	425.3	4.30E-93
	uniforme	1	16091.6	4613.3	0.00E+00
2006	exponencial negativa	2	13945.64	0	1.00E+00
	hazard rate	3	14183.27	237.6	2.50E-52
	half normal	2	14414.29	468.6	1.70E-102
	uniforme	1	22196.56	8250.9	0.00E+00
2007	exponencial negativa	2	13916.65	0	1.00E+00
	hazard rate	3	14130.86	214.2	3.10E-47
	half normal	2	14338.09	421.4	3.10E-92
	uniforme	1	22938.98	9022.3	0.00E+00
2008	exponencial negativa	2	15463.6	0	1.00E+00
	hazard rate	2	15721.25	257.6	1.10E-56
	half normal	3	15746.43	282.8	3.80E-62
	uniforme	1	25033.58	9569.9	0.00E+00
2009	exponencial negativa	2	17526.37	0	1.00E+00
	hazard rate	2	17882.87	356.5	3.90E-78
	half normal	3	17916.43	390.0	2.00E-85
	uniforme	1	30246.85	12720.4	0.00E+00
2010	exponencial negativa	2	14053.68	0	1.00E+00
	hazard rate	3	14267.12	213.4	4.50E-47
	half normal	2	14430.76	377.0	1.30E-82
	uniforme	1	23724.42	9670.7	0.00E+00
2011	exponencial negativa	2	16433.27	0	1.00E+00
	hazard rate	3	16774.5	341.2	8.00E-75
	half normal	2	16875.52	442.2	9.30E-97
	uniforme	1	27877.9	11444.6	0.00E+00
2012	exponencial negativa	2	15653.71	0	1.00E+00
	hazard rate	3	15896.52	242.8	1.90E-53
	half normal	2	16090.85	437.1	1.20E-95
	uniforme	1	26907.37	11253.6	0.00E+00