



Universidad Nacional del Comahue
Centro Regional Universitario Bariloche

**Uso y selección de hábitat de aves
rapaces a diferentes escalas espacio-
temporales en bosques semiáridos
de Sudamérica**

Trabajo para optar al Título de Doctor en Biología por
Lic. Carmen Marcela López

Director: Doctor Juan Manuel Grande
Co-director: Doctor José Hernán Sarasola

San Carlos de Bariloche, 2020

ÍNDICE	Página
Resumen... ..	4
Abstract.....	9
Agradecimientos	14
 CAPÍTULO I	 16
INTRODUCCIÓN GENERAL	
Introducción	17
Objetivo general... ..	26
Área de estudio	26
Estructura de la tesis	29
Hipótesis y predicciones	30
Bibliografía	33
 CAPÍTULO II	 41
ABUNDANCIA Y RIQUEZA DE AVES RAPACES EN LOS BOSQUES XERÓFILOS DE LA PAMPA	
Resumen... ..	42
Introducción.....	43
Materiales y métodos.....	47
Resultados.....	58
Discusión	82
Bibliografía	92
 CAPÍTULO III	 111
USO Y SELECCIÓN DE HÁBITAT DE AVES RAPACES EN LOS BOSQUES DEL ESPINAL DE LA PAMPA	
Resumen	112
Introducción.....	113
Materiales y métodos.....	117
Resultados... ..	120
Discusión	151
Bibliografía	159

CAPÍTULO IV	169
EFFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN DEL BOSQUE DE CALDÉN SOBRE EL USO DE HÁBITAT DE DOS ESPECIES DE BÚHOS	
Resumen... ..	170
Introducción.....	171
Materiales y métodos.....	174
Resultados.....	179
Discusión.....	183
Bibliografía	187
CAPÍTULO V	196
EVALUACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL ÁGUILA CORONADA (<i>Buteogallus coronatus</i>) EN LOS BOSQUES SEMIÁRIDOS DE SUDAMÉRICA	
Resumen	197
Introducción	198
Materiales y métodos	204
Resultados	211
Discusión.....	218
Bibliografía	223
CAPÍTULO VI	233
CONCLUSIONES GENERALES	
Bibliografía	242
ANEXO	
Matrices de correlación.....	244
ARTÍCULO DE RESPALDO	
<i>Unusual concentration of Black-chested Buzzard – Eagles in Central Argentina.....</i>	248

Uso y selección de hábitat de aves rapaces a diferentes escalas espacio-temporales en bosques semiáridos de Sudamérica

RESUMEN

La expansión de la ganadería y la agricultura ha transformado los ambientes naturales de varias zonas de Argentina. Los bosques xerófilos del Espinal y el Chaco han sufrido una mayor transformación en las últimas décadas, con procesos de deforestación generados por el hombre a gran escala para incrementar la superficie de tierra destinada a uso agrícola. La identificación de taxones que puedan desempeñar un papel como bioindicadores de perturbación antropogénica en estos ambientes, podría contribuir a evaluar el efecto de estas perturbaciones y a la toma de medidas de manejo. En este sentido, las aves rapaces son un grupo polifilético que juega un papel clave en los ecosistemas como depredadores tope y son, por lo tanto, potenciales bioindicadores.

El objetivo general de esta tesis fue analizar a diferentes escalas espacio - temporales el uso y selección de hábitat, así como los factores que determinan la abundancia y riqueza de especies de aves rapaces en los bosques semiáridos de Sudamérica con énfasis en los bosques del Espinal del centro de Argentina. Para llevar a cabo este objetivo general, esta tesis propone una serie de objetivos específicos desarrollados en cuatro capítulos diferentes y finalmente hay un último capítulo en donde se desarrolla una conclusión general de todo el trabajo.

En primer lugar, en el Capítulo I se realizó una introducción general al tema de estudio y a la problemática que se plantea. Luego, en el Capítulo II se examinó con Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM) cómo las variables de uso de suelo, variables de presión antrópica, la variación temporal (estacional e interanual), la variación biogeográfica y la estructura de paisaje determinan la abundancia y riqueza de aves rapaces tanto a escala de paisaje como a escala local en la región del Espinal y su ecotono con el Monte y la Pampa. Se realizaron censos de aves rapaces en parcelas (escala paisaje) y puntos fijos (escala local) en la región del Espinal durante dos años. Se identificaron un total de 3720 individuos de 16 especies de rapaces. Un análisis de correspondencia nos permitió establecer la relación entre cada especie de ave rapaz, con la cobertura de suelo utilizada (arbustal, bosque, agrícola y pastizal) y con el gremio trófico de la especie; y así ver que los cambios en la composición de las comunidades de rapaces responden a la variación en la cobertura de suelo que se trate. Las especies más abundantes fueron Chimango, Carancho y Halconcito colorado. En la época primavera/verano las dos

especies migradoras, Aguilucho langostero y Jote cabeza colorada, también tuvieron numerosos registros. El mayor número de individuos se detectó en suelos con cobertura agrícola, mientras que el número de especies fue mayor en suelos con bosque y pastizal. La abundancia a escala de paisaje estuvo asociada a la temporada (siendo mayor en otoño/invierno que en primavera/verano y los porcentajes de cobertura agrícola y arbustal (ambos de manera positiva). Mientras que, a escala local, la abundancia estuvo asociada a la temporada (mayor en otoño/invierno que en primavera/verano) y mantuvo una relación positiva con la cobertura agrícola y una relación negativa con el Índice de Heterogeneidad Ambiental. Por su parte, la riqueza de especies a escala de paisaje fue mayor en el segundo año de muestreo, en sitios con poco bosque y pastizal, alejados de las localidades. En cambio, a escala local, la riqueza de especies estuvo asociada de manera positiva por el año (mayor en el segundo año de muestreo) y de forma negativa por el bosque (menos riqueza en puntos con altos porcentajes de bosque).

En el Capítulo III se hizo un análisis específico de uso y selección de hábitat de nueve especies de aves rapaces que tuvieron un tamaño muestral suficiente para realizar Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM). Dichas especies fueron Carancho, Chimango, Halconcito colorado, Halconcito gris, Halcón plumizo, Milano blanco, Aguilucho común, Jote cabeza colorada y Jote cabeza negra. Logrando así, determinar que variables determinan el uso y selección de hábitat (a escala local y de paisaje) de estas especies en los bosques semiáridos de La Pampa y también ver la relación entre la presencia y abundancia entre dichas especies. La presencia y la abundancia de Carancho estuvo relacionado con la temporada otoño/invierno, el segundo año de muestreo la abundancia de Chimango, Aguilucho común, Jote cabeza colorada y negra y las coberturas de bosque y arbustal. El uso y selección de hábitat del Chimango estuvo asociado a las temporadas primavera/verano y otoño/invierno, el segundo año de muestreo, las coberturas agrícolas, bosque, arbustal y pastizal, la densidad poblacional y la distancia a las localidades, la temperatura media anual, el índice de heterogeneidad espacial, y las abundancias de Carancho y Jote cabeza negra. La presencia y abundancia del Halconcito colorado estuvo relacionado con la temporada otoño/invierno, el segundo año de muestreo, las coberturas agrícolas, bosque, pastizal y arbustal, y la abundancia de Carancho. El uso y selección de hábitat del Halconcito gris estuvo correlacionado con la temporada otoño/invierno y las coberturas de bosque y cultivo. La presencia y la abundancia del Halcón plumizo estuvo relacionado con la temporada otoño/invierno, el segundo año de muestreo, las coberturas agrícolas, bosque y arbustal, el índice de

heterogeneidad ambiental, y las abundancias de Chimango y Carancho. El uso y la selección de hábitat del Milano blanco estuvo asociado a la temporada otoño/invierno, el segundo año de muestreo, y las coberturas agrícolas y de bosque. La presencia y la abundancia del Aguilucho común estuvo relacionado con la temporada otoño/invierno, el segundo año de muestreo, las coberturas agrícolas, bosque, pastizal y arbustal, la distancia a las localidades y la abundancia de Carancho. El uso y selección de hábitat del Jote cabeza colorada estuvo relacionado con la temporada primavera/verano, el segundo año de muestreo, las coberturas agrícolas y de bosque, la densidad poblacional, temperatura media anual, y las abundancias de Chimango, Carancho y Jote cabeza negra. La presencia y abundancia del Jote cabeza negra estuvo relacionada a la temporada otoño/invierno, el segundo año de muestreo, las coberturas agrícolas, bosque y pastizal, la densidad poblacional, y las abundancias de Carancho y Jote cabeza colorada.

En el Capítulo IV se evaluaron los efectos de la fragmentación del bosque de caldén en la matriz agrícola sobre la presencia de dos especies de búhos nocturnos forestales: Caburé chico y Alilicucú común. Se modeló la presencia/ausencia de cada especie con Modelos Lineales Generalizados (GLM) en función de las variables explicativas: tamaño del parche de bosque en el que estuvo presente el ave, distancia al parche de bosque más próximo y distancia al bosque continuo. Los resultados muestran que ambas especies incrementaron la probabilidad de presencia con la cercanía al bosque continuo. Para Alilicucú común, además, la distancia al fragmento de bosque más cercano también jugó un papel importante. Nuestros resultados sugieren que a pesar de ser dos especies generalistas y de amplia distribución, los dos búhos se vieron afectados negativamente por el proceso de fragmentación y evidencian la importancia de la preservación no sólo de los remanentes de bosque y su conectividad sino también de las matrices de bosque que aún no han sido afectadas por el proceso de fragmentación.

En el Capítulo V se realizó un análisis sobre el rango de distribución potencial de Águila coronada, un ave rapaz en peligro de extinción que se distribuye en Sudamérica desde el este de Bolivia, el centro y sur de Brasil, Paraguay llegando hasta el norte de la Patagonia en Argentina, convirtiéndose en el águila de distribución más austral del continente. Se construyeron modelos de distribución potencial total utilizando 698 registros de la especie e información bioclimática, de cobertura y de presión antrópica para todo su rango de distribución. Se usaron dos técnicas de modelado: sólo presencias (mediante la utilización de la herramienta MaxEnt) y presencias vs pseudoausencias

(mediante la utilización de Modelos Lineales Generalizados [GLM]). Ambos modelos sugieren que hay dos zonas con máxima probabilidad de presencia de la especie, una en Argentina, que abarca principalmente la región del Monte y zonas del Chaco y otra en Brasil, en zonas de sabana de la Mata Atlántica interior. Ambos modelos sugieren que gran parte del Chaco Seco americano y el Cerrado, no son los mejores hábitats para la especie y que los cultivos tienen un efecto negativo sobre su presencia. Las estimaciones de números de territorios totales posibles para la especie variaron entre 1.513 y 11.428 según los GLM y MaxEnt respectivamente. Teniendo en cuenta los hábitats idóneos para la especie y una estima de pérdida de hábitat original para Argentina de entre un 7 y un 11% (según los modelos y criterios usados) el número de parejas estimadas para la Argentina sería de entre 827 y 3.193 según GLM y MaxEnt respectivamente. Las comparaciones con las estimaciones de población de la especie para la población mejor estudiada que se localiza en La Pampa, sugieren que los modelos de MaxEnt sobreestiman los números de territorios totales posibles y los GLM los infraestiman. Claramente hay una urgencia por coleccionar información poblacional de la especie en otras zonas de estudio y particularmente en otros países, para poder ajustar mejor los resultados de este trabajo, pero hay evidencias sólidas de que la expansión agrícola está afectando seriamente a la distribución de esta especie en Sudamérica.

Por último, en el Capítulo VI se concluye que existen efectos importantes de la deforestación y la fragmentación de los bosques secos americanos sobre las poblaciones de aves rapaces que las habitan. Esto ha sido evidenciado para las distintas escalas de trabajo abordadas, desde la escala local a la escala continental y para las distintas especies. Se detectaron cambios en la abundancia, en la riqueza específica, en la probabilidad de presencia en fragmentos e incluso en la distribución de las especies, lo que pone de manifiesto la relevancia que están teniendo estos impactos sobre las poblaciones de aves rapaces. Asimismo, los tres capítulos señalan como una limitación muy importante para el análisis y la correcta interpretación de estos efectos, la escasez de información referente a la ecología básica y la demografía de muchas de las especies y en el caso de las especies para las que hay algo de información, la escasez o inexistencia de réplicas en otras zonas, lo que dificulta enormemente extraer conclusiones más robustas de los resultados. Esta falta de información les da incertidumbre a muchos de los resultados obtenidos, pero pone de manifiesto también la relevancia del trabajo expuesto en esta tesis. Si bien la investigación con aves rapaces se ha incrementado mucho en los últimos años, aún son insuficientes para prever cómo evolucionarán las distintas poblaciones de rapaces en estos

contextos de cambio de paisaje a gran escala. La profundización de los estudios que ya se están llevando a cabo con muchas de las especies mencionadas en la tesis, sin duda ayudará a clarificar esto en los próximos años.

Habitat use and selection by raptors at different spatio-temporal scales in semi-arid forests of South America

ABSTRACT

The expansion of livestock and agriculture has transformed the natural environments of vast areas of America. In recent decades, changes in productive uses have been felt in a special way in the large xerophilous forests that covered in the past great extensions of the continent (Espinal, Chaco, Cerrado) and have suffered intense large-scale deforestation processes, generated by man to increase the area of land destined for agricultural use. The identification of taxa that can play a role as bioindicators of anthropogenic disturbance in these environments could help to evaluate the effect of these disturbances and to take management measures. In this sense, raptors are a polyphyletic group that plays a key role in ecosystems as top predators and are, therefore, potential bioindicators.

The general objective of this thesis was to analyze at different spatio - temporal scales the habitat use and selection, as well as the factors that determine the abundance and species richness of raptors in the semiarid forests of South America with emphasis on Espinal forests of the center of Argentina. To carry out this general objective, this thesis proposes a series of specific objectives developed in four different chapters and finally there is a concluding chapter where a general conclusion of the whole work is developed.

First, in Chapter I, a general introduction was made to the study subject and to the problematic approach. Then, in Chapter II with Mixed Generalized Linear Models (GLMM) we examined how the variables of land use, anthropic pressure, temporal variation (seasonal and interannual), biogeographic variation and landscape structure, determine the abundance and raptor richness both at landscape scale as at local scale in the Espinal region and its ecotone with the Monte and the Pampas. Raptor bird censuses were carried out in plots (landscape scale) and fixed points (local scale) in the Espinal region for two years. A total of 3.720 individuals of 16 raptor species were identified. An analysis of correspondence allowed us to establish the relationship between each raptor specie, with the coverage of land uses (shrub, forest, agricultural and grassland) and with the trophic guild of the species; and thus, to determinate that changes in raptor communities composition respond to variation in the coverage of land use in question. The most abundant species were *Milvago caracara*, Southern caracara and American

kestrel. In spring / summer season, the two migrating species, Swainson's hawk and Turkey vulture, also had numerous records. The highest number of individuals was detected in areas with agricultural cover as well as the average richness, although the accumulation curves of species suggest that in autumn / winter the total richness would be higher in forest and pasture plots. Abundance at landscape scale was higher in autumn / winter than in spring / summer and when greater was agricultural and shrub cover. At local scale, abundance was higher in autumn / winter than in spring / summer and maintained a positive relationship with agricultural land use and negative one with environmental heterogeneity. At one hand, the species richness at landscape scale was greater in the second year of sampling, in places with little forest and pasture, located far from the localities. On the other hand, at the local level, species richness was positively associated by sampling year (higher in the second year) and negatively related with forest (less richness in points with higher percentages of forest).

In Chapter III, a specific analysis was made of habitat use and selection of 9 raptors species that had a sufficient sample size to perform Mixed Generalized Linear Models (GLMM). The species were Southern caracara, *Milvago caracara*, American kestrel, Spot-winged falconet, Aplomado falcon, White-tailed kite, Red-backed hawk, Turkey vulture and Black vulture. This analysis permits to identify which variables determinates the habitat use and selection (at a local and landscape scale) of these species in the semiarid forests of La Pampa. The abundance (habitat selection) of Southern caracara was higher in autumn / winter, in the second year of sampling and was positively related to the abundance of *Milvago caracara*, Red-backed hawk, Turkey vulture and Black vulture and forest and shrub land cover. The habitat use and selection of Caracara *Milvago* was positively related to the season, being higher in autumn / winter, the second year of sampling study, with higher agricultural and pasture land cover, population density and distance to localities, average annual temperature, the index of spatial heterogeneity, and the abundances of Southern caracara and Black vulture. The presence and abundance of American kestrel was greater in the fall / winter season, the second year of sampling, and were affected by agricultural, forest, pasture and shrub land cover, and the abundance of Southern caracara. The habitat use and selection of the Spot-winged falconet was positively correlated with forest cover, negatively correlated with crop cover and was higher in the fall / winter season. The presence and abundance of the Aplomado falcon was higher in the fall / winter season, the second year of sampling, positively

related to the agricultural coverage and negatively related with forest and shrub land cover, environmental heterogeneity index, and the abundances of *Milvago caracara* and Southern caracara also had an effect. The habitat use and selection of the White-tailed kite was greater in the fall / winter season, the second year of sampling, and in areas with greater agricultural and forest land cover. The presence and abundance of the Red-backed hawk was higher in the autumn / winter season, the second year of sampling, with greater coverage of pasture and shrub, at a greater distance from localities and with the abundance of Southern caracara, being the presence and abundance negative with agricultural and forest land cover. The Turkey vulture was found more frequently and in greater numbers in spring / summer, the second year of sampling, with lower agricultural, forest land cover and population density. Also, the annual temperature average and the abundances of *Milvago caracara*, Southern caracara and Black vulture had a positive effect. The presence and abundance of the Black vulture was higher in autumn / winter, the second year of sampling, with greater pasture land cover and abundances of Southern caracara and Turkey vulture. However, it was lower with increasing population density, agricultural and forest cover.

In Chapter IV the effects of Caldén forest fragmentation in the agricultural matrix on the presence of two nocturnal forest owls species were evaluated: Ferruginous pygmy owl and Screech-owl. The presence / absence of each species was modeled with Generalized Linear Models (GLM) based on the explanatory variables: size of the forest patch in which the bird was present, distance to the nearest forest patch and distance to the continuous forest. The results show that both species increased the presence probability with the proximity to the continuous forest. For Screech-owl, in addition, nearest distance to forest fragment also played an important role. Our results suggest that despite being two generalist and widely distributed species, these two owls were adversely affected by the fragmentation process and evidence the importance of forest preservation not only forest remnants and their connectivity but also of the forest matrices that have not yet been affected by the fragmentation process.

In Chapter V an analysis of the potential distribution range of the Crowned Eagle was made, an endangered bird of prey that is distributed in South America from eastern Bolivia, central and southern Brazil, Paraguay reaching the north of the Patagonia in Argentina, becoming the crested eagle with the southernmost distribution of the continent. Models of total potential distribution were constructed using 698 records of the

species and bioclimatic, coverage and anthropic pressure information for its entire distribution range. Two modeling techniques were used: only presence (by using the MaxEnt tool) and presences vs. pseudoausencias (by using Generalized Linear Models [GLM]). Both models suggest different areas with maximum presence probability. The MaxEnt indicates maximum probability in the strip of Monte, Espinal and further north, Chaco, which goes from the Pampa to Santiago del Estero, in the east of Chaco province, in a narrow strip from Mendoza mountain and the pre-cordillera towards the north to the foothills of the Andes and the inter-Andean valleys in Bolivia. Finally, a fourth area separated in interior zones of the Atlantic Forest in Brazil. On the contrary, the GLM result indicated an area with maximum probability in northern Patagonia. Both models, however, suggest that a large part of the American Dry Chaco and Cerrado are not the best habitats for the species and that crops have an effect on its presence (negative in the case of GLM). Estimates of possible territory numbers for the species varied between 545 and 11.428 depending on the models. Comparisons with population estimates of the species for the best-studied population located in La Pampa suggest that the MaxEnt models overestimate the numbers of possible total territories and the GLM underestimate them. Depending on the criteria used and the estimated number of pairs considered, the species should be considered as Endangered as it is currently or as Vulnerable. It is clearly necessary to collect population information of the species in other study areas and particularly in other countries, in order to better adjust the results of these models and have a more solid view of the actual conservation status of this species in South America.

Finally, Chapter VI concludes that there are important effects of deforestation and fragmentation of American dry forests on raptor populations that inhabit them. This has been evidenced at the different scales of work addressed, from local to the continental scale and for the different species. Changes in abundance, specific richness, presence probability in fragments and even in the distribution of the species were detected, which shows the relevance that these impacts are having on raptor populations. Likewise, the three chapters indicate a very important limitation for the analysis and correct interpretation of these effects. The lack of information regarding the basic ecology and demography of many of the species and in the case of the species for which there is some information, the scarcity or nonexistence of replicas in other areas, makes extremely difficult to draw more robust conclusions from the results. This lack of information gives uncertainty to many of the results obtained, but also highlights the relevance of the work

presented in this thesis. Although research with birds of prey has greatly increased in recent years, they are still insufficient to predict how different raptor populations will evolve in these large-landscape scale contexts of change. The detailing of the studies that are already being carried out with many of the species mentioned in the thesis, will undoubtedly help to clarify this doubt in the coming years.

AGRADECIMIENTOS:

En este trabajo de tesis participaron directa e indirectamente muchas personas, ayudando, opinando, corrigiendo, mejorando, apoyando, animando, acompañando en los momentos lindos y no tan lindos. Y ahora en este apartado tengo la oportunidad de agradecer a todas aquellas personas e instituciones que participaron en la realización de esta tesis.

En primer lugar, quiero agradecer a mi director Dr. Juan Manuel Grande y mi co-director Dr. José Hernán Sarasola por brindarme todos sus conocimientos, experiencia, por su apoyo y buena predisposición desde el planteo del proyecto hasta las últimas correcciones del manuscrito. Por su asesoramiento en lo administrativo y la contención emocional en cada momento que lo necesite, por la paciencia y dedicación para que esta tesis llegar a su fin, evidenciando la calidez humana y profesional.

Quiero agradecer a la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de La Pampa y al Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales (INCITAP) por brindarme el espacio físico y facilitar la logística durante todo el desarrollo de mi tesis doctoral. Al CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas) por otorgarme la beca doctoral y a la Universidad Nacional del Comahue por darme la posibilidad de desarrollar el doctorado en dicha institución. Agradezco al jurado de esta tesis por haberse tomado el tiempo de leerla y por lo que cada uno ha aportado para lograr terminarla. Gracias Dra. Adriana Ruggiero, Dra. Valeria Ojeda y Dr. Juan Pablo Isacch.

Agradezco profundamente el apoyo que me brindaron mis compañeros y amigos del Centro para el Estudio y Conservación de las Aves Rapaces en Argentina (CECARA) para la realización de la tesis. A todos los integrantes del Centro, porque desde el primer día, allá por el 2014, sentí un entorno familiar tanto en el campo como en la oficina y siempre conté con su apoyo y enseñanza. Gracias a los Cecareños del Pabellón Sur: Manu Grande, Isa Luque, Lauri Bragagnolo, Maxi Galmes, Sole Liébana, Cali Solaro, Pauli Orozco, Emi Rebollo, Fer López, Juli Mallet, Ana Mansilla, Moni Pia y Santi Zuluaga. También agradezco a los Cecareños del INCITAP José Sarasola, Juan Zanon, Andre Costán, Maru Cabrera, Espe Iranzo, Debo Kloster, Bea Miranzo, Iris Callejas, Diego Gallego, Eduardo Mezquida y David Canal.

Gracias infinitas a los que me ayudaron en el trabajo de campo y de oficina Andre, Pauli, Emi, Fer, Emi Giusti, Manu Grande, Luna Grande, Diego Gallego, Iñigo Zuazagoitia, Arkaitz Pedrajas, Mikel Larrea, Enrique López, gracias por las horas de censos, charlas, mates, kilómetros recorridos, etc.

Además, quiero agradecer al resto de Cecareños que me han acompañado en todo

este proceso, haciendo más amena mi estadía en La Pampa, gracias a Lauri Beinticinco, Vani Rodríguez, Miguel Santillán, Marquitos Reyes, Marquitos Simón, Joaquín Cereghetti, Esteban Cassullo, Fer Echague, Vale Draque, a los vasquitos Ibai, Maialen, Maddi, David, Haizea, Amaia y a los “peques” del grupo.

A Javier Seoane por socorrer a todas mis consultas estadísticas y no estadísticas. A Juan Traba por responder mis consultas de MaxEnt y toda duda que me surgiera en estos últimos años después de su curso. A Carlitos De Ángelo por su ayuda con ArcGis, y por su apoyo incondicional desde hace ya varios años, siempre me responde y está presente.

Gracias a mis papás que con tanto esfuerzo me dieron la posibilidad de estudiar Biología, porque soy lo que soy gracias a ellos, por su esfuerzo y sacrificio. Por su entusiasmo en verme crecer como persona y como profesional. Gracias a su apoyo económico me pude formar, realizar cursos, campo, viajes, pasantías. ¡Gracias!

A mis hermanos Demetrio, Nancy y Susana, gracias por todo y, por tanto. Ellos me enseñaron que con esfuerzo y dedicación todo se puede, porque pese a la distancia siempre estuvieron presentes en todo. Su apoyo incondicional, sus palabras de aliento me dieron y siguen dando fuerzas para seguir adelante.

A mis hermosas sobrinas Luci, Viki, Caro, Valen, Isa, More y al/la que viene en camino (que no se sabe que es todavía) porque me llenan de amor cuando estoy con ellas y me hacen llegar su cariño cuando estoy lejos.

A mis cuñados Pato, María y Luciano, como así también a sus respectivas familias, por su gran apoyo y motivación para la culminación del doctorado y para la elaboración de esta tesis. Gracias a mis tías, tíos, primas, y primos y demás familiares.

Gracias a todas las personas que desde distintas ubicaciones geográficas me hicieron el aguante en estos más de 5 años. Cada uno sabe lo que me contuvo y acompañó, en especial, a aquellos que por las circunstancias de la vida de los últimos meses me acompañaron e incitaron para seguir adelante y no me dejaron abandonar este proyecto.

No puedo olvidar a amigos y compañeros de la Universidad, de las pasantías, de otros trabajos, de cursos, que siempre me acompañaron, por las incontables horas de charlas o mensajes. Por estar en los buenos y no tan buenos momentos. ¡Gracias!

¡A todos MUCHAS GRACIAS!

“Para empezar un gran proyecto, hace falta valentía. Para terminar un gran proyecto, hace falta perseverancia”

A MI FAMILIA,

A NANCY

CAPÍTULO I

Introducción general

INTRODUCCIÓN

A lo largo de los últimos siglos, pero especialmente desde mediados del siglo XX, a la par que crecía la población humana se ha intensificado el impacto de las actividades antrópicas sobre el medio natural de forma que para el 2009 se podían detectar signos claros y medibles de actividad humana en el 75% de la superficie del planeta (Venter *et al.* 2016). La magnitud de estas transformaciones, así como la velocidad a la que se han dado dichos cambios, que impide a una parte importante de las especies adaptarse, han generado un gran impacto en la diversidad del planeta, hasta el punto de que un número cada vez mayor de autores consideran que se está generando una crisis de extinción de especies equivalentes a las de las grandes extinciones masivas del pasado (Brook *et al.* 2003, Ceballos *et al.* 2015).

No todas las especies son igual de susceptibles a estos cambios. Algunas características cuantitativas de las especies como sus tamaños poblacionales, número de subpoblaciones, tasa de cambio poblacional y otras características intrínsecas de las especies como su historia de vida, la preferencia por determinados hábitats o sus características ecológicas incrementan o disminuyen su probabilidad de extinción (Purvis *et al.* 2000, Mace *et al.* 2008). Los grandes depredadores requieren de amplias superficies, suelen tener bajas densidades, tamaños poblacionales reducidos, tamaños corporales relativamente grandes y madurez sexual retardada (Newton 1979, Sergio *et al.* 2008). Estas características las hacen particularmente vulnerables a las alteraciones antrópicas de los ecosistemas tales como la destrucción de hábitat (Duffy 2002), la introducción de infraestructuras asociadas al ser humano en dichos hábitats (Newton 1979, Ferrer 2001), una elevada extracción de individuos (Baum *et al.* 2003), una numerosa persecución (Whitfield *et al.* 2004, Paviolo *et al.* 2008, Pohja-Mykrä *et al.* 2012) y el cambio climático (Voigt *et al.* 2003), todos factores asociados al proceso de transformación de origen antrópico mencionado. Los cambios en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas afectan a los depredadores, tienen influencia en la dinámica poblacional de las especies presas (Delattre *et al.* 1998, Bilenca *et al.* 2012) lo que incide en las poblaciones de depredadores (Vilá 1998, Lensing *et al.* 2006, Bitetti *et al.* 2008, Tylianakis *et al.* 2008, Harley 2011, Galmes 2017).

Sudamérica no escapa a esta situación y gran parte de sus grandes ecosistemas han sufrido drásticas reducciones en superficie generadas por la transformación de hábitats naturales a sistemas productivos (Di Bitetti *et al.* 2003, TNC, FVSA, DeSdel Chaco y WCS Bolivia 2005, Hosono *et al.* 2016). Esta reducción del hábitat forestal podría afectar

la diversidad y composición de las comunidades de aves de los bosques (Willson *et al.* 1994). Sin embargo, es difícil evaluar aún la magnitud de estos efectos (Armesto *et al.* 1995, Rozzi *et al.* 1996, Miño *et al.* 2017, Montes Galban *et al.* 2017). La región es considerada única por sus características ambientales y alberga una gran cantidad de especies de alto valor de conservación, así como un considerable número de endemismos, tanto entre los mamíferos como en otros grupos de vertebrados y particularmente en las aves, siendo el continente con una mayor diversidad de especies de este grupo (Newton 2003, Quiroga 2013).

En Argentina, la expansión de la ganadería, la agricultura y la extracción maderera han transformado con profundidad los ambientes naturales en amplias zonas del país, especialmente los pastizales Pampeanos, las selvas Paranaenses, y los bosques xerófilos del Espinal y el Chaco (Brown *et al.* 2006). Históricamente la actividad agrícola de esta región de Sudamérica se encontraba limitada a zonas óptimas de la Región Pampeana, quedando las zonas menos favorables limitadas a uso ganadero o agro-ganadero (Viglizzo 1994). En las últimas décadas, sin embargo, se ha producido una intensificación de las actividades agrícolas, generando cambios en el uso de la tierra en muchas zonas que empleaban sistemas mixtos y que se han transformado a sistemas exclusivamente agrícolas (Baldi y Paruelo 2008). Asimismo, en zonas de ecotono entre la Región Pampeana y los bosques xerófilos o secos del Espinal hacia el oeste o el Chaco semiárido en el norte, se ha producido un desmonte masivo de amplias superficies de bosque para la implantación de cultivos de oleaginosas, particularmente de soja (Zak *et al.* 2004, SA y DS 2007, Gasparri y Grau 2009, Vallejos *et al.* 2015). Los procesos de deforestación van generando de forma progresiva un fenómeno de fragmentación y destrucción de los bosques. Esta fragmentación, ya sea de origen natural o antrópico, actualmente está avanzando sobre gran parte de los ecosistemas a nivel global (Vitousek 1994, Meffe y Carroll 1997, Otavo y Echeverria 2017, Marateo *et al.* 2018)).

El proceso de fragmentación de hábitats ocurre de manera continua, provoca pérdida neta de hábitats y un incremento del aislamiento de las poblaciones silvestres asociadas a los parches remanentes del hábitat natural. Las poblaciones aisladas se ven expuestas a fenómenos estocásticos que eventualmente pueden llevarlas a desaparecer. Si los parches están demasiado aislados, la probabilidad de recolonización de los mismos disminuye lo que aumenta el riesgo de extinción de las especies y provoca pérdidas de biodiversidad (Wilcox y Murphy 1985, Saunders *et al.* 1991, Cornelius *et al.* 2000, Otavo y Echeverria 2017, Brazeiro *et al.* 2018, Renjifo *et al.* 2018). A medida que el hábitat se fragmenta se pueden generar distintos patrones de extinción. De esta manera, las especies

más abundantes y menos sensibles a la fragmentación del hábitat serán las que con mayor probabilidad estén presentes en la mayoría de los fragmentos, y viceversa (Santos y Tellería 2006, Tellería *et al.* 2011). Así, un fragmento de determinado tamaño albergará un mayor número de especies que la suma de un conjunto de fragmentos de menor tamaño debido a que estos últimos poseerán únicamente aquellas especies capaces de soportar ese contexto de fragmentación (Herrera 2011). Por otra parte, si el proceso de fragmentación origina parches heterogéneos, cada uno podría albergar unas pocas especies especialistas diferentes, de forma que no se daría esta estructura anidada en la extinción (Martínez Morales 2005).

A pesar de haber sufrido un marcado proceso de deforestación y fragmentación, los bosques de Caldén (*Prosopis caldenia*) de la provincia de La Pampa y sur de San Luis todavía presentan grandes superficies con un relativo buen estado de conservación (SA y DS 2007). Así, las áreas de transición hacia las zonas agrícolas (al este) y hacia el Desierto del Monte (al oeste) pueden ser sin duda excelentes escenarios para evaluar cómo afecta el proceso de transformación y fragmentación de estos hábitats a la distribución, abundancia y diversidad de distintos grupos animales propios de este ambiente.

La necesidad de considerar la escala de análisis para entender los patrones y procesos ecológicos es hoy uno de los paradigmas de pensamiento en ecología (Wiens 1989, Levin 1992, Chave 2013). Así, se entiende que muchos atributos son influidos por varios factores que actúan a múltiples escalas. Por ejemplo, tanto la riqueza específica de una comunidad como la abundancia local de un taxón dependen de factores ecológicos que actúan a escalas proximales como competencia o depredación (Bucher *et al.* 1981, Garitano Zavala *et al.* 2003, De Juana *et al.* 2005, Arcos *et al.* 2008, González 2017, Ibarra *et al.* 2017), pero también de otros que actúan a escalas más amplias como la migración y la dinámica metapoblacional (Sáez 2011, Carmona *et al.* 2017, Capurro 2017, Repetto Volpi 2017, Huaman Parra 2018), y finalmente, también de factores de carácter histórico y biogeográfico que sobrepasan las escalas locales de análisis (Cueto 2006, Fordham *et al.* 2013).

El hábitat de una especie se define como el área de un paisaje en el que se dan los requerimientos necesarios de comida, refugio y reproducción para dicha especie (Anderson 1991). Existe tradicionalmente una cierta confusión entre los conceptos de uso y selección de hábitat, mientras la expresión uso de hábitat se refiere a la distribución actual de los individuos a través de los distintos tipos de hábitat (Hutto 1985), la selección de hábitat se refiere a un proceso jerárquico de respuestas comportamentales que resultan en uso desproporcionado de determinados hábitats que tendrán implicancias en el fitness

de los individuos (Hutto 1985, Block & Brennan 1993). En la práctica el uso de hábitat se suele estudiar a través de la comparación de las zonas usadas por una especie con las no utilizadas, mientras que la selección de hábitat comparará los hábitats utilizados con los hábitats realmente disponibles para los individuos (Jones 2001).

Las aves rapaces son un grupo polifilético, constituido por especies generalmente poco abundantes y raras que juegan un papel fundamental en los ecosistemas naturales que habitan (Newton 1979, Sergio *et al.* 2005, Thiollay 2007). Por ser depredadores tope podrían modelar los patrones estructurales y de composición de las comunidades de sus presas (regulación *top-down*), reciclarían la materia muerta en el ambiente, controlarían plagas en cultivos y se las valoriza como indicadores de la calidad ambiental por su sensibilidad a las perturbaciones humanas o contaminantes ambientales (Newton 1979, Thiollay 1989, Martínez-Gómez 1992, Bildstein *et al.* 1998, Donázar *et al.* 2016). Además, por encontrarse en el tope de la cadena trófica pueden considerarse especies paraguas, facilitando en muchos casos su conservación, la preservación de ecosistemas enteros (Mañosa y Pedrocchi 1997, Rodríguez-Estrella *et al.* 1998, Márquez *et al.* 2005, Sergio *et al.* 2005). A pesar de eso, algunos taxones son sensibles a perturbaciones en niveles inferiores, pudiendo integrar de esta manera los impactos que se producen en ellos, mientras que otras especies se asocian con determinados tipos de hábitat de manera que pueden ser excelentes bioindicadores de la alteración de dichos ambientes (Newton 1979). Por lo tanto, la identificación de taxones que puedan desempeñar un papel como bioindicadores de perturbación antropogénica podría contribuir a la elaboración de herramientas de evaluación y gestión de los ecosistemas argentinos.

Si bien en los últimos años se han generado algunos trabajos que evalúan de forma cuantitativa qué características del hábitat explican la presencia o la abundancia de algunas rapaces en determinados ambientes de la Argentina (Pedrana *et al.* 2008, Sarasola *et al.* 2008), estos son todavía escasos. Los trabajos que abordan la abundancia y riqueza de especies de este grupo, están restringidos a algunas zonas geográficas y a ambientes determinados como la Región Pampeana, la Estepa Patagónica o las Selvas Paranaenses (Travaini *et al.* 1995, Leveau y Leveau 2002, Trejo 2007b, Zurita y Bellocq 2007). En lo que respecta al efecto de los cambios en los hábitats sobre las distintas especies, también existe escasa información. De forma general, las comunidades de aves rapaces en Argentina se verían empobrecidas en los agroecosistemas y dentro de éstos, son menos diversas y abundantes en zonas con agricultura que en zonas de pastizal (Travaini *et al.* 1995, Filloy & Bellocq 2007, Carrete *et al.* 2009). La mayoría de los estudios sobre distribución de aves rapaces en Argentina fueron realizados en las Llanuras Pampeanas,

Monte de Llanuras y Mesetas, y en la Estepa Patagónica (Trejo 2007, Filloy y Bellocq 2007, Pedrana *et al.* 2008). A excepción de los trabajos de Travaini *et al.* 1995, Carrete *et al.* 2009 y Costán 2018, no existen trabajos que hayan abordado cuáles son los factores que determinan la distribución y la abundancia de las aves rapaces en los bosques semiáridos del Espinal, en el centro de Argentina. Debido a que los bosques del Chaco y el Espinal están entre los ambientes que están sufriendo una mayor degradación en los últimos años es relevante evaluar en profundidad los efectos de la deforestación y la fragmentación de bosques de ambientes semiáridos sobre este grupo de aves.

Los bosques del Espinal de la provincia de La Pampa se encuentran en contacto con el desierto del Monte al oeste y la Región Pampeana al este, formando en el extremo sur una cuña boscosa que se prolonga desde el gran Chaco hacia el sur. Se caracterizaba históricamente por ser un bosque abierto en una matriz de pastizal con algunos parches arbustivos (Cabrera 1976). En la actualidad, la estructura de este bosque se ha modificado casi por completo, incrementándose de manera notable la densidad del arbustal y de bosque continuo o cerrado en las zonas centrales, provocando su desaparición en la zona noreste de su distribución histórica (SA y DS 2007). Los bosques se han expandido hacia el oeste a costa de pastizales naturales debido a la actividad del ganado (González-Roglich *et al.* 2012). Si bien la comunidad de aves rapaces que teóricamente puede llegar a encontrarse en esta zona del Espinal (distrito de Caldén) es bastante amplia (Narosky *et al.* 2010, De la Peña y Tittarelli 2011, Sarasola y Grande obs. pres., Tabla 1.1), algunas especies no han sido detectadas por décadas y otras son bastante raras, como es el caso del Águila coronada, la única rapaz en peligro de extinción a nivel global, presente en la ecorregión. Posiblemente, debido a la estructura histórica de este bosque, a excepción de las rapaces nocturnas y el Halconcito gris no hay especies típicamente forestales como podrían ser las del género *Accipiter* o *Micrastur*. Por el contrario, casi todas las especies de aves rapaces que se pueden encontrar en esta ecorregión, son especies típicas de zonas abiertas aun cuando muchas de ellas necesitan substrato arbóreo o al menos arbustivo para criar (Tabla 1.1).

Tabla 1.1. Aves rapaces citadas para la provincia de La Pampa, lugares más comunes de nidificación, hábitats principales, estatus migratorio (EM, R=residente, M=migrador, D=divagante) y estatus de conservación de la especie en la provincia de La Pampa (EC, NA= No Amenazada; RA=Rara; VU=Vulnerable; EN=En Peligro; IN=Indeterminada) de acuerdo a la última categorización realizada para la fauna silvestre en la provincia (DRN 2017). Narosky *et al.* 2010; De La Peña y Tittarelli (2011). Nomenclatura basada en el SACC (Remsen *et al.* 2018)

Especie	Nidificación	Hábitat	EM	EC
Jote de cabeza negra (<i>Coragyps atratus</i>)	En huecos de árboles, afloramientos rocosos o en el suelo	Montes y bosques abiertos	R	NA
Jote de cabeza colorada (<i>Cathartes aura</i>)	En huecos de troncos de árboles, afloramientos rocosos o en el suelo	Montes y bosques abiertos	M	NA
Milano blanco (<i>Elanus leucurus</i>)	Nido construido en Árboles	Praderas arboladas, áreas Rurales	R	NA
Gavilán planeador (<i>Circus buffoni</i>)	Nido construido en el suelo entre pajonales	Pastizales	R?	NA
Gavilán ceniciento (<i>Circus cinereus</i>)	Nido construido en el suelo entre Pajonales	Pastizales	R	NA
Esparvero común (<i>Accipiter striatus</i>)	Nido propio en árboles	Montes y Bosques de transición	M?/D? RA	
Gavilán mixto (<i>Parabuteo unicinctus</i>)	Nido propio en árboles	Praderas Arboladas y montes	R	RA

Continuación Tabla 1.1.

Águila mora (<i>Geranoaetus melanoleucus</i>)	Nido propio en árboles o afloramientos rocosos	Praderas arboladas, orillas de montes	R/M	NA
Águila coronada (<i>Buteogallus coronatus</i>)	Nido propio en árboles	Praderas arboladas, bosques chaqueños	R	EN
Aguilucho colorado* (<i>Buteogallus meridionales</i>)	Nido propio en árboles	Praderas arboladas, Sabanas	D?	NA
Taguató común (<i>Buteo magnirostris</i>)	Nido propio en árboles	Arboledas, orillas de montes	R	NA
Aguilucho langostero (<i>Buteo swainsoni</i>)	En Norteamérica	Praderas y áreas Rurales	M	VU
Aguilucho de alas largas (<i>Buteo albicaudatus</i>)	Nido propio en árboles o Arbustal	Praderas arboladas, terrenos abiertos semiáridos	R?/M	RA
Aguilucho común (<i>Buteo polyosoma</i>)	Nido propio en arbustal o afloramientos rocosos	Praderas Arbustivas	R/M	NA
Carancho (<i>Polyborus plancus</i>)	Nido propio en arbustal o árboles o estructuras humanas igual que jote	Praderas, áreas rurales	R	NA

Continuación Tabla 1.1.

Chimango (<i>Milvago chimango</i>)	Nido propio en árboles, arbustal, juncales o en el Suelo	Praderas, áreas Rurales	R	NA
Halconcito gris (<i>Spizapteryx circumcincta</i>)	Huecos en árboles o nidos cerrados de otras aves	Montes xerófilos	R	VU
Halconcito colorado (<i>Falco sparverius</i>)	Huecos en árboles, afloramientos rocosos o nidos cerrados de otras aves	Praderas, áreas Rurales	R	NA
Halcón plumizo (<i>Falco femoralis</i>)	En nidos viejos de otras aves en arbustal y árboles	Praderas arboladas, montes, áreas Rurales	R	NA
Halcón peregrino (<i>Falco peregrinus</i>)	Repisas o nidos de otras Especies	Praderas arboladas	M	VU
Lechuza de campanario (<i>Tyto alba</i>)	En oquedades	Praderas arboladas	R	NA
Alilicucú común (<i>Megascops choliba</i>)	En huecos de árboles o en nidos de otras aves	Montes, bosques	M	NA
Ñacurutú* (<i>Bubo virginianus</i>)	Huecos de árboles, en el suelo, nidos de otras aves	Bosques, montes	R	IN

Continuación Tabla 1.1.

Caburé chico (<i>Glaucidium brasilianum</i>)	Huecos o nidos de otras Aves	Montes	R?	NA
Caburé grande (<i>Glaucidium nana</i>)	Huecos o nidos abandonados de aves	Montes	R?	NA
Lechucita de las vizcacheras (<i>Athene cunicularia</i>)	Cuevas en el suelo	Áreas rurales	R	NA
Lechuzón orejudo (<i>Asio clamator</i>)	En el suelo, entre los Pastos	Pajonales	R?	NA
Lechuzón de campo (<i>Asio flammeus</i>)	En el suelo, entre los Pastos	Pajonales	R	NA
Lechuza bataraz chaqueña* (<i>Strix chacoensis</i>) *	Cavidades en árboles	Bosques chaqueños	R?	IN

* Especies de las que no existen registros recientes o su presencia es dudosa.

? Estatus migratorio poco claro o desconocido.

A pesar de la situación descrita más arriba de los bosques semiáridos de Argentina, no existe información cuantitativa sobre el efecto de la deforestación y la fragmentación de estos bosques nativos sobre la composición de la comunidad de aves rapaces, la abundancia y riqueza de especies que los habita o cómo han afectado esos procesos de destrucción y fragmentación de hábitat a las distintas especies que habitan esos ambientes. Por otra parte, a nivel específico, las transformaciones de los bosques a gran escala pueden llegar a comprometer la probabilidad de persistencia de determinadas especies. Si bien desde hace años la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) viene utilizando la distribución de las especies y el grado de destrucción de sus hábitats para la evaluación del

estatus de conservación de las especies (Subcomité de Estándares y Peticiones de la UICN 2017) en muchos casos, las estimaciones del hábitat disponible o del hábitat perdido, son oscuras y no ofrecen fuentes claras.

En este marco, esta tesis se propuso como objetivo general evaluar algunos efectos de la transformación antrópica de los bosques semiáridos de Sudamérica sobre la distribución, la riqueza y la abundancia de las aves rapaces. Particularmente se planteó evaluar los efectos de los cambios en los usos de suelo sobre la riqueza de especies y la abundancia de aves rapaces a escala local y regional en los bosques del Espinal del centro de Argentina. En este mismo marco geográfico, a nivel específico, se intentó evaluar desde el punto de vista de algunas especies cómo afectan las coberturas de la vegetación y los usos del suelo y la presión antrópica, al uso y selección de hábitat de dichas especies. Para este análisis se seleccionaron algunas especies que pudieran ser representativas de los distintos hábitats de nuestra área de estudio, pero que además contaran con suficientes datos. Esta selección incluyó a las siguientes especies: Carancho, Chimango, Halconcito Colorado, Halconcito gris, Halcón plumizo, Milano blanco, Aguilucho común, Jote cabeza colorada y Jote cabeza negra. Además, para algunas especies más ligadas a los ambientes forestales del Espinal, se propuso evaluar el efecto concreto de la fragmentación sobre la probabilidad de persistencia de dichas especies en los fragmentos. Finalmente, dado que la destrucción de hábitats en el marco del proceso de expansión e intensificación agrícola ha generado cambios profundos a escala continental, se intentó también hacer una aproximación a mayor escala intentando evaluar el efecto que tendrían esas transformaciones a escala continental sobre la distribución de una especie amenazada, pero con amplia distribución en el continente como es el caso del Águila coronada.

ÁREA DE ESTUDIO

La Región Pampeana comprende la provincia de Buenos Aires, el noreste de La Pampa, el este de Córdoba y el sur y centro de la provincia de Santa Fe, parte de Río Negro, Mendoza y San Luis. (Cabrera 1976, Soriano y Aguiar 1998, INDEC 2008). El avance de cultivos y las pasturas implantadas han desplazado a los pastizales naturales (Viglizzo y Frank 2006). Entre la década del 90 y la actualidad, la agricultura se expandió desde la Región Pampeana hacia el Espinal provocando consecuentemente el desmonte de amplias superficies de bosques xerófilos de esta región. Este avance y los cambios en el uso de la tierra desencadenan problemas ambientales a diferentes escalas.

En La Pampa, el distrito del Caldenal dentro de la ecorregión del Espinal (Tabla 1.2)

se caracteriza por una especie arbórea endémica, el Caldén (*Prosopis caldenia*). Además, otras especies arbóreas que componen este bosque son el chañar (*Geoffroea decorticans*), el algarrobo (*P. flexuosa*) y la sombra de toro (*Jodina rhombifolia*). El estrato arbustivo está caracterizado por el piquillín (*Condalia microphylla*), el alpataco (*P. alpataco*), el molle (*Schinus fasciculatus*), caballo del diablo (*Prosopidastrum globosum*), el llauillín fino (*Lycium chilense*), el llauillín (*L. gilliesianum*), el atamisque (*Atamisquea emarginata*), la tramontana (*Ephedra triandra*), las jarillas (*Larrea divaricata*, *L. crispa*) y yerba de la oveja (*Baccharis ulicina*), entre otras (Fernández y Busso 1999). En el estrato herbáceo predominan las “flechillas”, las más frecuentes son *Stipa tenuis*, *Pappostipa speciosa*, *S. gynerioides*, *Piptochaetium napostaense*, *Aristida subulata*, el pasto hilo (*Poa lanuginosa*), el pasto plateado (*Digitaria californica*), la cebadilla (*Bromus brevis*), centenillos (*Hordeum sp*), la paja blanca (*Jarava ichu*) y la cola de zorro (*Setaria mendocina*) (Casagrande *et al.* 1980, Arturi 2005). El clima de la región de transición entre estas dos regiones (el ecotono) es semiárido templado, y la aridez aumenta hacia el oeste y hacia el sur. Las precipitaciones varían entre 350 y 550 mm anuales y se concentran durante la primavera y el otoño. La temperatura media anual es de 15,3 ° C y la media mensual de los meses más cálidos (enero) es de 23,6 ° C y los más fríos (junio) es de 7,4 ° C (Fernández y Busso 1999, Casagrande *et al.* 2006).

Tabla 1.2. Superficies de las clases en el distrito del Caldén en La Pampa (SA y DS 2007).

DISTRITO DEL CALDÉN			Superficies por provincia (ha)
NIVEL 1	NIVEL 2	NIVEL 3	La Pampa
TIERRAS FORESTALES	BOSQUE DE CALDÉN	CALDÉN CERRADO	292.292
		CALDÉN ABIERTO CON PASTOS	582.430
		CALDÉN ABIERTO CON ARBUSTOS	1.162.318
	BOSQUE DE TRANSICIÓN		
SUBTOTAL TIERRAS FORESTALES			2.037.040
OTRAS TIERRAS FORESTALES	CALDÉN TIPO PARQUE		422.467
	ARBUSTALES		970.754
	FORMACIÓN DE OTRAS ESPECIES ARBÓREAS		2.642
SUBTOTAL OTRAS TIERRAS FORESTALES			1.395.863
OTRAS TIERRAS	PASTIZALES		1.635.990
	CULTIVOS		2.784.054
	VEGETACIÓN HERBACEA HIDRÓFILA		33.238
	TIERRAS CON CONSTRUCCIONES		10.971
	PLANTACIONES FORESTALES		479
	CUERPOS DE AGUA		56.837
	SIN VEGETACIÓN		24.370
	COMPLEJO SALINO		59.821
SUBTOTAL OTRAS TIERRAS			4.605.760
SUPERFICIE PROVINCIA			8.038.663

Tres capítulos de esta tesis se desarrollaron en la ecorregión del Espinal y su transición a las ecorregiones de la Región Pampeana por el este y el Monte por el oeste de la provincia de La Pampa. La zona estudiada es una transición en la que se observa el avance de la frontera agrícola-ganadera sobre el bosque nativo. Además, esta tesis tiene un capítulo que hace hincapié en los bosques semiáridos de Sudamérica que incluye toda la superficie de Brasil al sur de Porto Velho y Natal, así como toda Bolivia, Paraguay,

Uruguay y toda la superficie en Argentina situada al norte de los límites sur de la provincia de Río Negro y Neuquén. (Figura 1.1)

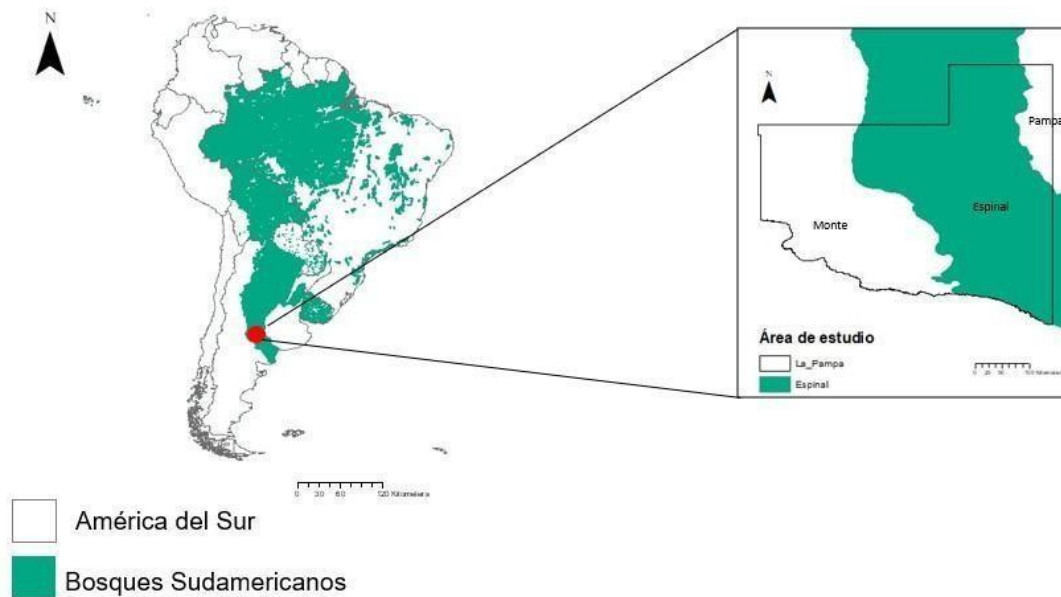


Figura 1.1. Área de estudio: a la izquierda los bosques sudamericanos en donde hay registros de Águila coronada (Capítulo V) y a la derecha ecorregión del Espinal en la provincia de La Pampa en donde se realizaron los censos de aves rapaces diurnas (Capítulos II y III) y aves rapaces nocturnas (Capítulo IV).

Estructura de la tesis

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

En el Capítulo I se realiza una introducción y descripción general del tema estudiado, la problemática abordada y se plantea el objetivo general de este trabajo. En este capítulo también se sintetiza las áreas de estudio en las que se basa este trabajo de tesis.

En el Capítulo II se realiza un análisis en función de variables de usos de suelo y de presión antrópica sobre cuáles de estas variables determinan la abundancia y la riqueza de especies de aves rapaces en el Espinal en la provincia de La Pampa, evaluadas a través de censos de rapaces en puntos fijos durante las temporadas primavera/verano y otoño/invierno de dos años de muestreo. Asimismo, se evalúa la presencia de asociaciones entre las especies censadas, gremios tróficos y los usos de suelo considerados.

Hipótesis 2.1. La riqueza y abundancia de aves rapaces en el distrito del Caldenal variará en función del grado de transformación sufrida por los ambientes naturales, así como de la estructura y composición de las coberturas de dichos ambientes.

Predicciones:

- a- A escala de paisaje, y dadas las características de las distintas especies presentes en el Caldenal, cabe esperar que la riqueza y la abundancia sea mayor en aquellas parcelas con un mayor porcentaje de cobertura de vegetación natural. La misma predicción es esperable que se cumpla a escala local. Alternativamente, a escala de paisaje podría esperarse una mayor diversidad de rapaces en aquellos paisajes más heterogéneos (una mayor diversidad de ambientes, incluyendo los modificados por el hombre).
- b- A escala de paisaje cabe esperar una menor riqueza y abundancia de aves rapaces en aquellas parcelas con una elevada cobertura de suelos agrícolas. A escala local las aves de presa evitarán seleccionar parches agrícolas (excepto las especies generalistas).
- c- La riqueza y abundancia de aves rapaces será menor en zonas con alta transformación y presencia antrópica (por ej. pueblos o parajes), tanto a escala de paisaje como a escala local.

En el Capítulo III se realiza un análisis específico de uso y selección de hábitat de nueve especies de aves rapaces con tamaño muestral adecuado a dos escalas espaciales (local y paisaje) y dos temporadas (primavera/verano y otoño/invierno). Dichas especies fueron Carancho, Chimango, Halconcito colorado, Halconcito gris, Halcón plumizo, Milano blanco, Aguilucho común, Jote cabeza colorada y Jote cabeza negra. Logrando así, determinar qué variables determinan el uso y selección de hábitat de estas especies en los bosques semiáridos de La Pampa y también ver la relación entre la presencia y abundancia entre dichas especies.

Hipótesis 3.1. La fragmentación, degradación y destrucción de los hábitats naturales altera la composición y estructura del entorno natural y por lo tanto afectará a la disponibilidad de recursos para la nidificación (substrato de cría) y la alimentación (presas) de las distintas especies de aves rapaces, afectando por lo tanto el uso y selección de estos por parte de dichas especies. En relación con el conocimiento que hay sobre las características ecológicas de las distintas especies de aves rapaces las predicciones que se desprenden de esta hipótesis son:

- a- A escala de paisaje (parcela), todas las especies a excepción del Chimango y Halconcito colorado evitarán usar (o al menos lo harán con menor intensidad) zonas con una importante cobertura agrícola. A escala local (puntos fijos de muestreo) el

conjunto de especies a excepción de las dos mencionadas arriba no usarán (o lo harán con baja frecuencia) zonas agrícolas. Estas relaciones se mantendrán en otoño/invierno y en la época de primavera/verano.

- b- Tanto a escala de paisaje como a escala local, el Halconcito gris utilizará principalmente zonas con alta cobertura boscosa
- c- A escala de paisaje, el Milano blanco, el Aguilucho común y el Halcón plumizo utilizarán más frecuentemente zonas con fracciones importantes de cobertura natural (bosques o pastizales). A escala local, estas especies podrán hallarse seleccionando ambos ambientes, tanto zonas de bosque como zonas de pastizal. Igualmente, estas relaciones se mantendrán a lo largo del año excepto para el Jote de cabeza colorada que migra al norte en invierno.
- d- A escala de paisaje, aquellas especies con una mayor dependencia de la cobertura de vegetación natural (a priori todas menos el Halconcito colorado) serán menos frecuentes en aquellas parcelas con elevada pérdida de hábitat.

Hipótesis 3.2. La presión humana afectará a la distribución de las distintas especies de aves rapaces. Las aves rapaces han sido indicadas tradicionalmente como sensibles a la presión humana directa vía molestias o persecución, si bien en otros casos, la presencia humana puede generar un incremento en la disponibilidad de algunos recursos teniendo efectos positivos sobre algunas especies puntuales.

Predicción: Tanto a escala de paisaje como local, cabe esperar que las distintas especies de aves rapaces utilicen con menor frecuencia entornos con una fuerte presión antropogénica. Para el Chimango, los jotes, y en menor medida el Carancho, especies oportunistas que se adaptan y explotan de forma muy eficiente los recursos generados por el hombre, esta relación podría no darse o incluso ser al revés.

En el Capítulo IV se realiza una evaluación de los efectos de la fragmentación del bosque de Caldén debido al avance de frontera agrícola sobre dos especies de aves rapaces nocturnas forestales Caburé chico y Alilicucú común que a priori estarían más vinculadas al bosque como tal, que las diurnas, ya que deben usar el bosque como refugio durante el día y, además, para reproducirse. Se evalúa la presencia/ausencia de cada especie en función de tres variables que evidencian el grado de fragmentación del bosque: tamaño del parche de bosque, la distancia al parche de bosque más próximo y distancia a bosque continuo.

Hipótesis 4.1. El avance de la frontera agrícola implica un proceso de destrucción y fragmentación del hábitat de implica un proceso de progresiva destrucción (y reducción en el tamaño) de los parches que se encuentran cada vez más aislados entre sí. Esto debería afectar a la dinámica metapoblacional de las distintas especies de aves rapaces nocturnas y, en última instancia, a su persistencia en dichos parches.

Predicciones:

- a- A medida que vaya disminuyendo el tamaño de los fragmentos irá disminuyendo la probabilidad de encontrar a ambas especies de aves rapaces nocturnas forestales.
- b- Cuanto mayor sea el aislamiento de los fragmentos de bosque en relación con otros fragmentos y al bosque continuo, menor será la probabilidad de encontrar a las aves rapaces nocturnas forestales.

En el Capítulo V en el marco de la distribución de los bosques sudamericanos se realiza una evaluación de la distribución potencial de una especie especialista de bosques semiáridos como es el Águila coronada. Para estimar la distribución potencial del águila, se realiza un análisis a gran escala con datos de presencia/ausencia y modelos sólo de presencia, en ambos casos se consideraron variables de uso de suelo, variables de presión antrópica y bioclimáticas.

Hipótesis 5.1. La destrucción o degradación del hábitat determinará la reducción del área de distribución de las especies ligadas a ese hábitat.

Predicción 5.1. Se espera que el patrón actual de distribución del Águila coronada se corresponda con la extensión actual de los bosques semiáridos americanos y en cambio haya desaparecido (no haya registros) en las zonas deforestadas donde antaño la especie estaba registrada.

Por último, en el Capítulo VI se elabora una serie de conclusiones generales a partir de los resultados obtenidos en el desarrollo de la tesis.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, S. H. 1991. *Managing our wildlife resources* (2nd ed.). Prentice Hall.
- Arcos, I. T., Jiménez, F., Harvey, C. A., & Casanoves, F. 2008. Riqueza y abundancia de aves en bosques ribereños de diferentes anchos en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. *Revista de Biología Tropical*, 56(1), 355-369.
- Armesto, J. J., Villagrán, C., & Arroyo, M. K. 1995. *Ecología de los bosques nativos*. Editorial Universitaria. Santiago Chile.
- Arturi, M. 2005. Situación ambiental en la ecorregión Espinal. *La situación ambiental Argentina*, 241-246.
- Baldi, G., & Paruelo, J. M. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society*, 13(2).
- Baum, J. K., Myers, R. A., Kehler, D. G., Worm, B., Harley, S. J., and Doherty, P. A. 2003. Collapse and conservation of shark populations in the northwest Atlantic. *Science* 299, 389–392.
- Bildstein, K. L., Schelsky, W. E. N. D. Y., Zalles, J. O. R. J. E., & Ellis, S. 1998. Conservation status of tropical raptors. *Journal of Raptor Research*, 32, 3-18.
- Bilenca, D., Codesido, M., Fischer, C. G., Carusi, L. P., Zufiaurre, E., & Abba, A. 2012. Impactos de la transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 14(2), 189- 198.
- Block, W. M., & Brennan, L. A. 1993. The habitat concept in ornithology. In *Current ornithology* (pp. 35-91). Springer, Boston, MA.
- Brazeiro, A., Cravino, A., Fernández, P., & Haretche, F. 2018. Forestación en pastizales de Uruguay: Efectos sobre la diversidad de aves y mamíferos a escala de rodal y del paisaje. *Revista Ecosistemas*, 27(3), 48-59.
- Brook, B. W., Sodhi, N. S., & Ng, P. K. 2003. Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature*, 424(6947), 420.
- Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., & Corcuera, J. F. 2006. *La situación ambiental argentina 2005*.
- Bucher, E. H., & Herrera, G. 1981. Comunidades de aves acuáticas de la laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina). *Ecosur*, 8(15), 91-120.

- Cabrera, A. L. 1976. *Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería: regiones fitogeográficas Argentinas*. Acme.
- Capurro, V. P. 2017. Conservación de las aves migratorias: rutas de migración en las Américas. *Exégesis*, 1(1), 33-43.
- Carmona, R., Mendoza, L. F., Molina, D., Ortega, L., Miramontes, E., & Cruz, M. 2017. Presencia espacial y temporal de aves rapaces diurnas (aves: Accipitriformes, falconiformes) en marismas nacionales, Nayarit-Sinaloa, México. *Acta zoológica mexicana*, 33(1), 27-38.
- Carrete, M., Tella, J. L., Blanco, G., & Bertellotti, M. 2009. Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biological Conservation*, 142(10), 2002-2011.
- Casagrande, G., Conti, H., Plaza, J. S. L., Zubiare, C. P., Pinedo, D. M., Martínez, H. & Fernández, B. 1980. Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa. Clima, Geomorfología, Suelo y Vegetación. Provincia de La Pampa-Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria-Universidad Nacional de La Pampa, Buenos Aires, Argentina.
- Casagrande, G., Vergara, G., & Bellini, Y. 2006. Cartas agroclimáticas actuales de temperaturas, heladas y lluvias de la provincia de La Pampa (Argentina). *Rev. Fac. Agron. UNLPam*, 17(1/2), 15-22.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A., Pringle, R. M., & Palmer, T. M. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science advances*, 1(5), e1400253.
- Chave, J. 2013. The problem of pattern and scale in ecology: what have we learned in 20 years?. *Ecology letters*, 16, 4-16.
- Cornelius, C., Cofré, H., & Marquet, P. A. 2000. Effects of habitat fragmentation on bird species in a relict temperate forest in semiarid Chile. *Conservation biology*, 14(2), 534-543.
- Costán A.S. 2018. Dispersión secundaria de semillas por aves rapaces. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Comahue.
- Cueto, V. R. 2006. *Escalas en ecología: su importancia para el estudio de la selección de hábitat en aves* (Doctoral dissertation, Revista de Ornitología Neotropical; Aves Argentinas).
- De Juana, E., & García, A. M. 2005. Fluctuaciones relacionadas con la precipitación en la riqueza y abundancia de aves de medios esteparios mediterráneos. *Ardeola*, 52(1), 53-66.

- De la Peña, M. R., & Tittarelli, R. F. 2011. Guía de aves de La Pampa. *Gobierno de La Pampa, Santa Rosa*.
- Delattre P., Duplantier, J.M., Fichet-Calvet, E., y Giraudoux, P. 1998. Environmental modifications and rodent outbreaks: impact on agriculture and public health. *Cahiers Agricultures*. 7:285-298.
- Di Bitetti, M.S; Placci, G; and Dietz, L.A. 2003. A biodiversity vision for the upper Paraná Atlantic forest ecoregion: designing a biodiversity conservation landscape and setting priorities for conservation action. Washington, D.C., World Wildlife Fund.
- Di Bitetti, M. S. 2008. Depredadores tope y cascadas tróficas en ambientes terrestres. *Ciencia Hoy*. ISSN: 1666-5171
- Dirección de Recursos Naturales, Subsecretaría de Asuntos Agrarios, Ministerio de la Producción, Gobierno de La Pampa. 2017. Pastizales naturales. En: (http://www.drn.lapampa.gov.ar/images/Archivos/Fauna/Disposicion/Disposicion_No_320_13.pGL)
- Donázar, J. A., Cortés-Avizanda, A., Fargallo, J. A., Margalida, A., Moleón, M., Morales-Reyes, Z. & Serrano, D. 2016. Roles of raptors in a changing world: from flagships to providers of key ecosystem services. *Ardeola*, 63(1), 181-234.
- Duffy, J. E. 2002. Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos* 99, 201–219
- Fernández, O. A., & Busso, C. A. 1999. *Arid and semi-arid rangelands: two thirds of Argentina* (pp. 41-60). Reykjavík (Iceland: Agricultural Research Institute).
- Ferrer, M. 2001. The Spanish Imperial Eagle. Lynx Edicions. Barcelona.
- Fillooy, J., & Bellocoq, M. I. 2007. Respuesta de las aves rapaces al uso de la tierra: un enfoque regional. *El hornero*, 22(2), 131-140.
- Fordham, D. A., Akçakaya, H. R., Araújo, M. B., Keith, D. A., & Brook, B. W. 2013. Tools for integrating range change, extinction risk and climate change information into conservation management. *Ecography*, 36(9), 956-964.
- Galmes M. A. 2017. Ecología y conservación del águila coronada (*Buteogallus coronatus*) en el centro de argentina. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Comahue.
- Garitano Zavala, Á., & Gismondi, P. 2003. Variación de la riqueza y diversidad de la ornitofauna en áreas verdes urbanas de las ciudades de La Paz y El Alto (Bolivia). *Ecología en Bolivia*, 38(1), 65-78.
- Gasparri, N. I., & Grau, H. R. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest

- in NW Argentina (1972–2007). *Forest ecology and Management*, 258(6), 913-921.
- González, M. 2017. Riqueza y caracterización ecológica de aves en bosque nativo y plantaciones exóticas (Prusia, Costa Rica). *UNED Research Journal/Cuadernos de Investigación UNED*, 9(2), 226-235.
- González-Roglich, M., Villarreal, D., & Castro, M. G. 2012. Evaluación de la efectividad de la Reserva Parque Luro como herramienta de conservación del Caldenal pampeano: cambios en la cobertura vegetal a nivel de paisaje entre 1960 y 2004. *Ecología austral*, 22(1), 11-21.
- Harley, C. D. 2011. Climate change, keystone predation, and biodiversity loss. *Sciences*, 334(6059), 1124-1127.
- Herrera, J. M. 2011. El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Revista Ecosistemas*, 20(2-3).
- Hosono, A., da Rocha, C. M. C., & Hongo, Y. (Eds.). 2016. *Development for sustainable agriculture: the Brazilian cerrado*. Springer.
- Huaman Parra, D. Y. 2018. Evaluación cualitativa y cuantitativa de la población de aves y referencia de indicador de calidad ambiental en diferentes hábitats de la comunidad campesina de Huayllay, provincia y región Pasco.
- Hutto, R. L. 1985. Habitat selection by nonbreeding, migratory land. *Habitat selection in birds*, 455.
- Ibarra, F. D. M. M., & Cruzado, C. E. (2017). Avistamiento de aves en el campus de la Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú. *Biotempo*, 14(2), 167-177.
- INDEC. 2008. Instituto Nacional de estadística y censos, Buenos Aires.
- Jones, J. 2001. Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. *The auk*, 118(2), 557-562.
- Lensing, J. R., & Wise, D. H. 2006. Predicted climate change alters the indirect effect of predators on an ecosystem process. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(42), 15502-15505.
- Leveau, L. M., & Leveau, C. M. 2002. Uso de hábitat por aves rapaces en un agroecosistema pampeano. *El Hornero*, 17(01), 009-015.
- Levin, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology: the Robert H. MacArthur award lecture. *Ecology*, 73(6), 1943-1967.

- Mace, G. M., Collar, N. J., Gaston, K. J., Hilton-Taylor, C. R. A. I. G., Akçakaya, H. R., Leader-Williams, N. I. G. E. L. & Stuart, S. N. 2008. Quantification of extinction risk: IUCN's system for classifying threatened species. *Conservation biology*, 22(6), 1424-1442.
- Mañosa, S., & Pedrocchi, V. 1997. A raptor survey in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Journal of Raptor Research*, 31(3), 203-207.
- Marateo, G., Archuby, D., Piantanida, F., Sotelo, M., & Segura, F. 2018. Distribución y abundancia del cardenal amarillo (*Gubernatrix cristata*, Passeriformes: Thraupidae) en el sur de la provincia de Buenos Aires. *Acta Zoológica Lilloana*, 31-43.
- Márquez, C., Bechard, M., Gast, F., & Vanegas, V. H. 2005. Aves rapaces diurnas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá DC, Colombia.
- Martínez-Gómez, J. E. 1992. Raptor conservation in Veracruz, México. *Journal of Raptor Research*, 26, 184-188.
- Martínez-Morales, M. A. 2005. Nested species assemblages as a tool to detect sensitivity to forest fragmentation: the case of cloud forest birds. *Oikos*, 108(3), 634-642.
- Meffe, G.K. y Carroll, C.R. 1997. Principles of conservation biology. Sinauer Associates, Sunderland.
- Miño, V. G., & Atienza, O. U. 2017. La Deforestación en el Bosque Atlántico del Alto Paraná y la Normativa Ambiental Aplicable. *Investigaciones Jurídicas, Humanas y Sociales*, 3(1).
- Montes Galbán, E. J., Insaurralde, J. A., & Cuadra, D. E. 2017. Evolución y escenarios futuros de la deforestación en el suroeste de la provincia del Chaco, Argentina.
- Narosky, S., Yzurieta, D., & Matarasso, H. 2010. *Aves de Argentina y Uruguay: guía de identificación= Birds of Argentina & Uruguay: a field guide* (No. 598.2). Vazquez Mazzini.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. Berkhamsted (UK): T & A D Poyser.
- Newton, I. 2003. *The speciation and biogeography of birds*. London, Academic Press.
- Otavo, S., & Echeverría, C. 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(4), 924-935.
- Paviolo A, De Angelo C, Di Blanco YE, Di Bitetti MS. 2008. Jaguar *Panthera onca*

- population decline in the Upper Parana Atlantic Forest of Argentina and Brazil. *Oryx*, 42, 554–561.
- Pedrana, J., Isacch, J. P., & Bó, M. S. 2008. Habitat relationships of diurnal raptors at local and landscape scales in southern temperate grasslands of Argentina. *Emu- Austral Ornithology*, 108(4), 301-310.
- Pohja-Mykrä, M., Vuorisalo, T., & Mykrä, S. 2012. Organized persecution of birds of prey in Finland: historical and population biological perspectives. *Ornis Fennica*, 89(1), 1.
- Purvis, A., Gittleman, J. L., Cowlshaw, G., & Mace, G. M. 2000. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 267(1456), 1947-1952.
- Quiroga, V. A. 2013. Ecología y conservación del yagüaré (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*) en el Chaco semiárido argentino: su relación con la disponibilidad de presas y la presencia humana en la región. *Mastozoología Neotropical*, 20(2).
- Renjifo, L. M., & Amaya-Villarreal, Á. M. 2018. Evolución del riesgo de extinción y estado actual de conservación de las aves de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 41(161), 490-510.
- Remsen Jr, J. V., Areta, J. I., Cadena, C. D., Claramunt, S., Jaramillo, S., Pacheco, J. F., ... & Zimmer, K. J. 2017. A classification of the bird species of South America. Version 22 April 2017. American Ornithologists' Union, Chicago.
- Repetto Volpi, E. L. 2017. Estructura y variabilidad genética de la loica pampeana *Sturnella defilippii*: pautas para su conservación. Tesis doctoral.
- Rodríguez-Estrella, R., Donázar, J. A., & Hiraldo, F. 1998. Raptors as indicators of environmental change in the scrub habitat of Baja California Sur, Mexico. *Conservation Biology*, 12(4), 921-925.
- Rozzi, R., Martínez, D., Willson, M. F., & Sabag, C. 1996. Avifauna de los bosques templados de Sudamérica. *Ecología de los bosques nativos de Chile*, 135-152.
- Sáez, A. S. M. 2011. Influencia de ambientes agrícolas como hábitat de aves en la zona sur de la región metropolitana, Chile (Doctoral dissertation, Universidad de Chile).
- Santos, T., & Tellería, J. L. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Revista Ecosistemas*, 15(2).
- Sarasola, J. H., Bustamante, J., Negro, J. J., & Travaini, A. 2008. Where do Swainson's hawks winter? Satellite images used to identify potential habitat. *Diversity and distributions*, 14(5), 742-753.

- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*, 5(1), 18-32.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 2007. Primer inventario nacional de bosques nativos. Inventario de campo de la Región del Espinal Distritos Caldén y Ñandubay. Informe Regional Espinal Segunda Etapa. 1ra. Ed. Buenos Aires. 125 pp.
- Sergio, F., Newton, I., & Marchesi, L. 2005. Conservation: top predators and biodiversity. *Nature*, 436(7048), 192.
- Sergio, F., Newton, I., & Marchesi, L. 2008. Top predators and biodiversity: much debate, few data. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 992-999.
- Soriano, A., & Aguiar, M. 1998. Estructura y funcionamiento de los agroecosistemas. *Ciencia e investigación*, 50(1).
- Tellería, J. L., Díaz, J. A., Pérez-Tris, J., & Santos, T. 2011. Fragmentación de hábitat y biodiversidad en las mesetas ibéricas: una perspectiva a largo plazo. *Revista Ecosistemas*, 20(2-3).
- The Nature Conservancy (TNC), Fundación Vida Silvestre Argentina (FVSA), Fundación para el Desarrollo Sustentable del Chaco (DeSdel Chaco) y Wildlife Conservation Society Bolivia (WCS). 2005. Evaluación Ecorregional del Gran Chaco Americano / Gran Chaco Americano Ecoregional Assessment. Buenos Aires. Fundación Vida Silvestre Argentina
- Thiollay, J. M. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation Biology*, 3(2), 128-137.
- Thiollay, J. M. 2007. Raptor communities in French Guiana: distribution, habitat selection, and conservation. *Journal of Raptor Research*, 41(2), 90-105.
- Travaini, A., Rodríguez, A., Ceballos, O., Donázar, J. A., & Hiraldo, F. 1995. Roadside raptor surveys in Central Argentina.
- Trejo, A. 2007. Bibliografía comentada sobre aves rapaces de Argentina. *El hornero*, 22(2), 185-217.
- Trejo, A. 2007. Identificación de especies y áreas prioritarias para el estudio de la reproducción de aves rapaces de Argentina. *El hornero*, 22(2), 85-96.
- Tylianakis, J. M., Didham, R. K., Bascompte, J., & Wardle, D. A. 2008. Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology letters*, 11(12), 1351-1363.
- UICN, I. 2017. Red List of Threatened Species. Versión 2016.4.

- Vallejos, M., Volante, J. N., Mosciaro, M. J., Vale, L. M., Bustamante, M. L., & Paruelo, J. M. 2015. Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: a plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments*, 123, 3-11.
- Venter, O., Sanderson, E. W., Magrath, A., Allan, J. R., Beher, J., Jones, K. R. & Levy, M. A. 2016. Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications*, 7, 12558.
- Viglizzo, E. F. 1994. The response of low-input agricultural systems to environmental variability. A theoretical approach. *Agricultural Systems*, 44(1), 1-17.
- Viglizzo, E. F., & Frank, F. C. 2006. Ecological interactions, feedbacks, thresholds and collapses in the Argentine Pampas in response to climate and farming during the last century. *Quaternary International*, 158(1), 122-126.
- Vilà, M. 1998. Efectos de la diversidad de especies en el funcionamiento de los ecosistemas. *Orsis: organismes i sistemes*, 13, 105-117.
- Vitousek, P. M. 1994. Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology*, 75(7), 1861-1876.
- Voigt, W., Perner, J., Davis, A. J., Eggers, T., Schumacher, J., Bährmann, R. & Marsteller, R. 2003. Trophic levels are differentially sensitive to climate. *Ecology*, 84(9), 2444-2453.
- Whitfield, D. P., Fielding, A. H., McLeod, D. R. A. and Haworth, P. F. 2004. Modelling the effects of persecution on the population dynamics of golden eagles in Scotland. *Biol. Conserv.* 119: 319–333.
- Wiens, J. A., Chr, N., Van Horne, B., & Ims, R. A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, 369-380.
- Wilcox, B. A., & Murphy, D. D. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist*, 125(6), 879-887.
- Willson, M. F., De Santo, T. L., Sabag, C., & Armesto, J. J. 1994. Avian communities of fragmented south-temperate rainforests in Chile. *Conservation Biology*, 8(2), 508-520.
- Zak, M. R., Cabido, M., & Hodgson, J. G. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future?. *Biological conservation*, 120(4), 589-598.
- Zurita, G. A., & Bellocq, M. I. 2007. Pérdida y fragmentación de la selva Paranaense: efectos sobre las aves rapaces diurnas. *El hornero*, 22(2), 141-147

CAPÍTULO II

Abundancia y riqueza de aves
rapaces en los bosques xerófilos de
La Pampa

RESUMEN

Los bosques semiáridos de Sudamérica, incluidos los argentinos, han sufrido en las últimas décadas un marcado proceso de destrucción y fragmentación para la implantación de cultivos (principalmente de soja) y pasturas para ganado. Por su posición en las redes tróficas, las aves rapaces son claves en la estructuración de los ecosistemas, favoreciendo una mayor biodiversidad. Sin embargo, los efectos de los procesos de transformación ambiental mencionados sobre las comunidades de aves rapaces en términos abundancia y riqueza de especies han sido escasamente investigados. En este trabajo se examina cómo las variables de uso de suelo, algunas variables de presión antrópica y la variación temporal (estacional e interanual) afectan la abundancia y riqueza de aves rapaces diurnas tanto a escala de paisaje como a escala local en la Región del Espinal y su ecotono con el Monte y las Llanuras Pampeanas en la provincia de La Pampa. Se realizaron censos de aves rapaces en 90 parcelas (escala paisaje) y 360 puntos fijos (4 por parcela, escala local) distribuidas en el área estudiada. Se identificaron un total de 3720 individuos de 16 especies. Además, se registraron 3 especies más en los recorridos en vehículo entre los puntos fijos, el Águila coronada, el Lechuzón de campo y el Aguilucho alas largas. Las especies más abundantes fueron el Chimango, el Carancho y el Halconcito colorado. En la época primavera/verano, dos especies migradoras, el Aguilucho langostero y el Jote cabeza colorada, también tuvieron numerosos registros. El análisis de medias indica que la abundancia varió en función de la temporada y la cobertura. En cambio, la riqueza sólo lo hizo en relación a la cobertura (esto también se observa en las curvas de rarefacción). La abundancia a escala parcela se relacionó de manera positiva con la temporada otoño/invierno, la cobertura agrícola y el arbustal. A escala local, la abundancia varió entre temporadas y positivamente con la cobertura agrícola. La riqueza de aves rapaces a escala de paisaje estuvo asociada positivamente por el segundo año de muestreo y negativamente por la cobertura de bosque y pastizal, y la distancia las localidades. En cambio, a escala local la abundancia estuvo asociada de manera positiva por la temporada otoño/invierno y la cobertura agrícola, y de manera negativa por el índice de heterogeneidad ambiental. Los análisis de correspondencia nos permitieron establecer relaciones entre las especies, los usos de suelo y los gremios tróficos. Estos resultados sugieren que la expansión y la intensificación agrícola afectan positivamente a la abundancia de rapaces y provoca cambios en la composición de las comunidades de rapaces, afectando negativamente a las especies típicas de los bosques semiáridos, pero incorporando a otras especies lo que balancea la riqueza excepto en zonas muy humanizadas.

INTRODUCCIÓN

En las últimas tres décadas, con el fin de aumentar la productividad, varios países de América Latina han promovido un fuerte proceso de intensificación agrícola que incluyó la deforestación extensiva de bosques semiáridos y secos, así como un cambio progresivo de pastizales y cultivos tradicionales a tierras destinadas a la agricultura intensiva basada principalmente en la producción de soja (Paruelo *et al.* 2005, Zak *et al.* 2008, Graesser *et al.* 2015). Este proceso produjo la eliminación de hábitats naturales y la disminución de áreas marginales en los campos, la incorporación de nuevas tecnologías y maquinaria, el aumento en la extensión de monocultivos y el uso masivo de agroquímicos (Matson *et al.* 1997, Foley *et al.* 2005, Hails 2002, Carvalho *et al.* 2006). Estos procesos de expansión e intensificación agrícola alteran los ecosistemas originales y se los ha vinculado a una disminución de la heterogeneidad ambiental y de la biodiversidad que alojan (McLaughlin *et al.* 1995, Matson *et al.* 1997, Sala *et al.* 2000; Benton *et al.* 2003). Las aves pueden verse afectadas por la agricultura de diferentes maneras. Algunas especies pueden beneficiarse de estos agroecosistemas modificados, obteniendo recursos alimenticios y/o de nidificación nuevos o más abundantes, o por alteraciones en las relaciones interespecíficas que pueden implicar reducciones en la competencia o la depredación que sufren dichas especies (Gavier Pizarro *et al.* 2012). Sin embargo, el patrón más generalizado es que estos cambios generen impactos negativos sobre las especies, reduciendo los recursos tróficos de los que dependen o modificando los hábitats de forma que reducen su idoneidad para las especies llegando incluso a provocar que muchas de ellas desaparezcan totalmente (Chamberlain *et al.* 2000, Butler *et al.* 2007).

La distribución de las aves está restringida por distintos factores atribuibles a los hábitats de los que disponen (Wiens 1989). La teoría de la selección del hábitat establece que las especies elegirán para vivir y reproducirse aquellos entornos en los que maximicen su eficacia biológica (Rosenzweig 1985). El resultado final de los procesos de selección de hábitat estará entonces reflejado en los patrones de uso del hábitat por parte de las distintas especies (Jones 2001, Pedrana *et al.* 2008). Las escalas en los estudios ecológicos son un aspecto importante, ya que los patrones ecológicos dependen de la escala espacial en la que se analizan y las relaciones que ocurren en una escala pueden variar en otra (Johnson *et al.* 1980, Wilson *et al.* 1998, Trani 2002). En este sentido, y a pesar de la evidencia que respalda la importancia de las variables de microhábitat (estructura del hábitat y recursos alimenticios) en las relaciones de las distintas especies de aves con los hábitats que ocupan, algunos estudios sugieren que este enfoque puede no ser adecuado para describir la selección de

hábitat por ejemplo en especies que responden a los recursos a escala del paisaje (Sánchez Zapata 1999, MacFaden y Capren 2002, Young y Hutto 2002). La distribución geográfica de las especies es el resultado de la acción de factores históricos y ecológicos en el tiempo y el espacio (Vuilleumier y Simberloff 1980). El número de especies presentes en una localidad determinada se puede ver cómo una variable que responde a la influencia de varios factores ecológicos (locales), mientras que los factores históricos (en gran parte temporales) son responsables del acervo biogeográfico de especies del cual se deriva la comunidad local (Ricklefs 1987, Wiens 1991).

Entre los numerosos factores ecológicos que afectan la variación espacial de la riqueza de especies de aves, el clima sería importante a escala macrogeográfica (MacArthur 1975, Rotenberry 1978, Schall y Pianka 1978, Root 1988, Tellería & Santos 1993, 1994). Además, la estructura del hábitat (usualmente medida a través de las estimaciones de la estructura de la vegetación también se relaciona con las variaciones en la riqueza de especies de aves (Pitelka 1941, Recher 1969, Rotenberry & Wiens 1980, Crowe & Crowe 1982, Emlen *et al.* 1986, Gentilli 1992, Tellería *et al.* 1992). Sin embargo, pocos estudios han evaluado los roles respectivos del clima y la estructura de la vegetación (Rotenberry & Wiens 1980, Tellería *et al.* 1992). Myers y Giller (1988) señalan que, a escala macrogeográfica, el efecto de la estructura del hábitat podría ser insignificante y el papel del clima sería más importante, mientras que la situación inversa podría ocurrir a escala local. Sin embargo, tales situaciones son los puntos extremos en un gradiente de escala geográfica. Es necesario explorar la relación entre los patrones ecológicos y la escala de estudio en situaciones intermedias (Böhning-Gaese 1997). Rabinovich y Rapoport (1975) en un análisis de la variación geográfica en la riqueza de especies de aves paseriformes en Argentina, encontraron que no sólo depende de la temperatura, la precipitación y la topografía, sino también de la estructura de la vegetación. La comparación de sus resultados macrogeográficos con un análisis a escala regional, podría ayudar a entender si los factores que actúan sobre los patrones de diversidad de especies dependen de la escala (Cueto & Lopez de Casenave 1999).

Los recursos tróficos y los procesos relacionados con la búsqueda, la captura y el consumo de los mismos regulan la coexistencia de los organismos (Marti *et al.* 1993). Por lo tanto, el conocimiento de la ecología trófica es fundamental para entender las estrategias de alimentación (comportamiento selectivo u oportunista) y la dinámica del nicho (Bellocq 2000, Jaksic 2001). Entre los predadores, aquellos que ocupan niveles altos en las cadenas tróficas son denominados predadores tope. La actividad de estos predadores influye sobre la estructura de las cadenas y sobre las interacciones predador–presa, con una fuerte implicancia

para la conservación y el manejo, tanto de las especies presa como del ensamble de predadores (Menge *et al.* 1994, Litvaitis y Villafuerte 1996, Serrano 2000).

Las aves rapaces son un grupo polifilético que incluye especies generalmente poco abundantes y raras pero que desempeñan un papel fundamental en los ecosistemas naturales en que habitan (Thiollay 2007). Su papel como depredadores tope podrían determinar la estructura y la composición de las comunidades de sus presas (regulación descendente), reciclar la materia muerta en el ambiente, controlar especies plagas y ser valoradas como indicadores de calidad ambiental debido a su sensibilidad a las perturbaciones humanas y a los contaminantes ambientales, o como recurso cultural, religioso o de ocio (Newton 1979, Thiollay 1989, Grossman y Hamlet 1964, Martínez-Gómez 1992, Bildstein *et al.* 1998, Duffy 2002, Sergio *et al.* 2005, Negro 2018). Por otra parte, al ubicarse en la parte superior de la cadena trófica y debido a sus amplios requerimientos espaciales, la protección o las acciones de manejo que se hagan para mejorar un territorio de una especie de ave rapaz normalmente implican la protección de un número muy elevado de sus presas por lo que pueden considerarse muchas veces especies paraguas. Este proceso, en muchos casos, propicia la conservación y preservación de ecosistemas enteros (Grossman y Hamlet 1964, Rodríguez-Estrella *et al.* 1998, Márquez *et al.* 2005, Sergio *et al.* 2005).

La intensificación agrícola es responsable de distintos cambios en las poblaciones de aves rapaces, alterando sus patrones de abundancia a través de distintos procesos (Butet *et al.* 2001), destruyendo sus hábitats de anidación o alimentación (Sánchez Zapata y Calvo 1999, Tella y Forero 2000, Butet y Leroux 2001, Donázar *et al.* 2002, Sánchez Zapata *et al.* 2003, Seoane *et al.* 2003, Sarasola y Negro 2006, Cardador *et al.* 2012), causando mortalidad directa por intoxicación con pesticidas o a través de otras prácticas agrícolas (Goldstein *et al.* 1996-1997, Arroyo *et al.* 2013) y reduciendo el rendimiento reproductivo (Costantini *et al.* 2014, Almasi *et al.* 2015). A pesar de esto, los agroecosistemas aún pueden proporcionar hábitats adecuados para muchas rapaces que sacan provecho de un aumento en la disponibilidad de alimentos y recursos de reproducción de origen antrópico que puedan ofrecer estos ambientes (Pedrana *et al.* 2008, Carrete *et al.* 2009, Cardador *et al.* 2011, Sternalski *et al.* 2013, Murgatroyd *et al.* 2016, Grande *et al.* 2018).

En el centro de Argentina, Schrag *et al.* (2009) demostraron que la riqueza de especies de aves en un gradiente de temperatura y precipitación, se correlacionó positivamente con la cobertura de vegetación nativa y negativamente con el uso de tierras agrícolas. Este patrón podría ser válido para las comunidades de aves rapaces que se verían empobrecidas en los agroecosistemas disminuyendo su diversidad y abundancia en áreas de producción agrícola

con respecto a las áreas de pastizales (naturales o para ganado) (Leveau *et al.* 2002, Filloy *et al.* 2007, Pedrana *et al.* 2008, Carrete *et al.* 2009), aunque para Schrag *et al.* (2009) este patrón sería menos evidente. La mayoría de estos estudios, sin embargo, se han realizado en lo que antiguamente constituía la ecorregión de las Llanuras Pampeanas, uno de los ambientes que ha sufrido un proceso de degradación más intenso y por más tiempo (Brown *et al.* 2006). Tan sólo dos trabajos, Carrete *et al.* (2009) y Travaini *et al.* (1994) realizaron censos de aves rapaces en transectas a través de diferentes ecorregiones de la Argentina, incluyendo las Llanuras Pampeanas, pero también el Espinal y el Monte de acuerdo a la distribución de estas ecorregiones propuesta por Cabrera (1976). El trabajo de Travaini *et al.* (1994) identificó 10 especies a fines de octubre en la zona censada del Espinal, pero no hace evaluaciones de la relación entre la presencia de las especies y variables de hábitat, únicamente discute variación en la abundancia de rapaces y su riqueza entre las distintas ecorregiones censadas. El trabajo de Carrete *et al.* (2009) incluyó dos tramos de censo en áreas que atribuyen a la extensión del Espinal, un tramo de 874 km en las provincias de Entre Ríos y Corrientes y el otro de 658.6 km en las provincias de Córdoba, La Pampa y Buenos Aires. En dichos trayectos se detectó un total de 21 especies (fue la ecorregión con mayor diversidad y riqueza de especies), y tasas intermedias de abundancia en comparación con otras ecorregiones. De acuerdo a dicho trabajo las rapaces fueron más abundantes y su diversidad mayor en los ambientes más naturales y en los menos fragmentados (Carrete *et al.* 2009).

Dada la escasez de estudios realizados para intentar explicar los patrones de diversidad y abundancia de rapaces en áreas sujetas a una importante presión antrópica como es el Espinal, el objetivo de este capítulo es analizar la comunidad de aves rapaces que habita el Distrito Caldenal dentro del Espinal y sus zonas de transición hacia el este (zonas agrícolas) y el oeste (zonas de pastizales y arbustales), analizando variables descriptivas de la diversidad, qué variables de uso de la tierra y de presión antrópica afectan la abundancia y riqueza de especies a escala local y de paisaje. Por otra parte, se describirá cuáles son las especies características de cada ambiente (cultivo, arbustal bosque y pastizales) y cómo se ven representados los distintos gremios tróficos de aves rapaces en esos mismos ambientes.

Al igual que ocurre en otros sistemas, sería esperable que las comunidades de aves rapaces que habitan los bosques de Caldén se vieran afectadas por los cambios producidos por el hombre en su hábitat. Por lo tanto, el efecto del cambio en la abundancia y composición de la comunidad de aves rapaces dependerá de los requisitos de cada especie, así como de la escala y el nivel de perturbación del hábitat forestal. Las aves más sensibles a las transformaciones o más ligadas a estos ambientes reducirían sus poblaciones,

llegando incluso a extinguirse localmente, mientras que las rapaces más generalistas, oportunistas o vinculadas al uso de zonas abiertas podrían verse favorecidas por esas transformaciones.

MATERIALES Y MÉTODOS:

Área de estudio

El estudio se realizó en la región central de la provincia de La Pampa, Argentina. Se utilizó el área que históricamente comprendía la Región fitogeográfica del Espinal, más específicamente el Distrito Caldenal y su transición a las Llanuras Pampeanas al este y al Monte al oeste (Cabrera 1976) (Fig. 2.1). El paisaje es principalmente plano con mesetas, valles poco profundos y llanuras, que tienen una elevación máxima de aproximadamente 200 msnm. El clima es subhúmedo seco, con una temperatura promedio en verano de 23.2 °C y una temperatura media de invierno de 8 °C, si bien se alcanzan temperaturas mínimas extrema de -12.6 °C. La región recibe una precipitación anual promedio de 550 mm si bien esta se produce en un gradiente noreste-suroeste de forma que las precipitaciones en el noreste pueden llegar a los 900 mm mientras que en la zona situada más al suroeste raramente superan los 300 mm (Fernández y Busso 1999, Casagrande *et al.* 2006). La zona central del área de estudio lo compone el Caldenal, una zona que se halla ocupada por grandes extensiones de bosque de Caldén con distinto grado de madurez y/o degradación en función de la historia de manejo, la intensidad de pastoreo y el historial de incendios de cada zona. El Caldenal en los últimos 100 años ha sufrido un proceso de modificación intenso. Primero fueron los aprovechamientos madereros de carácter extractivo (Amieva 1993), la introducción de especies exóticas, la interrupción de los ciclos naturales de fuego (Medina 2007) y luego el continuo avance de la frontera agropecuaria desde el este. La ganadería extensiva de ganado vacuno es la principal actividad económica en todo el sector de bosque.

Hacia el oeste, en la transición a la ecorregión de Monte, los bosques y pastos cambian progresivamente a una vegetación arbustiva de porte medio dominado por varias especies de *Larrea* y otras especies arbustivas como el piquillín (*Condalia microphylla*) o el molle (*Schinus molle*) con algunos manchones aislados de algarrobos (*Prosopis flexuosa*). Si bien esta región históricamente contaba con un importante estrato arbustivo, estaba dominada por pastizales. Sin embargo, la interrupción de los fuegos naturales, el sobrepastoreo y posiblemente la desecación del Río Atuel y Salado, han hecho que los pastos sean cada vez más escasos y que el paisaje esté dominado por un arbustal bastante cerrado (González Roglish *et al.* 2012). En la actualidad el principal uso de esta región, al igual que del

Caldenal, es la cría de ganado bovino extensivo, con algunos rebaños de cabras para consumo propio o venta minorista.

Actualmente, la porción oriental de este ecosistema en la provincia de La Pampa, al igual que ocurre con lo que antiguamente era la ecorregión de las llanuras pampeanas, está totalmente transformada en campos agrícolas con agricultura y pasturas seminaturales o implantadas para la cría de ganado. El bosque en esta zona está reducido a fragmentos muy pequeños de bosque nativo. También se encuentran en esta zona arboledas de especies de árboles exóticas, principalmente *Eucalyptus sp.* y *Ulmus pumila*, plantadas para darle sombra y combustible a las casas o como cortinas de viento (Flinn *et al.* 2005, Ferraz *et al.* 2014).

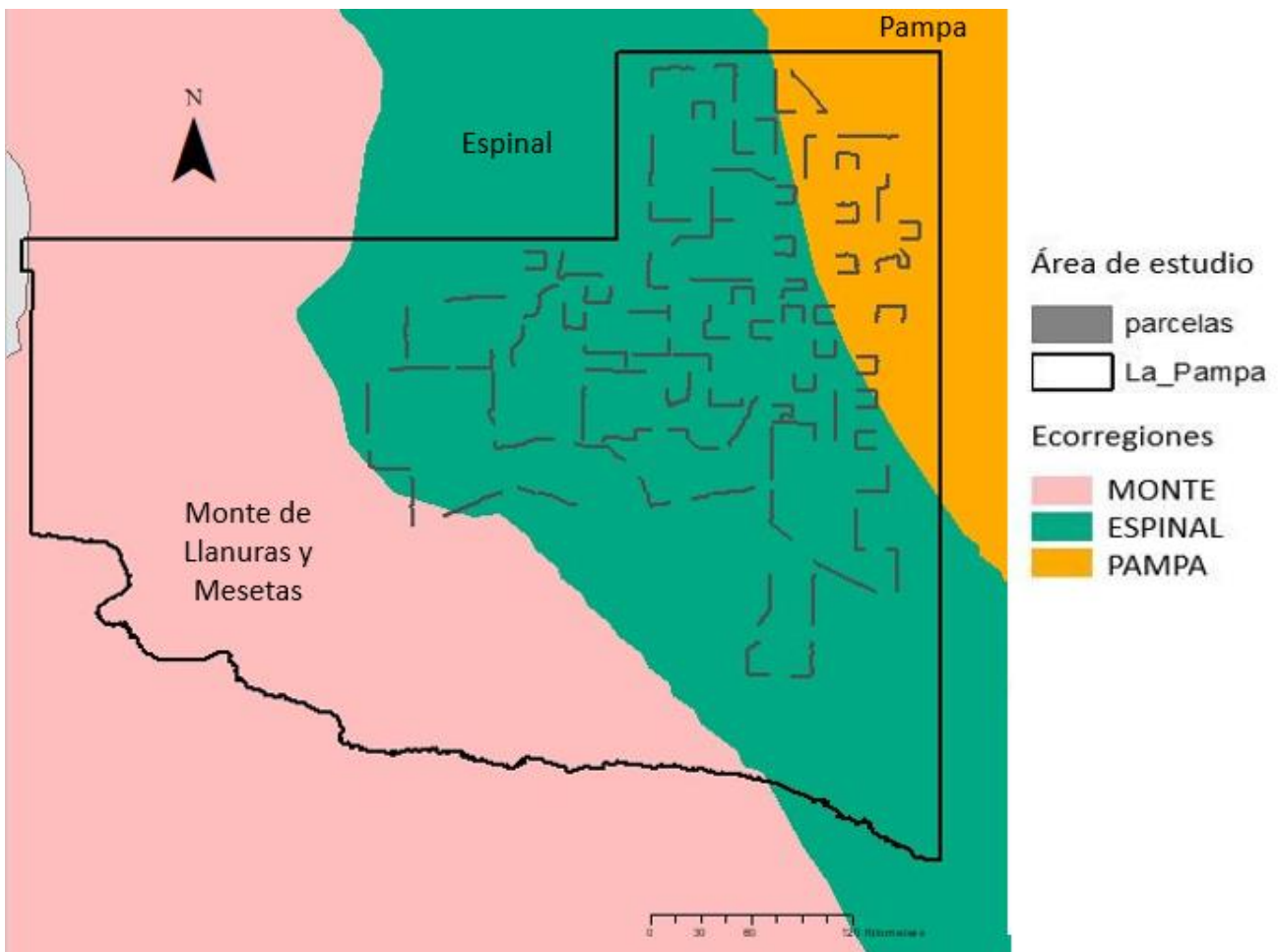


Figura 2.1. Área de estudio en el ecotono entre el Espinal y Pampa hacia el este y Espinal y Monte hacia el oeste. En gris se observan los 90 recorridos realizados para los censos de aves rapaces diurnas.

Especies

De acuerdo a registros propios de investigadores del CECARA, el listado de fauna silvestre de la Dirección de Recursos Naturales de La Pampa y otras referencias generales, en la provincia de La Pampa se pueden encontrar hasta 29 especies de aves rapaces diurnas y

nocturnas, si bien tres de ellas se registran ocasionalmente o han sido registradas alguna vez a lo largo de la historia pero no cuentan con registros recientes o frecuentes y posiblemente deban ser consideradas como raras o accidentales (Tabla 1.1, Capítulo I). Esto sugiere que la comunidad estable de aves rapaces de la Región del Espinal y zonas vecinas en la provincia de La Pampa está compuesta por un total de 26 especies.

Metodología

Para determinar la abundancia de rapaces y la riqueza de especies presentes en el Espinal pampeano se realizaron censos desde punto fijo en parcelas seleccionadas de forma estratificada de acuerdo a su cobertura vegetal disponible en la zona de estudio seleccionada, para posteriormente relacionar dichas abundancias y riquezas con variables de cobertura y de impacto antrópico (Tabla 2.1).

Diseño del muestreo: mediante la utilización de ArcGIS versión 10.2.2 (Beyer 2004, 2010, ESRI 2011) se construyó un mapa de uso del suelo para el área de estudio, integrando información geográfica de tres capas: 1) proporcionada por Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación SA y DS (2007) empleadas en la elaboración del Sistema de Información de los Bosques Nativos Argentinos (SIBNA) para la región del Caldenal (de esta capa se extrajo la superficie correspondiente al Espinal); 2) una capa del INTA de la cual se extrajo la superficie fuera del Espinal (agrícola, pastizal y arbustal) (Roberto *et al.* 2012); 3) capa del loteo catastral de la provincia de La Pampa de 10km x 10km (Roberto *et al.* 2012) (Fig. 2.2).

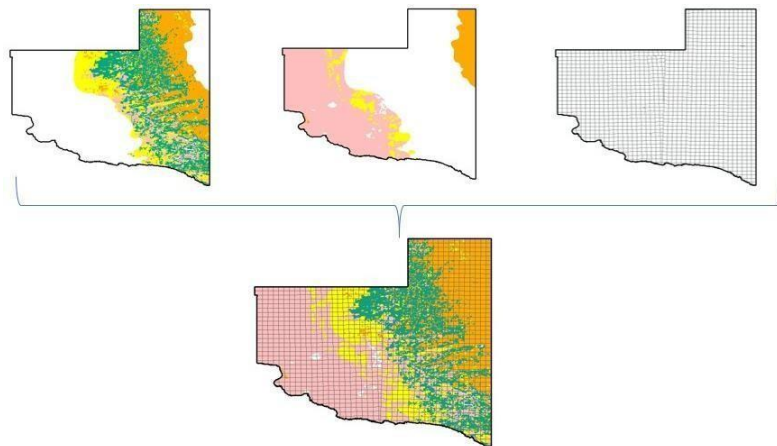


Figura 2.2. Detalle de la construcción del mapa de uso de suelo para realizar el muestreo estratificado. Combinación de la capa del Espinal, la capa provista por el INTA y la capa de lotes de Catastro de La Pampa.

Luego, utilizando un muestreo sistemático estratificado (Conroy *et al.* 2015) de los tipos de cubierta vegetal dominante en la ecorregión Espinal (sólo se utilizaron bosques, agrícola y

pastizales), se clasificaron aquellos lotes que tenían más del 50% de una de las cubiertas de uso de suelo antes mencionadas. Los lotes de muestreo fueron seleccionados con el fin de cubrir el máximo posible de la zona del Caldenal en la Provincia de la Pampa, así como las zonas de transición del Caldenal hacia las zonas agrícolas por el este y las zonas de arbustal del Monte hacia el oeste. Del total de lotes clasificados (200), y en función de los caminos disponibles se realizaron 90 recorridos de 30km de longitud (considerado la parcela) (Fig. 2.3). En principio, se iban a realizar recorridos en forma de C para abarcar una mayor superficie dentro de cada lote, pero esto se vió frustrado porque en muchas parcelas no existían caminos para realizar ese tipo de muestreo. Por lo tanto, se realizaron recorridos por caminos transitables que rodearan o atravesaran los lotes seleccionados.

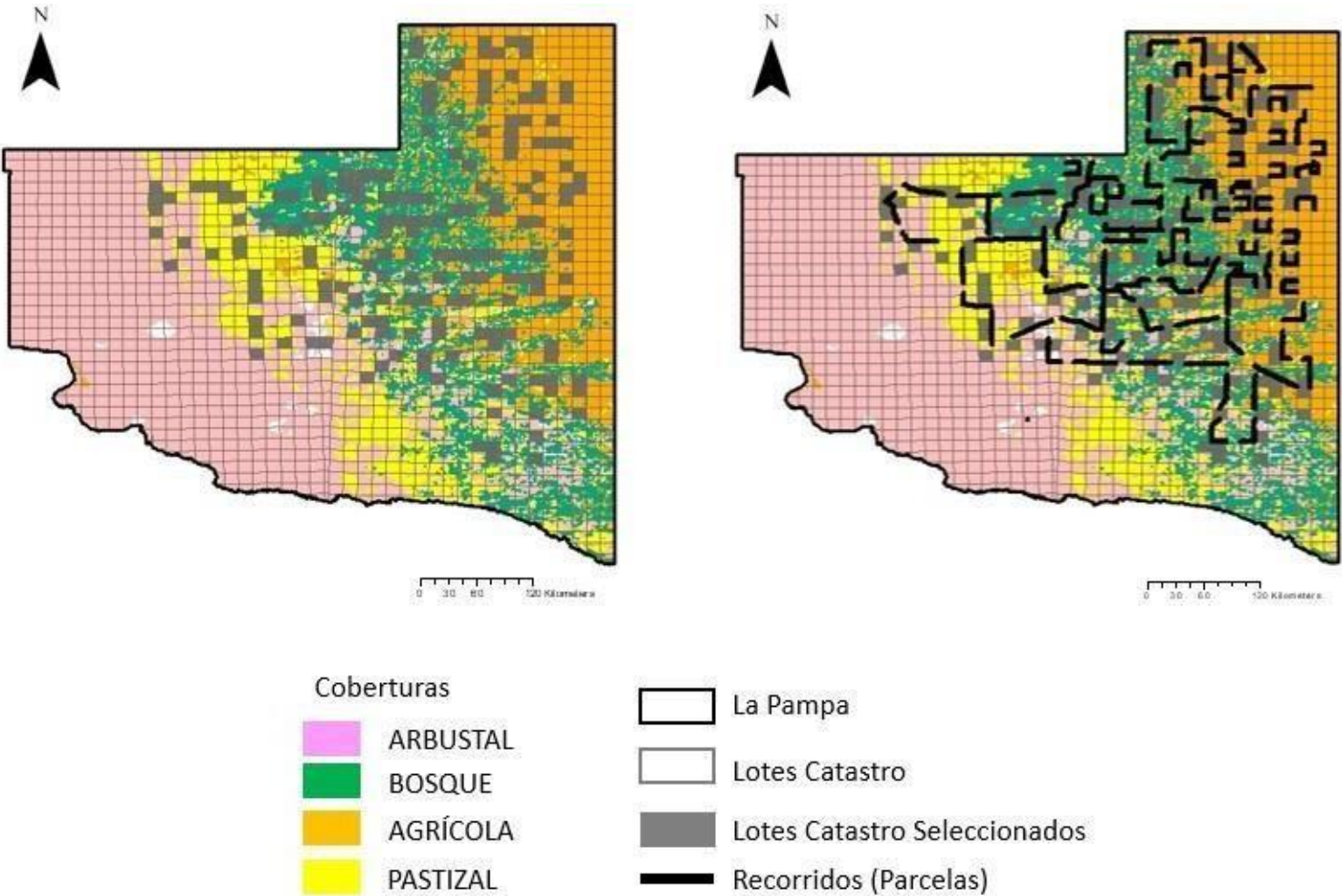


Figura 2.3. A la izquierda se muestran los 200 lotes seleccionados con al menos el 50% de un tipo de cobertura dominante (agrícola, bosque o pastizal). A la derecha se observan los 90 recorridos realizados para los censos de aves rapaces diurnas.

Trabajo de campo: Para obtener datos sobre la riqueza de especies de aves rapaces y sobre su abundancia, se realizaron censos en las parcelas obtenidas del muestreo estratificado. En cada parcela de muestreo, se realizaron 4 conteos en puntos fijos de 10 minutos de duración (Travaini *et al.* 2004). Estos puntos se situaron uno al comienzo del recorrido, uno a los 10km, uno a los 20km y el último en el punto final del camino. Los censos de aves rapaces fueron realizados en dos temporadas: primavera/verano y otoño/invierno.

Para obtener las coberturas de suelo para posteriores análisis se utilizó un área buffer de 500 m de radio, tanto para cada punto fijo como para cada recorrido (Fig. 2.4). La ubicación precisa para cada punto de reconocimiento se obtuvo utilizando un sistema de posicionamiento global (GPS, Garmin eTrex® 30).

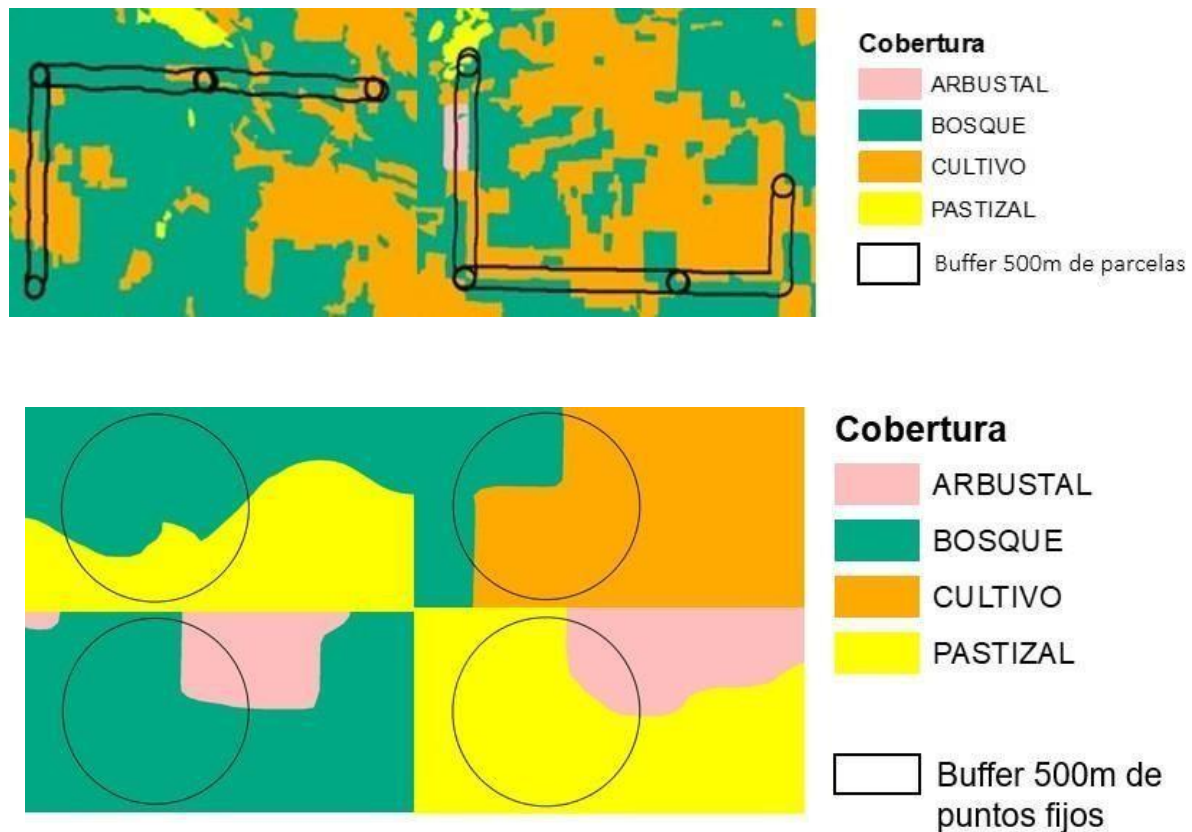


Figura 2.4. Diseño de las parcelas de muestreo de aves rapaces. Se ejemplifica en la parte superior cómo se extrajeron las variables explicativas de cobertura de usos de usos de suelo y vegetación en un buffer de 500 m a cada lado del recorrido de 30 km (escala de paisaje), incluyendo los cuatro puntos de censo realizados al comienzo, cada 10 km y al final de la transecta. En la parte inferior se muestra el buffer de 500 m aplicado a los puntos fijos (escala local).

Obtención de variables de hábitat y de presión antrópica: a partir de la capa construida de usos de la tierra, se extrajo el porcentaje de cobertura de bosques, agrícola, pastizales y arbustal en un radio de 500 m alrededor de los recorridos para el análisis de paisaje y rodeando cada punto de conteo para el análisis a escala local (Fig. 2.4). Como variables de presión antrópica se utilizaron la densidad poblacional y la distancia a la localidad más cercana (Tabla 2.1). La primera variable (densidad de población humana), se extrajo del raster GPWv4 que incorpora los datos de la población del censo para 2015 ajustados a nivel nacional a los datos de la Revisión de las Naciones Unidas World Population Prospects 2015 (CIESIN 2016). La distancia desde cada punto y recorrido a la localidad más cercana (Roberto *et al.* 2012) se obtuvo con el procedimiento de distancia de ArcGIS (Near Distance) (ESRI 2011). Como variables de estructura del paisaje se utilizaron el Índice de Heterogeneidad Ambiental (IHA) (Cardille & Turner 2002, Pausas *et al.* 2003, Hulbert 2004, Balvanera & Aguirre 2006), el número de parches de hábitat en el área del buffer (NAP) y el número de variedades de uso de suelo en el área del buffer (RIC) (Grande 2006, Carrete *et al.* 2007). El IHA fue definido por la relación entre la suma de los perímetros de todos los parches de los distintos tipos de ambientes contenidos en la transecta y el área total de la misma. De esta forma, el IHA toma valores cercanos a cero para una transecta completamente incluida en un único tipo de cobertura, aumentando progresivamente a medida que es mayor el número de fragmentos de distintos tipos de cobertura que se encuentran presentes en ella (Cardille & Turner 2002, Costán 2018). Dado que nuestra área de estudio es muy amplia, existe un amplio gradiente ambiental tanto de precipitaciones como de temperaturas que podrían estar jugando un papel importante en la distribución de las distintas especies y por lo tanto en la composición de las comunidades de rapaces. Para controlar por estos efectos se incluyó en los modelos la precipitación media anual (PPMA) y la temperatura media anual (TMA) obtenidas del Worldclim.

Las variables bioclimáticas se derivan de los valores mensuales de temperatura y precipitaciones para generar más variables biológicamente significativas. Las variables bioclimáticas representan tendencias anuales (temperatura media anual, precipitación media anual), estacionalidad (rango anual de temperatura y precipitaciones) y factores ambientales extremos o límites (temperatura mes más frío y más cálido, y precipitaciones de los trimestres húmedos y secos). Un trimestre es un período de tres meses (1/4 de año). Tiene datos mensuales promedio desde 1970-2000. Las variables que se descargan tienen una resolución espacial de 30 segundos ($\sim 1\text{km}^2$) (Fick & Hijmans 2017).

Tabla 2.1. Variables explicativas consideradas en los análisis.

Variable	Tipo	Descripción de la variable
Arbustal	Cuantitativa continua	Porcentaje de cobertura de arbustal (abierto o cerrado)
Bosque	Cuantitativa continua	Porcentaje de cubierta forestal (bosques cerrados, abiertos, tipo parque)
Agrícola	Cuantitativa continua	Porcentaje de cobertura de cultivos/pasturas implantadas
Pastizal	Cuantitativa continua	Porcentaje de cobertura de pastizales (con arbustal o árboles)
Densidad poblacional (DENSPOBL)	Cuantitativa continua	Datos del censo mundial de población ajustados con datos de la ONU
Distancia a las localidades (D_LOCALI)	Cuantitativa continua	Distancia a la ciudad más cercana
Año de estudio	Cualitativa. Factor con dos niveles. Año 1 y año 2.	Los datos corresponden a dos años diferentes, 2014/2015 y 2015/2016
Temporada	Cualitativa. Factor con dos niveles. Temporada primavera/verano (1) y temporada otoño/invierno (2)	Los censos se realizaron tanto en temporada primavera/verano como otoño/invierno
IHA	Cuantitativa continua	Índice de heterogeneidad
NPA	Cuantitativa continua	Número de parches de hábitat en el área del buffer
RIC	Cuantitativa continua	Número de variedades de uso de suelo en el área del buffer
PPMA	Cuantitativa continua	Precipitación media anual
TMA	Cuantitativa continua	Temperatura media anual

Comparación general entre ambientes:

Para realizar las comparaciones de medias tanto de abundancia como de riqueza se utilizaron modelos lineales generalizados mixtos (GLMMs, Zuur *et al.* 2009), con abundancia o riqueza (como variables dependientes) y el tipo de cobertura (con los niveles: agrícola, bosque y pastizal) y las temporadas (primavera/verano y otoño/invierno) como variables independientes.

Como en todo análisis espacial, existe el riesgo de la pérdida de independencia de los datos debido a la autocorrelación espacial. La autocorrelación espacial es una propiedad espacial por la cual los valores que toma una variable en lugares próximos en el espacio pueden ser más similares entre sí (autocorrelación positiva) o más diferentes entre sí (autocorrelación negativa) que lo que cabría esperar en un conjunto de observaciones al azar (Legendre 1993). Desde el punto de vista estadístico, la presencia de autocorrelación espacial “infla” los p produciendo resultados artificialmente significativos. Desde el punto de vista biológico, es esencial reconocer que los patrones de variación en la riqueza son fenómenos esencialmente geográficos y como tales es importante la incorporación del espacio en el análisis. Por lo tanto, antes de realizar los GLMMs, es preciso evaluar si existe o no autocorrelación espacial en los valores que adoptan nuestras variables dependientes, para lo cual se realizaron correlogramas basados en el Índice de Moran realizados con el programa SAMv3.0. (Legendre 1993, Sokal *et al.* 1978, Rangel *et al.* 2010, Huang *et al.* 2011).

La riqueza constituye una forma directa y simple de cuantificar la biodiversidad ya que permite estimar el número total de especies que habitan un área particular (Magurran 1988, 2005). Sin embargo, la cuantificación de este parámetro presenta cierta complejidad ya que se hace imposible registrar la totalidad de especies que se distribuyen en un área determinada (Gotelli & Colwell 2001). Algunas complicaciones en la estimación de la riqueza es su sensibilidad en el número de individuos recolectados y el número, tamaño y disposición espacial de las unidades muestrales (Magurran 2005, Gotelli & Colwell 2001). Según como se distribuya la riqueza de especies, puede ser que en cada punto de muestreo pueda ser detectada toda la riqueza de un área o es posible que la riqueza de cada punto sea diferente en valor o en composición. Así, es interesante evaluar la riqueza promedio en los puntos de muestreo (ver arriba) pero también la riqueza total de especies que habitan una zona. Por esta razón el uso de técnicas que estimen la riqueza se ha convertido en una herramienta muy utilizada para estimar el potencial número de especies a partir de diferentes muestreos sistemáticos (Palmer 1990, Colwell & Coddington 1994). Una de las herramientas más utilizadas para esto son las curvas

de acumulación, que permiten estimar el número total de especies de un área mediante la extrapolación de la asíntota de una función (Soberón & Llorente 1993, Gotelli & Colwell 2001). Utilizando el programa EstimateS (Versión 9.1.0, Colwell 2000) (<http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>) se elaboraron curvas de acumulación de especies (de densidad y riqueza de especies) tanto para la temporada primavera/verano como para otoño/invierno, usando los datos obtenidos en los dos años de muestreo (Gotelli & Colwell 2001).

Para analizar cómo afectaron las variables de uso de suelo, de presión antrópica, variables climáticas y de estructura del paisaje (Tabla 2.1) a la abundancia de rapaces (número de individuos) y a la riqueza de especies (número de especies), se realizó un análisis a dos escalas espaciales, la primera fue a escala de paisaje para lo que se utilizó como unidad muestral la parcela (suma de registros de los 4 puntos censados en cada parcela) mientras que para el análisis a escala local la unidad de muestreo fue cada punto fijo. Para los análisis a ambas escalas se utilizaron modelos lineales generalizados mixtos (GLMMs, Zuur *et al.* 2009), con abundancia o riqueza (como variables dependientes), y el año, la temporada, variables de uso de suelo, de presión antrópica, variables climáticas y de estructura de paisaje como variables explicativas. Dado que los censos se realizaron en dos años y en dos estaciones dentro de cada año, para evitar la pseudoreplicación, se incluyó la identidad de la parcela (en el análisis a escala de paisaje) o de parcela y de puntos fijos de muestreo (para los análisis a escala local) como factor *aleatorio* en los modelos.

Proceso de modelado:

La existencia de colinealidad entre variables puede generar problemas en la resolución de los modelos, por lo tanto, para reducirla, antes de comenzar el proceso de modelado se evaluó la correlación entre variables de uso de suelo, antrópicas, estructura de paisaje y de variación biogeográfica (Tabla 2.1). Se realizó mediante coeficientes de correlación de rangos de Spearman, (Green 1979, Dorman *et al.* 2013). Estas correlaciones fueron realizadas con el programa *RStudio* (R Core Team. 2016). Las variables correlacionadas ($r > 0.6$) fueron TMA, PPMA, RIC, NAP e IHA. De estas variables se utilizaron la TMA como representativa de variación climática y el IHA como indicador de estructura de paisaje (Tabla 1 y 2 ANEXO). Las variables sometidas a la modelación de la regresión lineal fueron temporada, año, agrícola, arbustal, bosque, pastizal, DENSPOBL, D_LOCALI, TMA e IHA (Tabla 2.1).

Para el proceso de modelado se utilizó la distribución Poisson de la variable respuesta y

la función de enlace *log* (utilizada para análisis donde la variable dependiente es un conteo como en este caso; Cayuela 2012). En los casos en los que la evaluación de la sobredispersión arrojó valores superiores a uno se utilizó una distribución Binomial Negativa, también con función de enlace *log* (Seoane 2014). La estrategia de modelado fue en todos los casos la de pasos hacia atrás (“*backwards stepwise*”) (Hosmer y Lemeshow 1989), es decir a partir de un modelo máximo que incluyó a todas las variables se fueron eliminando sucesivamente aquellas menos significativas ($p > 0.05$) hasta obtener un modelo mínimo adecuado donde todas las variables retenidas mejoraron el nivel de ajuste. Los Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM) se construyeron utilizando el software R 3.2.4 (R Core Team 2016) usando el paquete estadístico 'lme4' (Bates *et al.* 2015). La multicolinealidad (Dormann *et al.* 2013) se evaluó calculando factores de inflación de varianza generalizados (VIF) utilizando el paquete 'car' (Fox & Weisberg 2011). Los modelos finales obtenidos representan los cocientes de verosimilitud o “*deviance*” (comparación del modelo nulo, es decir que no depende de ninguna variable, y aquel con las variables seleccionadas). Las medidas para evaluar cuán explicativos resultaron nuestros modelos fueron el R^2_c (condicional) que es la proporción de la varianza explicada por todos los efectos, tanto fijos como aleatorios y el R^2_m (marginal) que es la proporción de la varianza explicada sólo por los efectos fijos (Cayuela 2010; Nakagawa & Schielzeth 2013; Johnson 2014).

Asociación entre las distintas especies de rapaces muestreados y los tipos cobertura.

Para describir cuál es la asociación entre las distintas especies que componen la comunidad de aves rapaces en nuestra área de estudio con los cuatro hábitats muestreados (agrícola, bosque, pastizal o arbustal), se utilizó un análisis de correspondencia sin tendencia (Hill y Gauch 1980). El análisis de correspondencia es un método de clasificación que, consiste en la representación de objetos (sitios, estaciones, muestreo) como puntos a lo largo de uno o varios ejes (Legendre y Legendre 1998). El análisis de correspondencias se puede considerar como un análisis del autovalor de una tabla de contingencia multivariada (Kenkel *et al.* 2002). En este caso, por un lado, una matriz de especies y lugar, y por otro lado una matriz de gremios tróficos y lugar. Los valores en los ejes proporcionan un índice de la composición de la especie para los sitios y un valor de afinidad para las ubicaciones entre las especies (Lieberman *et al.* 1996). Para evaluar las diferencias en la composición de las comunidades de cada hábitat, se utilizaron los valores de ambos ejes del análisis de correspondencia. En este caso, la hipótesis nula sería que no hay diferencias en la composición de las especies entre hábitats (Lieberman

et al. 1996, Perelman *et al.* 2001, Cerezo *et al.* 2009). Dada la mayor cantidad de sitios muestreados, el análisis de correspondencia se realizó únicamente para el segundo año de muestreo. Los análisis de correspondencia se realizaron con el programa InfoStat (Di Rienzo 2009).

Análisis de Correspondencia: gremio vs lugar

Los gremios tróficos son un grupo de especies que explotan por igual los mismos recursos ambientales o bien las especies que se solapan significativamente en los requerimientos de su nicho. Es decir, los gremios son grupos de especies que explotan un recurso básico común de una manera similar. Para representar cuál es la asociación entre los gremios tróficos que componen la comunidad de aves rapaces en nuestra área de estudio con los cuatro hábitats muestreados (agrícola, bosque, pastizal o arbustal), se utilizó un análisis de correspondencia. Considerando los trabajos de Bo *et al.* 2007, Leveau & Leveau 2011, Zaccagnini *et al.* 2011, Baladron *et al.* 2012, González Salazar *et al.* 2014 y Orellana *et al.* 2015, se agruparon las aves rapaces censadas en distintos gremios tróficos según las presas más consumidas:

- Chimango y Carancho: oportunistas/generalistas (O),
- Jote cabeza negra y Jote cabeza colorada: carroñeros (CÑ),
- Caburé, Halconcito colorado, Aguilucho común, Milano blanco, Águila mora, Taguató, Gavilán ceniciento, Gavilán mixto, Halcón plumizo y Halconcito gris: consumen vertebrados (V),
- Lechucita de las vizcacheras y Aguilucho langostero: insectívoros (I)

RESULTADOS

Análisis descriptivo:

La superficie total muestreada en este trabajo fue de aproximadamente unos 65.300 km², con distancias máximas entre puntos muestreados de 320 km de este a oeste y 380 km de sur a norte. En total a lo largo de los dos años de censos se contabilizaron un total de 3.720 aves rapaces de 16 especies distribuidas en los órdenes Cathartiformes (2 especies de jotes), Accipitriformes (7 especies entre águilas, aguilucho, gavilanes y milanos), Falconiformes (5 especies de halcones, Carancho y Chimango) y Strigiformes (2 especies de lechuzas) (Tabla 2.2).

En el primer año de muestreo, 2014/2015, se realizaron censos en 48 parcelas, 21 parcelas caracterizadas como de bosque (más de 50% de cobertura de bosque), 16 parcelas determinadas como agrícola (más de 50% de cobertura de cultivos o pasturas implantadas) y 11 parcelas caracterizadas como pastizal (más del 50% de cobertura de pastizal). Durante la temporada primavera-verano (2014-2015) se registraron 614 individuos (Tabla 2.2). En la temporada otoño/invierno de 2015 se registraron 561 individuos. Para el segundo año de muestreo, se censaron el total de 90 parcelas seleccionadas. Se contabilizaron 1268 individuos en la temporada de cría 2015/2016 y 1277 individuos en la temporada otoño/invierno de 2016 (Tabla 2.2).

Las rapaces más abundantes fueron el Chimango con 1615 registros, seguido del Carancho con 674, el Halconcito colorado con 447 individuos seguidos por el Jote de cabeza negra 370 individuos, el Aguilucho langostero con 187 y la Lechucita de las Vizcacheras con 103. Del resto de especies se registraron menos de 100 individuos. El Gavilán mixto sólo se detectó en parcelas definidas como de Bosque, el Taguató sólo se detectó en parcelas agrícolas y el Águila mora nunca se observó en parcelas de Bosque. Los tres Falcónidos mencionados primero, Chimango, Carancho y Halconcito colorado fueron además las únicas rapaces que se registraron de forma frecuente en los tres ambientes y en las dos temporadas.

Además de las especies detectadas en los censos desde punto fijo, en las transectas de camino entre puntos se detectaron otras tres especies, el Águila coronada, el Aguilucho de alas largas y el Lechuzón de campo. Si bien no se registró en los puntos de conteo, cabe destacar la presencia de una especie en peligro de extinción como el Águila coronada y los registros relativamente comunes de otra especie poco conocida como el Halconcito gris (ésta sí registrada en los puntos). Por lo raro del registro, es destacable también la concentración de individuos de Águila mora en uno de los censos invernales en 2016 (14 de junio) cuando se registraron 113 Águilas moras en un tramo de 30 km de arbustales sobre la ruta provincial 20 (en la zona clasificada como pastizal en nuestro diseño). Si bien ya fuera de los censos estandarizados para este estudio, en ese mismo tramo en fechas posteriores se detectaron 126 individuos el 3 de julio y 123 el 9 de julio (López *et al.* 2017).

Abundancia y riqueza entre tipo de parcelas:

Las abundancias medias fueron significativamente diferentes entre temporadas y entre las parcelas definidas por las coberturas mayoritarias. Así, la abundancia fue mayor en la temporada otoño/invierno y en las parcelas definidas como agrícolas (más del 50% de su cobertura de ese uso de suelo) y en menor medida en las parcelas de pastizal, en relación a las parcelas de bosque (Tabla 2.3 y Tabla 2.4). El modelo presentó un buen ajuste con un R^2 de más del 70% y coeficientes por encima de 0.1 excepto en el caso de la cobertura de pastizal.

El análisis de la riqueza promedio indicó que ésta fue mayor en las parcelas agrícolas seguidas de las parcelas de pastizal y las de bosque, sin variación entre épocas del año o año de muestreo (Tabla 2.3 y Tabla 2.5). Sin embargo, el ajuste del modelo fue muy bajo ($R^2 < 10\%$), lo que indica que explica un porcentaje muy bajo de la variabilidad de la riqueza de especies en nuestro sistema o lo que es lo mismo, que no hay evidencias estadísticas sólidas para afirmar que el tipo de parcela afecta la riqueza de aves rapaces.

Tabla 2.2. Número de individuos de las especies registradas en las parcelas (sumatoria de puntos fijos) de los distintos tipos de ambiente a lo largo de las temporadas primavera/verano de 2014/2015 (R1) y 2015/2016 (R2), así como en las de otoño/invierno de 2015 (NR1) y 2016 (NR2) en la provincia de La Pampa. B (Bosque), A (Agrícola) y P (Pastizal). JCC=Jote de cabeza colorada, JCN=Jote de cabeza negra, MB=Milano blanco, GC=Gavilán ceniciento, GM=Gavilán mixto, AM=Águila mora, T=Taguató, AL=Aguilucho langostero, AC=Aguilucho común, CA=Carancho, CH=Chimango, HG=Halconcito gris, HC=Halconcito colorado, HP=Halcón plumizo, C=Caburé, LV=Lechucita de las vizcacheras.

Especies	R1 (N=48)				NR1 (N=48)				R2 (N=90)				NR2 (N=90)				TOTAL
	B (N=21)	A (N=16)	P (N=11)	Total	B (N=21)	A (N=16)	P (N=11)	Total	B (N=40)	A (N=30)	P (N=20)	Total	B (N=40)	A (N=30)	P (N=20)	Total	
JCC	39	5	27	71	0	0	0	0	111	8	161	280	13	0	6	19	370
JCN	3	2	0	5	2	0	4	6	8	0	7	15	45	0	23	68	94
MB	0	0	0	0	0	1	0	1	0	6	2	8	5	25	2	32	41
GC	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	3	3	7	13	16
GM	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	2
AM	0	0	0	0	0	0	2	2	0	1	0	1	0	2	29	31	34
T	0	0	0	0	0	2	0	2	0	2	0	2	0	1	0	1	5
AL	18	116	0	134	0	0	0	0	13	38	2	53	0	0	0	0	187
AC	0	0	2	2	1	0	8	9	1	0	10	11	2	2	15	19	41
CA	38	20	8	66	74	61	29	164	90	59	51	200	133	55	56	244	674
CH	53	179	28	260	39	188	22	249	144	368	45	557	130	362	57	549	1615
HG	0	0	0	0	3	1	5	9	2	0	1	3	4	0	8	12	24
HC	24	9	2	35	31	43	12	86	52	27	16	95	121	92	18	231	447
HP	0	0	0	0	3	3	1	7	2	2	2	6	6	10	1	17	30
C	4	5	2	11	5	4	1	10	7	1	1	9	7	0	0	7	37
LV	6	16	7	29	0	2	11	13	0	18	9	27	10	12	12	34	103
Subtotal	186	352	76		158	305	98		431	530	307		479	564	234		
Total		614				561			1268				1277				3720

Tabla 2.3. Abundancia y riqueza de aves rapaces a escala paisaje (parcela) en las tres coberturas de suelo que se usaron en la estratificación de las parcelas (bosque, agrícola y pastizal) para la temporada primavera/verano y otoño/invierno en los dos años de muestreo (2014/2015 y 2015/2016).

Escala Paisaje	Temporada Primavera/Verano						Temporada Otoño/Invierno					
	Bosque		Agrícola		Pastizal		Bosque		Agrícola		Pastizal	
	Nº	$\bar{X} \pm DS$	Nº	$\bar{X} \pm DS$	Nº	$\bar{X} \pm DS$	Nº	$\bar{X} \pm DS$	Nº	$\bar{X} \pm DS$	Nº	$\bar{X} \pm DS$
<u>Año1</u>												
Parcelas	21		16		11		21		16		11	
Abund.	580	27.6 ± 20.5	714	44.6 ± 17.8	231	21 ± 12.1	514	24.5 ± 25.4	1072	67 ± 29.9	263	23.9 ± 14.8
Riqueza	13	4.5 ± 1.7	11	5.2 ± 1.2	10	4.8 ± 1.9	11	4.6 ± 1.6	12	5.2 ± 1.2	12	4.8 ± 1.9
<u>Año2</u>												
Parcelas	40		30		20		40		30		20	
Abund.	2441	61 ± 196.7	2546	84.9 ± 78.1	661	33.1 ± 25.5	1461	36.5 ± 26.3	2040	68 ± 39.6	978	48.9 ± 58.5
Riqueza	15	5.8 ± 1.6	12	5.9 ± 1.6	14	7.1 ± 1.6	15	5.3 ± 1.3	10	5.2 ± 1.2	14	5.7 ± 1.8

Tabla 2.4. Resultados obtenidos de los GLMM para evaluar las abundancias medias en parcelas en función de la temporada y la cobertura. La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 28.25% (R^2 marginal) y la proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 72.74% (R^2 condicional).

VARIABLES	COEFICIENTES	SE	GL	CHISQ	Pr(>CHISQ)
Intercepto	1.7889	0.0859			
Temporada			1	5.7032	4.28e-14 ***
Otoño/Invierno	0.2653	0.0351			
Cobertura			2	37.386	7.61e-09 ***
Agrícola	0.5642	0.0980			
Pastizal	0.0382	0.1137			

Tabla 2.5. Resultados obtenidos de los GLMM para evaluar las riquezas medias en parcelas en función de la temporada y la cobertura. La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 2.59% (R^2 marginal) y la proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 6.91% (R^2 condicional).

VARIABLES	COEFICIENTES	SE	GL	CHISQ	Pr(>CHISQ)
Intercepto	1.7167	0.0410			
Cobertura			2	6.5444	0.03792 *
Agrícola	0.1500	0.0603			
Pastizal	0.1072	0.0685			

Curvas de rarefacción de densidad de especies:

Las curvas de rarefacción construidas con las 21 parcelas censadas de Bosque, 16 de Agrícola y 11 de Pastizal del primer año de muestreo (R1) indican que en la temporada primavera/verano, la densidad de especies fue mayor en las parcelas de bosque (13 especies), que en las de cultivo (11 especies) y pastizal (10 especies). Sin embargo, el solapamiento de los errores estándar en las primeras 11 parcelas censadas indican que estas diferencias no son significativas (Fig. 2.5a). En la época otoño/invierno (NR1), las curvas de rarefacción indican que la densidad de especies fue mayor en las parcelas de pastizal (12 especies) seguidas de las parcelas agrícolas (12 especies) y las de bosque (11 especies), pero nuevamente el solapamiento de los errores estándares indica que no habría diferencias significativas entre las coberturas (Fig. 2.5b).

En el segundo año de muestreo las curvas de rarefacción construidas con las 40 parcelas censadas de Bosque, 30 de Agrícola y 20 de Pastizal (R2) indican que en la temporada primavera/verano, la densidad de especies fue mayor en pastizal (12 especies), seguida por cultivo y bosque (9 y 10 especies con el censo de 11 parcelas), siendo las diferencias

significativamente mayores en las parcelas de pastizal con respecto a los otros dos tipos de parcelas (Fig. 2.6a). En la época otoño/invierno (NR2), las curvas de rarefacción indicaron que la densidad de especies fue significativamente mayor en las parcelas de pastizal (12 especies) y bosque (11 especies) que en las de cultivos (9 especies con el censo de 20 parcelas) (Fig. 2.6b).

Curvas de rarefacción de riqueza de especies:

En el primer año de muestreo, en la temporada primavera/verano (R1) hasta los 230 individuos hay solapamiento de los errores estándares entre los tres usos (pastizal, cultivo y bosque) lo que indica que no hubo diferencias (Fig. 2.7a). En la temporada otoño/invierno NR1 del primer año, a igual número de individuos censados, se detectaron más especies en las parcelas de pastizal que en las de bosque y en las de bosque que en las de cultivos, siendo las diferencias significativas (Fig. 2.7b).

En el segundo año de muestreo, en la temporada primavera/verano (R2) la relación fue la misma con diferencias significativas en el número de especies detectadas para un mismo número de individuos censados (310 individuos) entre las parcelas de pastizal (12 especies detectadas) las parcelas de bosque (cerca de 10 especies) y las de cultivo (algo más de 8 especies) (Fig. 2.8a). En la temporada otoño/invierno (NR2), la situación es similar, si bien en este caso para un mismo número de individuos detectados (234) se detectaron un número similar de especies en las parcelas de pastizal y de bosque (12 y algo más de 11) y estas riquezas de especies fueron significativamente mayores que las detectadas en parcelas de cultivos (Fig. 2.8b).

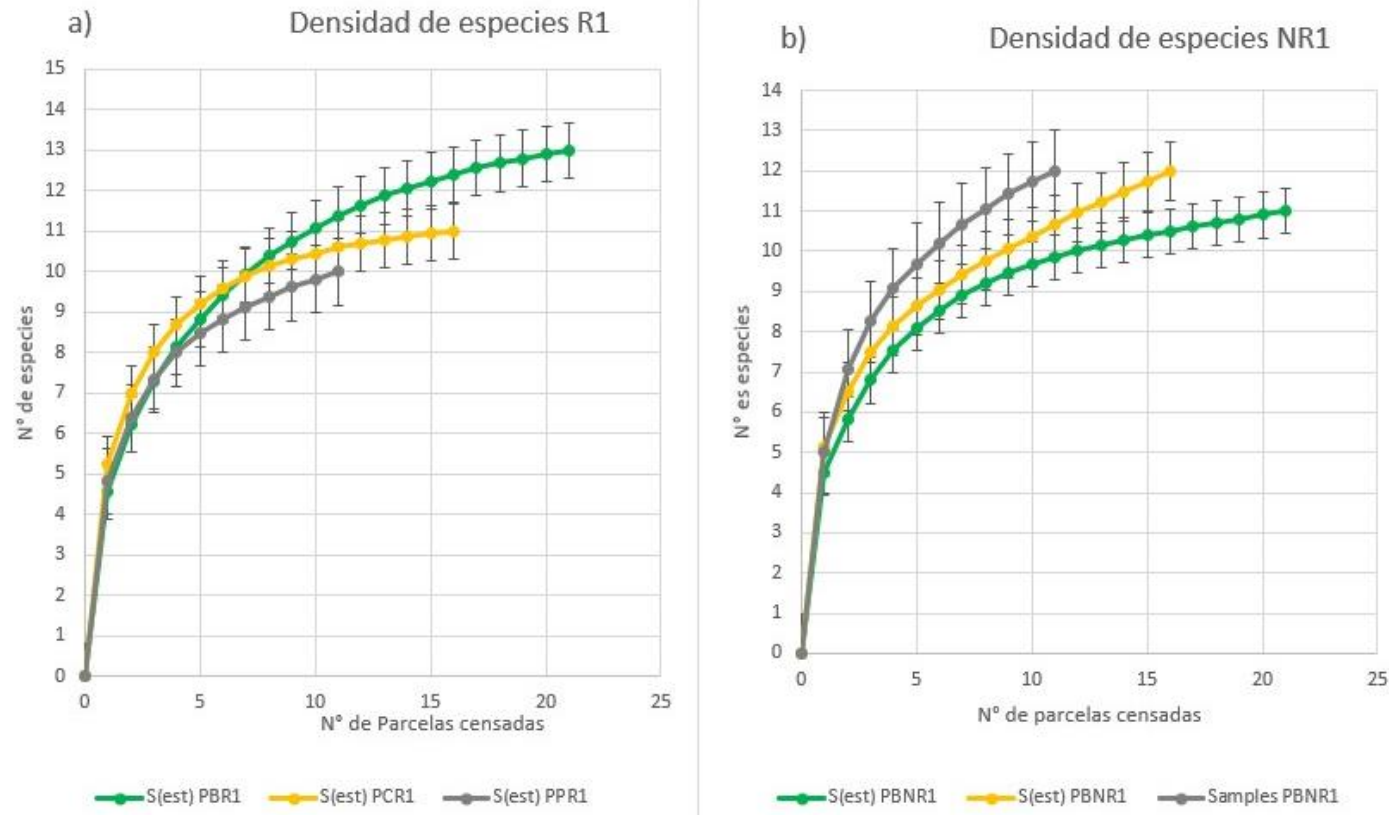


Figura 2.5. Curvas de rarefacción o densidad de especies en las parcelas censadas en la temporada primavera/verano (a) y otoño/invierno (b) del primer año de muestreo. PBR1 (parcelas bosque temporada R1), PCR1 (parcelas cultivo temporada R1), PPR1 (parcelas pastizal R1), PBNR1 (parcelas bosque temporada NR1), PCNR1 (parcelas cultivo temporada NR1), PPNR1 (parcelas pastizal NR1).

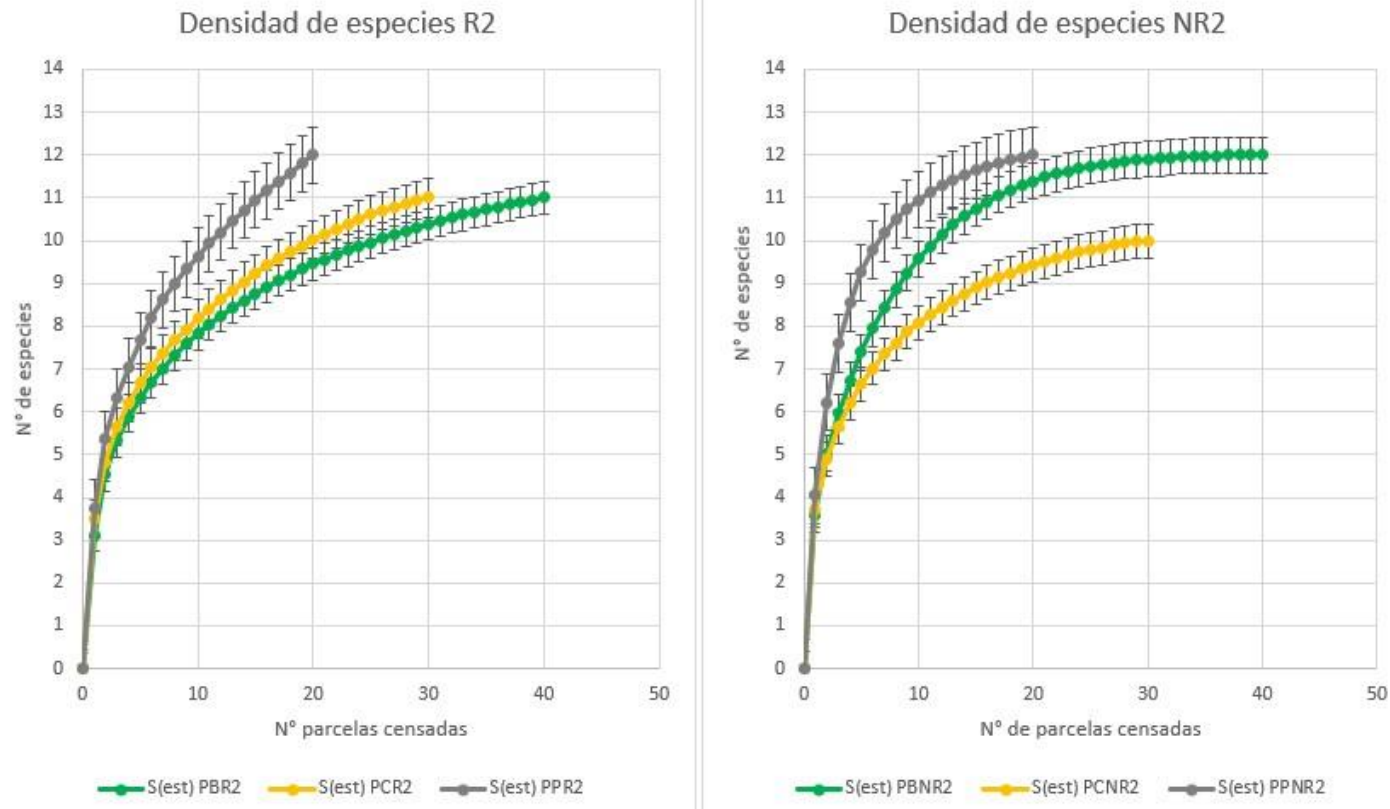


Figura 2.6. Curvas de rarefacción o densidad de especies en parcelas en la temporada primavera/verano (a) y otoño /invierno (b) del segundo año de muestreo. PBR2 (parcelas bosque temporada R2), PCR2 (parcelas cultivo temporada R2), PPR2 (parcelas pastizal R2), PBNR2 (parcelas bosque temporada NR2), PCNR2 (parcelas cultivo temporada NR2), PPNR2 (parcelas pastizal NR2).

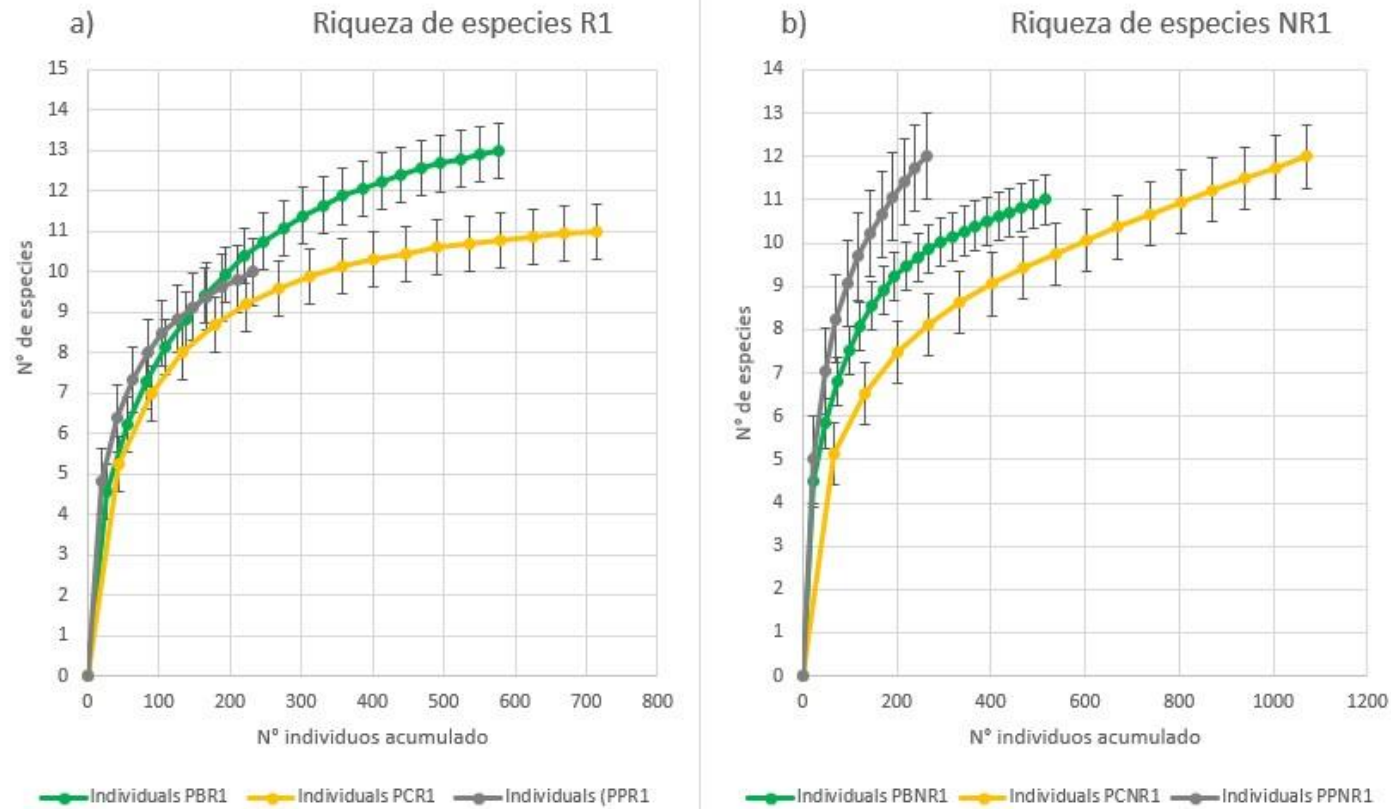


Figura 2.7. Curvas de rarefacción o acumulación de especies en parcelas en la temporada primavera/verano (a) y otoño /invierno (b) del primer año de muestreo. PBR1 (parcelas bosque temporada R1), PCR1 (parcelas cultivo temporada R1), PPR1 (parcelas pastizal R1), PBNR1 (parcelas bosque temporada NR1), PCNR1 (parcelas cultivo temporada NR1), PPNR1 (parcelas pastizal NR1).

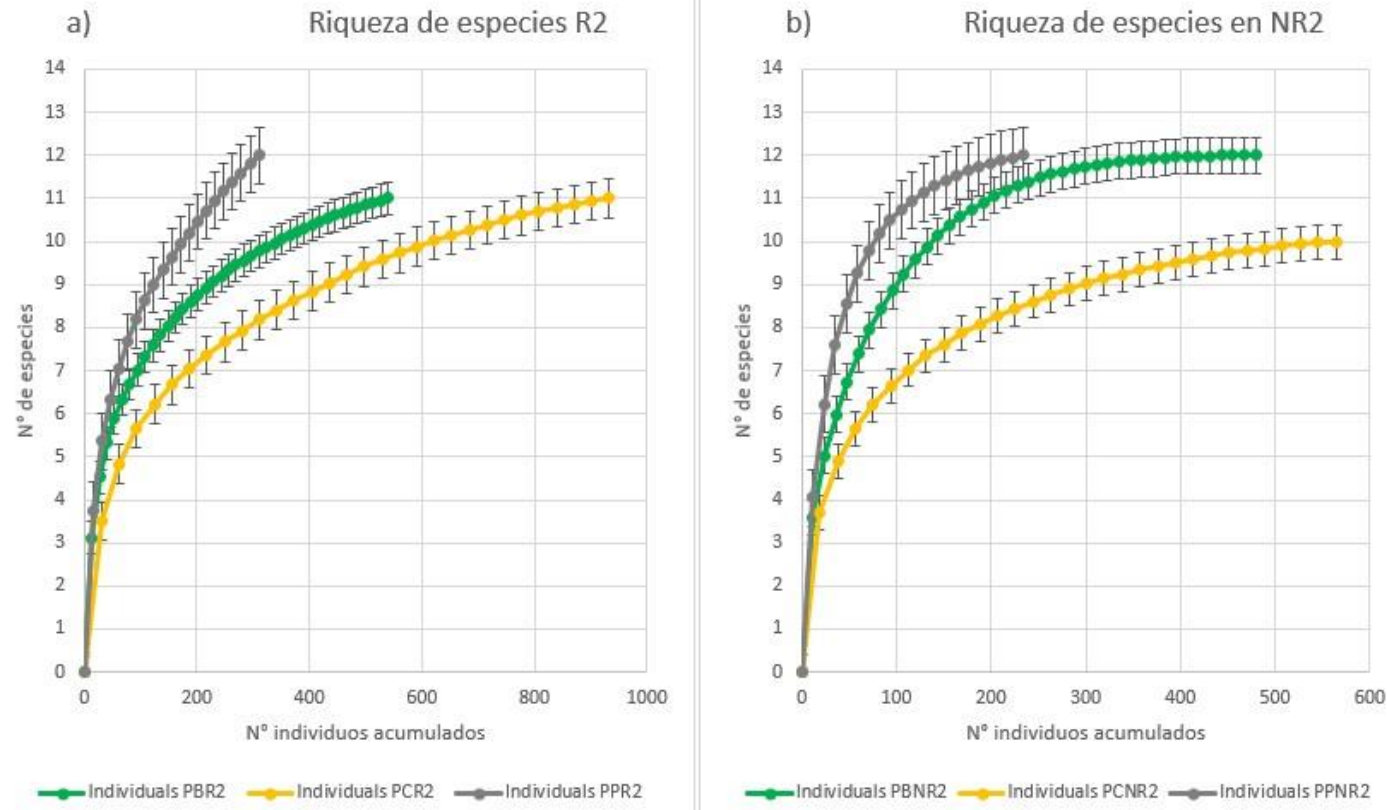


Figura 2.8. Curvas de rarefacción o acumulación de especies en parcelas en la temporada primavera/verano (a) y otoño /invierno (b) del segundo año de muestreo. PBR2 (parcelas bosque temporada R2), PCR2 (parcelas cultivo temporada R2), PPR2 (parcelas pastizal R2), PBNR2 (parcelas bosque temporada NR2), PCNR2 (parcelas cultivo temporada NR2), PPNR2 (parcelas pastizal NR2).

Efectos de la cobertura vegetal y la presión antrópica sobre la abundancia y la riqueza de rapaces

Los correlogramas en base al Índice I de Moran de la abundancia y la riqueza de aves rapaces en el Espinal indican que no hay presencia de autocorrelación espacial ni en la abundancia de individuos ni en la riqueza de especies de aves rapaces en nuestra área de estudio (Fig. 2.9 y Fig. 2.10).

Autocorrelación espacial:

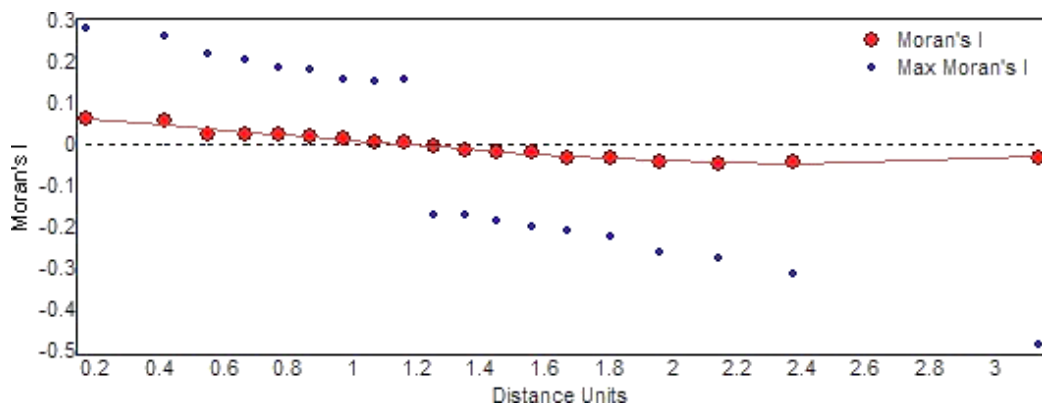


Figura 2.9. Correlograma en base al Índice I de Moran de la abundancia de aves rapaces en el Espinal. Indica que no hay presencia de autocorrelación espacial en las variables respuesta (abundancia) dado que los valores se mantienen entre +0.2 y -0.2 o menores.

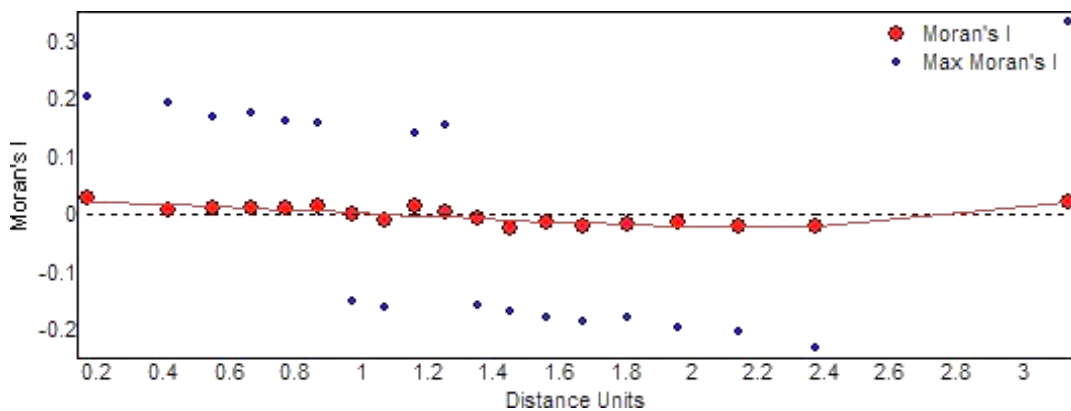


Figura 2.10. Correlograma en base al Índice I de Moran de la riqueza de aves rapaces en el Espinal. Indica que no hay presencia de autocorrelación espacial en las variables respuesta (riqueza) dado que los valores se mantienen entre +0.2 y -0.2 o menores.

Análisis a escala de paisaje

Los modelos realizados para evaluar la variación en la abundancia de aves rapaces en función del año, la temporada, las distintas coberturas vegetales, variables climáticas, de estructura de paisaje y de la presión antrópica indican que la abundancia varió entre temporadas y en relación a la cobertura agrícola y cobertura de arbustal. Las dos coberturas de vegetación (agrícola y arbustal) que quedaron retenidas tuvieron un efecto positivo sobre la abundancia, que además fue mayor en la temporada otoño/invierno (Tabla 2.6). Las variables cobertura de bosque, cobertura de pastizal, densidad poblacional (DENSPOBL), distancia a localidades (D_LOCALI), TMA, IHA y año no fueron significativas ($p > 0.05$) por lo tanto fueron excluidas de los modelos. Todos los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. El ajuste del modelo fue muy bueno y explicó un parte importante de la varianza ($R^2_c > 70\%$, con una R^2 marginal superior al 35% y las variables son significativas con coeficientes > 0.10).

Tabla 2.6. Modelo final del GLMM en los que se modeló la abundancia de aves rapaces a escala de paisaje en relación al año, la cobertura vegetal, la presión antrópica, la estructura de paisaje, la variación biogeográfica y la época del año (temporada primavera/verano vs. temporada otoño/invierno) en el Caldenal, la zona de influencia del Espinal en la provincia de La Pampa. La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 37.53% (R^2 marginal) y la proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras fijas como aleatorias fue del 73.57% (R^2 condicional).

Variabes	Coficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	2.0756	0.1152			
Temporada			1	9.6548	0.0018886 **
Otoño/Invierno	0.2210	0.0711			
AGRÍCOLA	0.3634	0.0469	1	6.0082	9.095e-15 ***
ARBUSTAL	0.1737	0.0465	1	1.3934	0.0001893 ***

Los modelos construidos para evaluar la variación en la riqueza de especies en función de las variables analizadas a escala de paisaje, retuvieron sólo cuatro variables significativas: el año, la cobertura de bosque, la cobertura de pastizal y la distancia a localidades. En este sentido, la riqueza de especies fue mayor en sitios con menor cobertura de bosque y pastizal, en sitios alejados de localidades, y fue menor en el primer año de muestreo en relación al segundo año de muestreo. El resto de variables de cobertura vegetal (agrícola y arbustal), las variables antrópicas (DENSPOBL y D_LOCALI), climáticas (TMA), de estructura de paisaje (IHA) y la temporada no fueron significativas ($p > 0.05$) y por lo tanto fueron excluidas de los modelos (Tabla 2.7). Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. Sin embargo, el ajuste del modelo de acuerdo

a la varianza explicada fue bastante bajo ($R^2_c < 20\%$), así como la magnitud de los coeficientes de las variables significativas tienen coeficientes (< 0.10 a excepción del año) lo que indica un bajo soporte estadístico a los efectos de la cobertura de bosque, cobertura de pastizal y distancia a las localidades sobre la riqueza de aves rapaces a escala de paisaje.

Tabla 2.7. Modelo obtenido del GLMM en el que se modeló la riqueza de especies de aves rapaces a escala de paisaje en relación al año de muestreo, la cobertura vegetal, la presión antrópica, la estructura de paisaje, la variación biogeográfica y la época del año (temporada primavera/verano vs. temporada otoño/invierno) en el Caldenal, la zona de influencia del Espinal en la provincia de La Pampa. Tanto la proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos (R^2 marginal) y la proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras fijas como aleatorias (R^2 condicional) fue del 11.96%.

Variable	Coeficiente	SE	Chisq	GL	Pr(>Chisq)
Intercepto	1.4316	0.0952			
Año			1.5369	1	8.84e-05 ***
Año 2	0.2123	0.0541			
BOSQUE	-0.0845	0.0271	9.6623	1	0.0018 **
PASTIZAL	-0.0910	0.0287	1.0051	1	0.0015 **
D_LOCALI	-0.0578	0.0267	4.6809	1	0.0305 *

Análisis a escala local

En el análisis a escala local, los modelos construidos para evaluar la variación en la abundancia de rapaces en función del año, la temporada, los de uso de suelo, la estructura de las distintas coberturas de uso en el entorno de los puntos, la variación climática y las variables antrópicas, indican que las únicas variables que influyen de forma significativa y que por lo tanto quedan retenidas en el modelo final son: cobertura agrícola, la temporada y el Índice de Heterogeneidad Ambiental (IHA) (Tabla 2.8). Según este análisis, la abundancia de rapaces aumenta conforme aumenta el porcentaje de cobertura agrícola, la homogeneidad del paisaje y es mayor en la temporada otoño/invierno que en la primavera/verano. Las variables año, cobertura de bosque, cobertura de pastizal, cobertura de arbustal, distancia a localidad (D_LOCALI), densidad poblacional (DENSPOBL) y Temperatura Media Anual (TMA) fueron no significativas ($p > 0.05$) y por lo tanto fueron excluidas de los modelos. Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. El ajuste del modelo fue bastante bueno $R^2_c > 50\%$ aunque bastante menor para la varianza marginal que explicó algo más del 8%. Las variables significativas incluidas en el modelo tuvieron en general un buen soporte (coeficientes > 0.10 , excepto el IHA).

La riqueza de aves rapaces a escala local estuvo asociada positivamente con el año

de muestreo y negativamente con la cobertura de bosques. Esto indica que el número de especies fue mayor en el segundo año de muestreo y disminuyó al incrementarse la cobertura boscosa (Tabla 2.9). Las variables temporada, coberturas (agrícola, arbustal y pastizal), distancia a localidad (D_LOCALI) y densidad poblacional (DENSPOBL), IHA y TMA fueron no significativas ($p > 0.05$) y por lo tanto fueron excluidas de los modelos. Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. El ajuste de este modelo fue muy bajo ($R^2_c < 5\%$) lo que indica que la importancia de los efectos encontrados es mínima (es decir, el efecto del año y el bosque sobre la riqueza de aves rapaces a escala de local es mínimo en relación a otros factores no medidos en el presente trabajo).

Tabla 2.8. Modelo obtenido del GLMM en el que se modeló la abundancia de aves rapaces a escala local en relación al año, la cobertura vegetal (agrícola, bosque, arbustal y pastizal), la estructura de paisaje (IHA), la variación biogeográfica (TMA), la presión antrópica (DENSPOBL y D_LOCALI) y la época del año (temporada primavera/verano vs. temporada otoño/invierno) en el Caldenal, la zona de influencia del Espinal en la provincia de La Pampa. El análisis se realizó en base a 552 puntos fijos censados. La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 8.48% (R^2 marginal) y la proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras fijas como aleatorias fue del 51.45% (R^2 condicional).

VARIABLES	Coeficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	0.7277	0.1027			
Temporada			1	1.6123	5.934e-05 ***
Otoño/Invierno	0.2229	0.0555			
AGRÍCOLA	0.1633	0.0428	1	1.4532	0.0001378 ***
IHA	-0.0036	0.0016	1	4.7457	0.0293714 *

Tabla 2.9. Resultados del GLMM en el que se modeló la riqueza de aves rapaces a escala local, en relación al año, la temporada, las coberturas (pastizal, arbustal, agrícola y bosque), la variación biogeográfica (TMA), la estructura de paisaje (IHA) y la presión antrópica (DENSPOBL y D_LOCALI) en la zona del Espinal en la provincia de La Pampa. La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 2.40% (R^2 marginal) y la proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras fijas como aleatorias fue del 2.98% (R^2 condicional).

VARIABLES	Coeficientes	SE	Chisq	GL	Pr(>Chisq)
Intercepto	0.0206	0.0960			
Año			1.7710	1	2.572e-05 ***
Año 2	0.2288	0.0543			
BOSQUE	-0.0598	0.0259	5.3114	1	0.02119 *

Variación espacial en la comunidad de aves rapaces

El análisis de correspondencia para la época primavera/verano distribuyó las especies y los hábitats a través de dos ejes. El primero, explicó un 74.97% de la inercia mientras que el segundo explicó un 20.21% totalizando un 95.18%. El primer eje divide las especies entre aquellas que utilizan hábitats más naturales (pastizales, bosques y arbustales) frente a los cultivos y pasturas implantadas (cobertura agrícola) que son hábitats con mayor actividad antrópica. En el segundo eje no encontramos una relación entre los valores que toman las distintas coberturas y posibles atributos de dichos hábitats como podrían ser la influencia antrópica, o la estructura de la vegetación (por ejemplo, substratos más complejos como bosque y arbustal frente estructuras más sencillas como pasturas y áreas agrícolas) (Fig. 2.11). De acuerdo a este análisis la comunidad de especies de aves rapaces varía su composición entre los distintos ambientes. El Halconcito colorado, el Gavilán mixto y el Halconcito gris se asociaron positivamente con bosque; Chimango, Aguilucho langostero, Taguató y Águila mora con zonas agrícolas; Carancho y Jote cabeza colorada con bosques, pastizal y arbustal; Caburé, Jote cabeza negra y Halcón plumizo con bosque y arbustal; Lechucita de las vizcacheras con zonas agrícolas y pastizal; Aguilucho común con pastizal y arbustal; Milano blanco con zonas agrícolas y arbustal (Tabla 2.10).

Tabla 2.10. Desvío en los valores de frecuencia esperada en caso de independencia entre variables con respecto a los valores observados de cada especie en la estación primavera/verano. JCC=Jote de cabeza colorada, JCN=Jote de cabeza negra, MB=Milano blanco, GM=Gavilán mixto, AM=Águila mora, T=Taguató, AL=Aguilucho langostero, AA=Aguilucho de alas largas, AC=Aguilucho común, CA=Carancho, CH=Chimango, HG=Halconcito gris, HC=Halconcito colorado, HP=Halcón plumizo, C=Caburé, LV=Lechucita de las vizcacheras.

BOSQUE CULTIVO PASTIZAL ARBUSTAL				
CA	21.17	-23.71	0.52	2.02
HC	27.17	-19.23	-2.5	-5.44
CH	-57.7	89.81	-15.73	-16.38
GM	1.17	-0.82	-0.22	-0.13
C	5.68	-5.21	-1.17	0.71
AL	-9.02	20.38	-8.37	-2.98
JCC	24.63	-61.53	19.39	17.52
LV	-12.05	7.16	6.54	-1.65
JCN	3.43	-4.52	-0.2	1.29
AC	-2.99	-4.93	3.7	4.22
HP	0.5	-0.46	-0.65	0.61
HG	1.75	-1.23	-0.33	-0.19
MB	-2.5	2.54	-0.65	0.61
T	-0.83	1.18	-0.22	-0.13
AM	-0.42	0.59	-0.11	-0.06

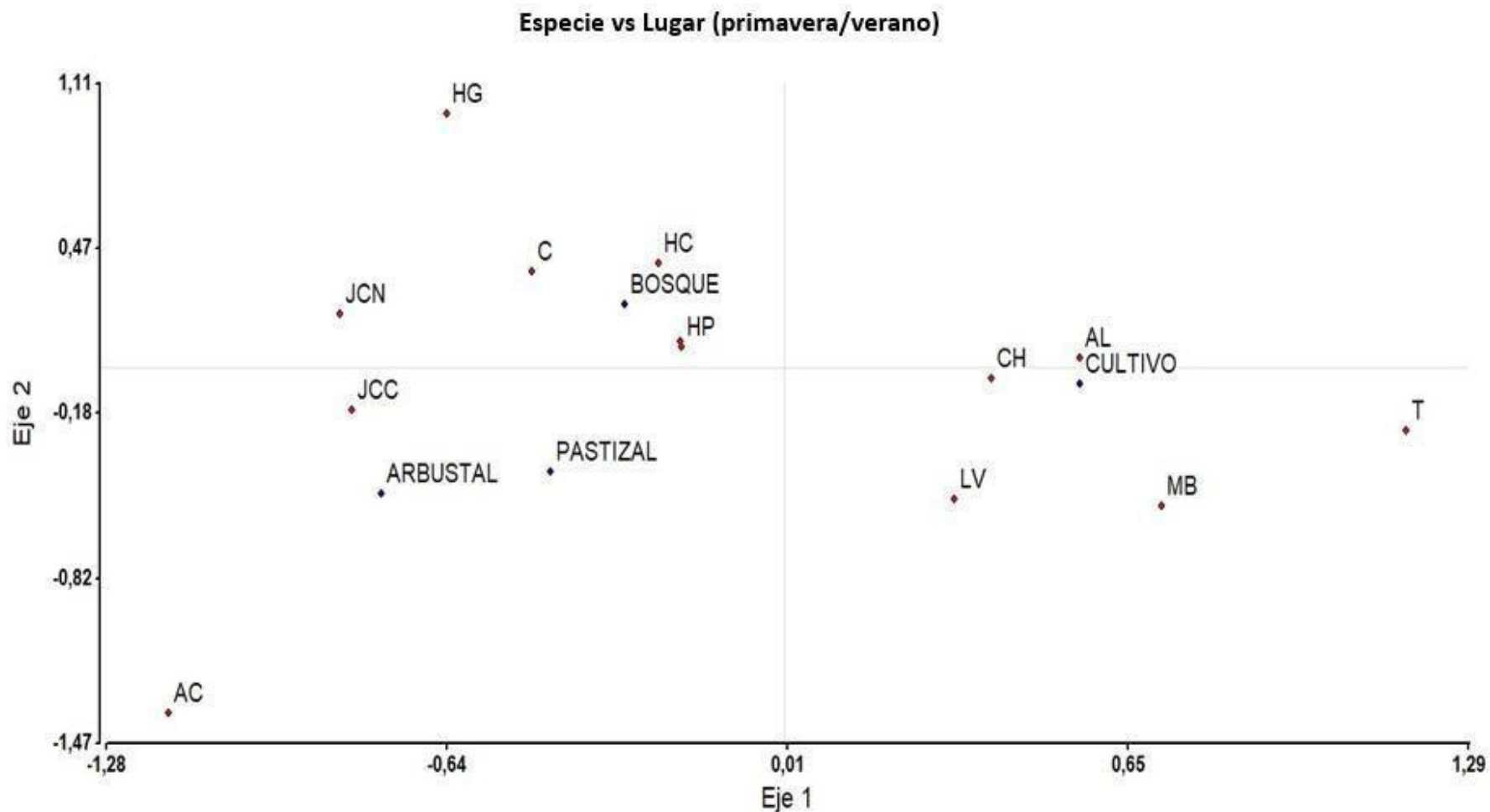


Figura 2.11. Representación gráfica del análisis de correspondencia realizado para la temporada primavera/verano de 2016 relacionando las especies con los usos de suelo (Arbustal, Bosque, Cultivo -se corresponde a la categoría Agrícola de los análisis restantes, incluye cultivos y pasturas implantadas- y Pastizal) .JCC=Jote de cabeza colorada, JCN=Jote de cabeza negra, MB=Milano blanco, GM=Gavilán mixto, AM=Águila mora, , T=Taguató, AL=Aguilucho langostero, AA=Aguilucho de alas largas, AC=Aguilucho común, CA=Carancho, CH=Chimango, HG=Halconcito gris, HC=Halconcito colorado, HP=Halcón plomizo, C=Caburé, LV=Lechucita de las vizcacheras.

El análisis de correspondencia para la época otoño/invierno distribuyó las especies y los hábitats en dos ejes. El primero de los cuales explicó un 61.75% de la inercia mientras que el segundo explicó un 28.76% totalizando un 90.51%. Es decir, el primer eje explicó una mayor parte de la inercia, pero en este caso el segundo eje absorbió un porcentaje mayor de la inercia que en la temporada primavera/verano. Para la temporada otoño/invierno, el primer eje sigue una lógica similar a lo ocurrido en la temporada primavera/verano, separando los hábitats naturales hacia la derecha y los antrópicos hacia la izquierda del gráfico. El segundo eje muestra un patrón indeterminado y similar a lo ocurrido para la temporada primavera/verano (Fig. 2.12 y Tabla 2.11). Este análisis muestra las siguientes asociaciones: Caburé con bosque; Chimango, Taguató y Milano blanco con zonas agrícolas; Carancho, Águila mora y Jote cabeza colorada con bosque, pastizal y arbustal; Halconcito gris, Aguilucho común, Lechucita de las Vizcacheras y Gavilán ceniciento con pastizal y arbustal; Halconcito colorado con bosque y áreas agrícolas; Halcón plumizo con cobertura agrícola y arbustal; y Jote cabeza negra con bosque y arbustal.

Tabla 2.11. Desvío en los valores de frecuencia esperada en caso de independencia entre variables con respecto a los valores observados de cada especie. JCC=Jote de cabeza colorada, JCN=Jote de cabeza negra, MB=Milano blanco, GC=Gavilán ceniciento, GM=Gavilán mixto, AM=Águila mora, T=Taguató, AC=Aguilucho común, CA=Carancho, CH=Chimango, HG=Halconcito gris, HC=Halconcito colorado, HP=Halcón plumizo, C=Caburé, LV=Lechucita de las vizcacheras y Lc=Lechuzón de campo.

	<u>BOSQUE</u>	<u>CULTIVO</u>	<u>PASTIZAL</u>	<u>ARBUSTAL</u>
CH	-31.72	50.33	-15.47	-3.15
HC	21.43	4.69	-15.06	-11.07
HP	-2.47	3.81	-1.55	0.21
CA	26.45	-30.1	3.25	0.4
C	5.19	-3.6	-0.98	-0.61
HG	-0.3	-6.99	7.17	0.13
AC	-7.62	-8.19	12.04	3.78
JCN	6.55	-11.99	-0.25	5.69
T	-1.25	1.8	-0.42	-0.13
LV	-7.53	-1.99	6.05	3.47
MB	-8.79	11.61	-1.68	-1.14
GC	-2.64	-3.39	4.74	1.3
AM	0.26	-1.6	0.73	0.61
JCC	2.43	-4.4	1.44	0.52

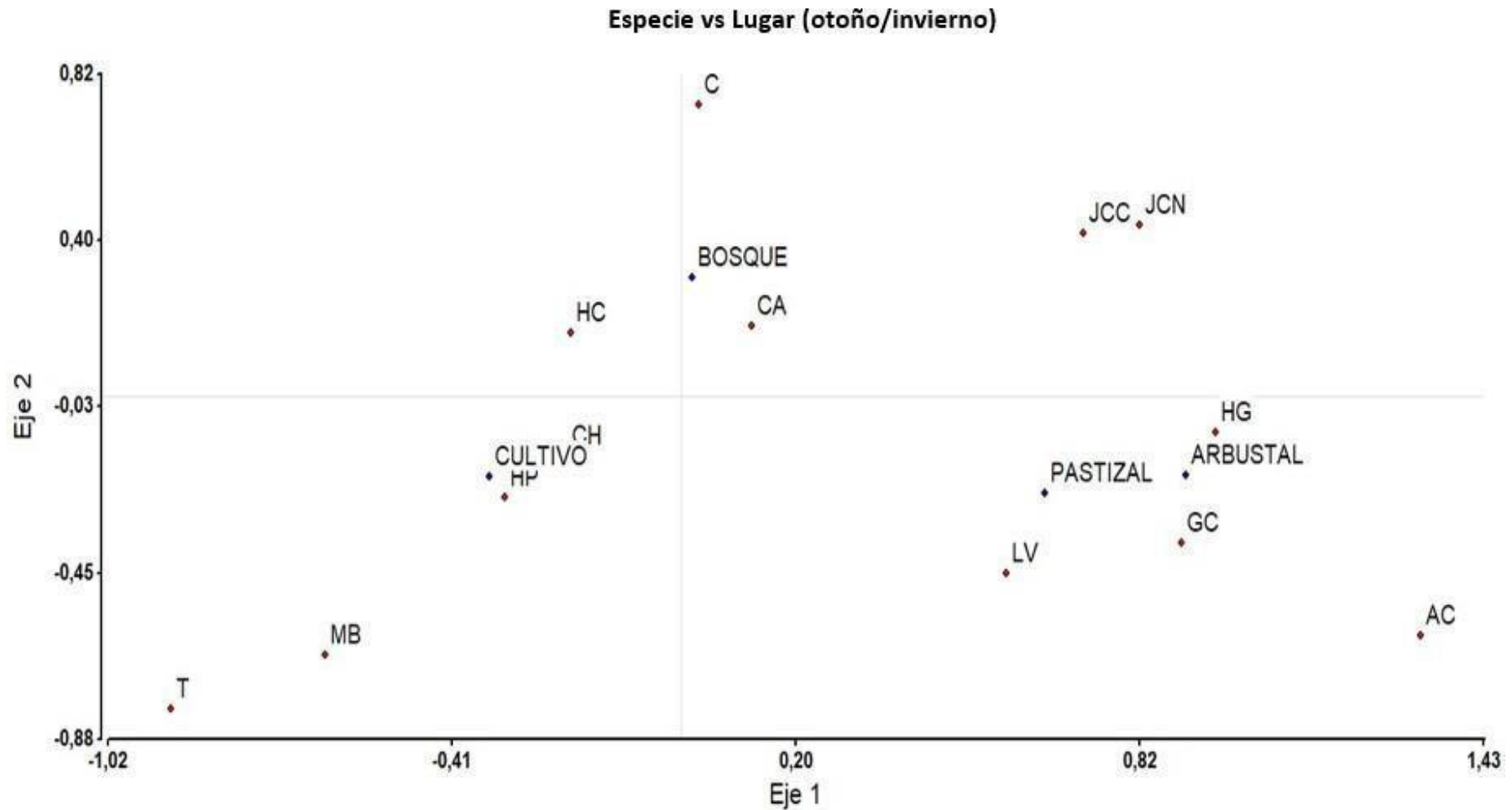


Figura 2.12. Representación gráfica del análisis de correspondencia realizado para la temporada otoño/invierno de 2016 (NR) relacionando las especies con los usos de suelo (Arbustal, Bosque, Cultivo –se corresponde a la categoría Agrícola de los análisis restantes, incluye cultivos y pasturas implantadas- y Pastizal). JCC=Jote de cabeza colorada, JCN=Jote de cabeza negra, MB=Milano blanco, GM=Gavilán mixto, AM=Águila mora, T=Taguató, AL=Aguilucho langostero, AA=Aguilucho de alas largas, AC=Aguilucho común, CA=Carancho, CH=Chimango, HG=Halconcito gris, HC=Halconcito colorado, HP=Halcón plumizo, C=Caburé, LV=Lechucita de las vizcacheras

Gremios tróficos:

El primer eje explicó un 94.84% (es decir que prácticamente toda la asociación se da en el marco de este eje) el segundo eje 4.56%, lo que da un total de 99.4% (Tabla 2.12 y Fig. 2.13). El análisis de correspondencia entre gremios y lugar en la temporada primavera/verano da una asociación positiva entre aquellas especies oportunistas con las zonas agrícolas; las especies insectívoras una doble asociación positiva con bosque y en menor medida, con las zonas agrícolas, mientras que presentan una relación negativa con los pastizales y especialmente con el arbustal. Por su parte las rapaces que centran su dieta en vertebrados mostraron una asociación positiva con el arbustal y el bosque y en menor medida con el pastizal, mientras que presentaron una asociación negativa con la cobertura agrícola. Finalmente, las rapaces carroñeras mostraron una relación positiva con el bosque y también con el pastizal y el arbustal, mientras que mostraron una relación negativa con la cobertura agrícola.

Tabla 2.12. Desvío en los valores de frecuencia esperada en caso de independencia entre variables con respecto a los valores observados de cada gremio en la estación primavera/verano. O = oportunistas, V= consumidores de vertebrados, CÑ = carroñeros, I = insectívoros.

	BOSQUE	CULTIVO	PASTIZAL	ARBUSTAL
O	-38.01	70.26	-16.89	-15.36
I	7.64	3.4	-2.22	-8.82
V	2.68	-8.64	0.33	5.63
CÑ	27.69	-65.02	18.78	18.56

En el análisis de correspondencia de gremios vs lugar de la temporada otoño/invierno el primer eje explica un 62.48%, el segundo eje un 34.85%, lo que da un total del 97.33% (Tabla 2.13 y Fig. 2.14). Si bien en este análisis, el primer eje explica menos variación, los resultados son similares: las rapaces omnívoras están asociadas positivamente con las zonas agrícolas; las que basan su dieta en los invertebrados estuvieron relacionadas positivamente con el bosque y en menor medida con la cobertura agrícola y negativamente con pastizal y arbustal; las rapaces que basan su dieta en el consumo de vertebrados tuvieron una asociación positiva con la cobertura de pastizal, en menor medida arbustal y tuvieron una asociación negativa con las zonas agrícolas y especialmente con las zonas de bosque. Finalmente, las rapaces carroñeras mostraron una relación positiva con la cobertura de bosque, en menor medida arbustal y arbustal, nuevamente este gremio mostró una relación netamente negativa con las zonas agrícolas.

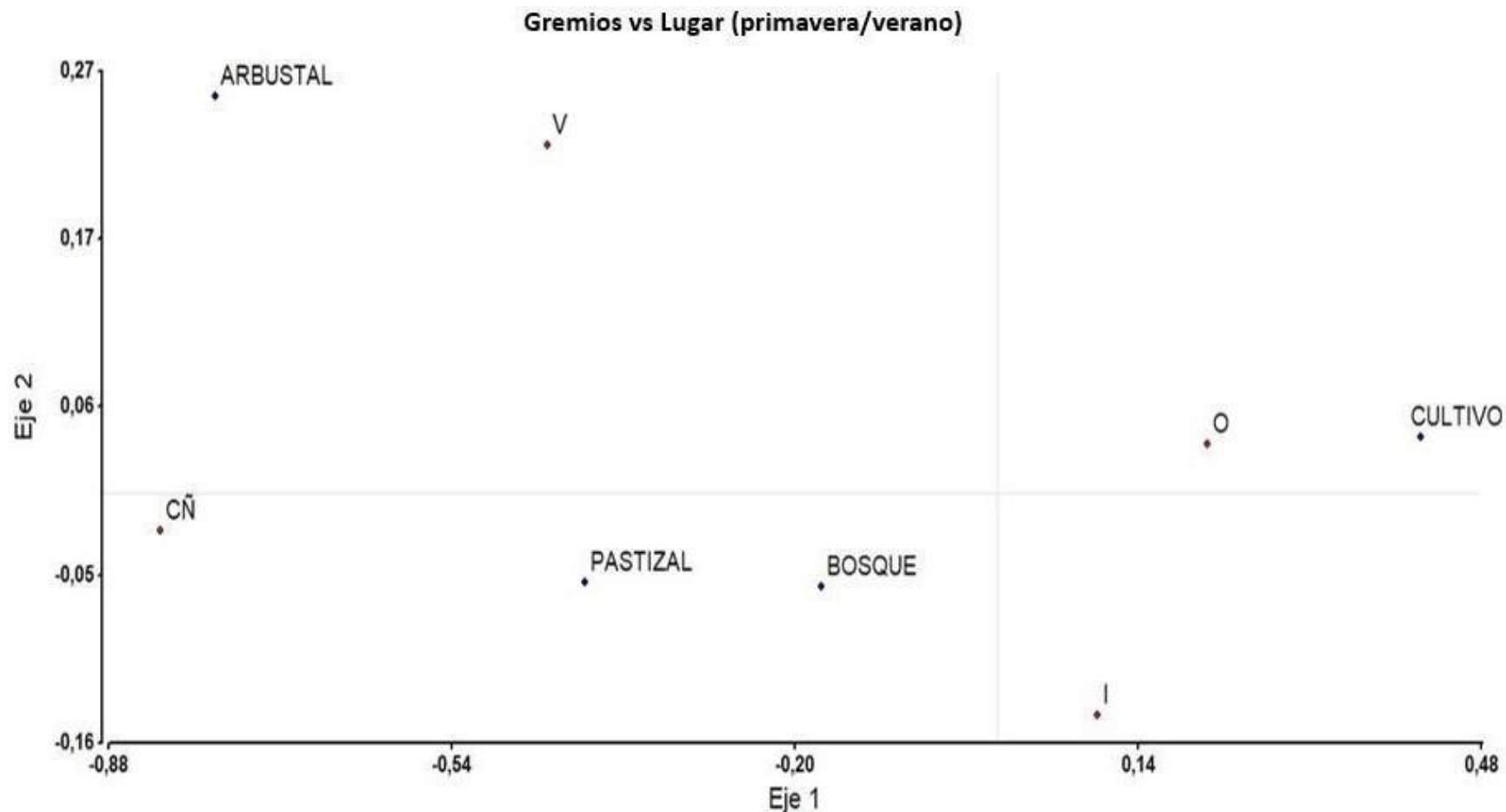


Figura 2.13. Representación gráfica del análisis de correspondencia realizado para la temporada primavera/verano de 2016 relacionando los gremios tróficos con los usos de suelo (Arbustal, Bosque, Cultivo - se corresponde a la categoría Agrícola de los análisis restantes, incluye cultivos y pasturas implantadas- y Pastizal). O = oportunistas, CÑ = carroñeros, I = insectívoros, V = consumidores de vertebrados.

Tabla 2.13. Desvío en los valores de frecuencia esperada en caso de independencia entre variables con respecto a los valores observados de cada gremio en la estación otoño/invierno. O = oportunistas, V= consumidores de vertebrados, CÑ = carroñeros, I = insectívoros.

	BOSQUE	CULTIVO	PASTIZAL	ARBUSTAL
O	-5.11	19.29	-11.8	-2.39
I	13.98	2.28	-8.81	-7.44
V	-17.86	-5.13	19.39	3.6
CÑ	8.99	-16.44	1.22	6.23

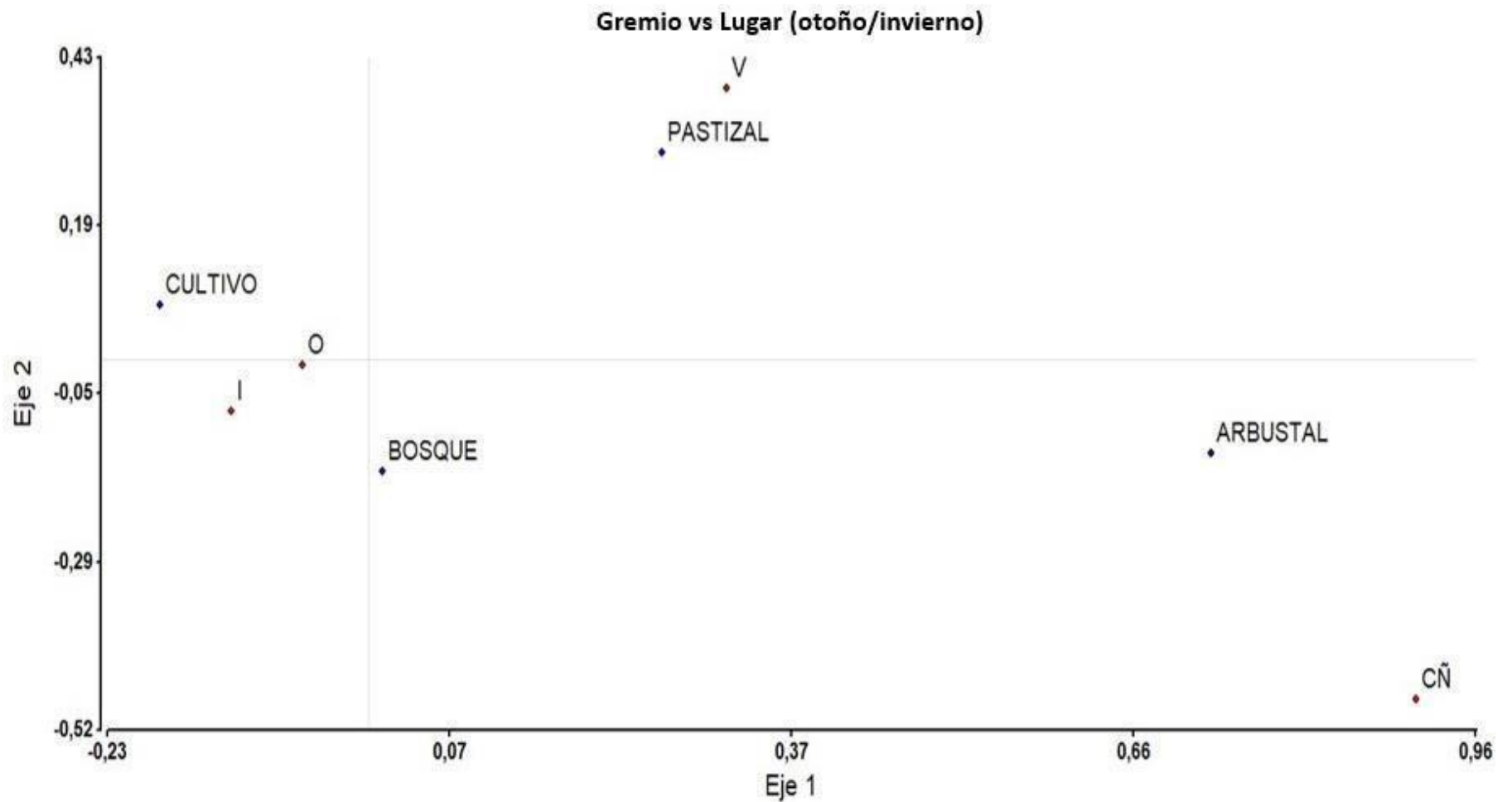


Figura 2.14. Representación gráfica del análisis de correspondencia realizado para la temporada otoño/invierno de 2016 relacionando los gremios tróficos con los usos de suelo (Arbustal, Bosque, Cultivo -se corresponde a la categoría Agrícola de los análisis restantes, incluye cultivos y pasturas implantadas- y Pastizal). O = oportunistas, CÑ = carroñeros, I = insectívoros, V = consumidores de vertebrados.

DISCUSIÓN

En el presente trabajo, se evaluó la abundancia y riqueza de rapaces en gran parte de la distribución histórica del Espinal en todo el centro y norte de la provincia de la Pampa y las zonas de transición desde este hábitat hacia los ecosistemas con los que linda, las Llanuras Pampeanas al este y la ecorregión del Monte al oeste, analizándose además cómo varió dicha abundancia y riqueza en relación a los usos de la tierra, a variables de presión humana, a variables biogeográficas, de estructura de paisaje, entre temporadas (primavera/verano y otoño/invierno), en dos años consecutivos y además a dos escalas de muestreo (local y paisaje). Es, por lo tanto, la primera evaluación cuantitativa a gran escala de la abundancia y riqueza de aves rapaces en la porción del Espinal mejor conservada de Argentina, los caldenales que atraviesan la provincia de La Pampa (SA y DS 2006). Si bien existen trabajos previos en los que se analizó información de censos de ruta, y se evaluó abundancia de rapaces y su riqueza específica para la ecorregión, estos trabajos se limitaron a un único recorrido por ruta, en época reproductiva (Travaini *et al.* 1994, Carrete *et al.* 2009). Por lo tanto, no pueden compararse con la enorme extensión de superficie evaluada en este trabajo.

A pesar del esfuerzo realizado, hay que tener en cuenta algunas cuestiones a la hora de interpretar los resultados. La detectabilidad es un factor importante a tener en cuenta cuando se encarán censos para estimar la presencia o la abundancia de las aves (Tellería 1986, Potti & Tellería 1986). Los ambientes más abiertos podrían haber favorecido la detección de un mayor número de especies en los censos. Las aves rapaces suelen vivir en bajas densidades y son difíciles de detectar, por lo que los métodos empleados generalmente para evaluar las poblaciones de aves a veces no son adecuados (Forsman y Solohen 1984, Thiollay 1989, Bibby *et al.* 1992). Las estimaciones precisas de riqueza y abundancia de especies requieren la realización de censos en áreas extensas y la realización de un gran número de conteos (Mañosa *et al.* 2002), algo que sin duda se alcanza en el presente trabajo. Esto no permite evaluar la detectabilidad, pero sí permite mejorar la cobertura espacial del área de estudio, la posibilidad de tener un tamaño muestral adecuado de registros para especies poco abundantes o visibles. Para evaluar diferencias en detectabilidad deberían haberse usado métodos más precisos de muestreo, teniendo en cuenta distancias y ángulos de detección y corrigiendo por detectabilidad, por ejemplo, a través del programa Distance. Algunos datos obtenidos durante el trabajo sugieren la necesidad de utilizar otros métodos para obtener una visión más completa de algunas de las especies que componen la comunidad de rapaces. Por ejemplo, en el presente trabajo, el número de Gavilanes cenicientos detectados entre los puntos de censo y las rutas que unían dichos puntos dentro de cada parcela fue de 61 individuos, sin embargo, si se consideran sólo los puntos de censo

(utilizados en los análisis) tan sólo se registraron 16 gavilanes. Es decir, es evidente que censos desde vehículo en movimiento darían valores mucho más elevados de la presencia de esta especie. De igual forma, especies raras como el Águila coronada, el Aguilucho de alas largas o el Lechuzón de campo, sólo fueron detectadas en las rutas entre los puntos de muestreo, pero nunca desde los puntos de censo, lo que sugiere que, para estas especies, la metodología para evaluar sus abundancias debe ser distinta y posiblemente con estrategias de muestreo y metodologías de censo específicas y dirigidas en particular a esas especies. Por supuesto, en algunos casos podría tratarse también de especies tan escasas en el medio que no hay posibilidad de registrar un tamaño muestral adecuado para realizar análisis sólidos.

Otras fuentes de sesgo que se pueden dar en este tipo de trabajos, pueden ser: el incumplimiento de los supuestos del método de muestreo seleccionado, la no estandarización del esfuerzo, las propias características del hábitat (las aves son más conspicuas en hábitats abiertos que cerrados), las propias especies de aves (diferentes especies de aves varían en su susceptibilidad de ser detectadas y contadas, unas son más ruidosas que otras), la actividad de las aves (la detectabilidad puede variar en función de la actividad de los individuos) y la densidad de las aves (a densidades altas el observador se puede ver rebasado por el número de aves a localizar, reconocer y contar) (Bibby *et al.* 1992, Wunderle 1994, Ralph *et al.* 1996).

En el presente trabajo se realizaron censos en ambientes muy distintos, lo que puede haber sesgado los resultados. En particular, las áreas de pastizal y agrícolas, presentan a priori un mayor campo de visión que las zonas de arbustal y sobre todo que las de bosque, por la misma estructura de la vegetación. Esto podría hacer que se hayan infravalorado tanto la abundancia como la diversidad de especies presentes en los ambientes estructuralmente más complejos. Sin embargo, hay que destacar que, en nuestra área de estudio, los lindes de campos situados en zonas de bosque y arbustal, tienen que tener por ley una picada perimetral amplia de al menos 10 metros, lo que unido a las banquinas en los caminos principales hace que en la mayoría de los puntos de censo exista una distancia de entre 25 y 80-100 m de visibilidad libre hasta el límite del bosque o arbustal. Además, las características del Caldenal, bosques de baja altura y con muchas zonas abiertas generan que las condiciones de visibilidad en muchos puntos sean muy buenas mientras que, en contraste, en muchas zonas rurales de la zona agrícola, la existencia de arboledas y cortinas de árboles de especies exóticas pueden llegar a limitar de forma importante la visibilidad lo que reduciría los posibles sesgos.

Al contrario que en otros trabajos similares en zonas de la Región Pampeana o del

Espinal (Fillooy & Bellocq 2007, Carrete *et al.* 2009), en este trabajo se registró una mayor abundancia de aves rapaces en las zonas agrícolas (ambientes más antropizados) que en los otros ambientes muestreados (ambientes relativamente naturales). Esta relación se mantuvo, tanto desde los valores brutos (a pesar de ser menor el número de parcelas censadas en áreas agrícolas en comparación con por ejemplo las parcelas de bosque) como en las diferencias de promedio entre tipo de parcela analizadas a través de modelos lineales. Además, tanto a escala de paisaje como a escala local, la cobertura agrícola tuvo efecto positivo sobre la abundancia de rapaces. A escala local, aquellos paisajes más fragmentados o con un mayor índice de heterogeneidad, presentarían un menor número de rapaces.

Si bien las zonas agrícolas y, particularmente los cultivos o pasturas implantadas en la zona de estudio, suelen considerarse negativos para las aves rapaces (Grande *et al.* 2018), muchas especies, son capaces de adaptarse bien a los ambientes agrícolas llegando a reunir densidades elevadas de individuos (Tella *et al.* 1998, Herremans y Herremans- Tonnoeyr 2000, Donázar *et al.* 2002, Martínez *et al.* 2003a). Estas diferencias de respuesta pueden deberse a distintas características particulares de las especies, como su tamaño corporal, los hábitos de alimentación y reproducción, la capacidad de dispersión o la sensibilidad a la presencia antrópica. Por ejemplo, se ha visto que las especies especialistas de bosques tropicales son más vulnerables a la transformación del hábitat que las especies que habitan en regiones áridas y templadas, que pueden responder incluso positivamente a la fragmentación y transformación del hábitat (Jullien y Thiollay 1996, Rodríguez-Estrella *et al.* 1998, Grande *et al.* 2018). Por su parte, las aves rapaces que anidan en el suelo suelen verse más afectadas por la transformación de los pastizales en tierras de cultivo (Sánchez-Zapata *et al.* 2003, Grande *et al.* 2018), algo detectado por ejemplo en las llanuras pampeanas para especies como el Lechuzón de campo o el Gavilán planeador (*Circus buffoni*) (Pedrana *et al.* 2008, Codesido *et al.* 2008, Codesido *et al.* 2011). Diversos trabajos que han analizado la relación entre la presencia o abundancia de rapaces en zonas agrícolas sugieren que la mayoría de las especies usan de forma preferente los campos con pasturas implantadas o rastrojos antes que los lotes con cultivos, incluso en especies que se habrían beneficiado con la expansión e intensificación agrícola (Leveau y Leveau 2002, Fillooy y Bellocq 2007, Pedrana *et al.* 2008, Gavier- Pizarro *et al.* 2012, Baladrón *et al.* 2017). Desafortunadamente, la categorización de las capas usadas en este trabajo no nos permite separar el uso de estos tipos de hábitat dentro de las zonas agrícolas.

Los cambios asociados con las actividades humanas pueden crear nuevos hábitats de cría, incrementar la abundancia de determinadas presas o alterar las relaciones interespecíficas de forma que determinadas especies generalistas pueden verse beneficiadas

(Donázar *et al.* 1993, Grande *et al.* 2018). Particularmente, en nuestra área de estudio, la cobertura de tierras agrícolas se correlacionó positivamente con las precipitaciones ($r=0.71$), lo cual es lógico ya que la principal limitación a la expansión de las áreas agrícolas y sobre todo de la agricultura en la región (relativamente llana), viene dada por las precipitaciones y la idoneidad edáfica de los suelos, que disminuyen de noreste a suroeste (Caviglia *et al.* 2010). Es decir, las tierras más productivas y con mayores precipitaciones son las que se han destinado a la producción agrícola, mientras que las tierras que se encuentran al sur y al oeste, han conservado más o menos modificadas, sus coberturas de bosque, pastizales y arbustales nativos originales. Varios trabajos han indicado ya relaciones similares en zonas semiáridas o áridas como nuestra área de estudio, donde las zonas agrícolas concentran una mayor productividad primaria, una mayor riqueza de presas y, en consecuencia, una mayor abundancia de aves rapaces (Rodríguez-Estrella *et al.* 1998) o cambios positivos en los parámetros reproductivos en algunas especies de rapaces generalistas que las habitan (Smith *et al.* 2016). Cabe destacar que dos de las especies que mostraron una asociación con la cobertura agrícola fueron el Chimango (la especie más numerosa con diferencia en los censos) y el Aguilucho langostero, ambas especies que comparten hábitos gregarios y que pueden concentrarse en grandes números (los primeros crían en colonias y los segundos se agregan en grandes dormideros comunales), lo que podría estar mediando la relación encontrada. Esta relación se vio reflejada también en el análisis de la asociación de grupos de rapaces en función del gremio trófico en el que se integraban, dado que las rapaces oportunistas (en este trabajo Chimangos y Caranchos) estuvieron asociadas positivamente con la cobertura agrícola. En cualquier caso, estos resultados sugieren que los ambientes más ricos y productivos de la zona de estudio concentran una mayor abundancia de rapaces a pesar de ser las zonas con una mayor presión antrópica. En cualquier caso, no se debe perder de vista que los medios agrícolas son generalmente más abiertos que los ambientes boscosos, por lo que es posible que, en parte, las mayores abundancias detectadas sean debidas a una mayor detectabilidad de las rapaces en los ambientes agrícolas, al menos en la comparación particular con las abundancias de rapaces en ambientes boscosos.

Otro de los ambientes que presentó una relación positiva con la abundancia de rapaces, si bien en menor medida que las coberturas agrícolas, fueron los arbustales, al menos a escala de paisaje. Es posible que los ambientes arbustivos suministren abundante substrato de nidificación (más al menos que los extensos pastizales) y ambientes más abiertos que los bosques, dando mayores posibilidades a la mayoría de las especies que componen la comunidad de aves rapaces típicas de estos ambientes, especies que se alimentan en zonas abiertas pero que requieren árboles o arbustos para poner el nido.

A pesar de la migración de dos especies gregarias y abundantes como el Aguilucho langostero y el Jote de cabeza colorada, la abundancia de rapaces, tanto en los análisis generales (promedio entre tipo de parcela) como en los análisis evaluando las distintas coberturas a escala de paisaje y a escala local, fue mayor en la época de otoño-invierno. Este resultado es muy interesante porque sugiere que además de la incorporación de juveniles producto de la época primavera/verano anterior, probablemente haya un flujo de individuos migradores o divagantes provenientes de otras zonas. Además de la aparición del Gavilán ceniciento, no detectado en los censos en la época de primavera/verano. Las tres especies más comunes y abundantes, el Chimango, el Carancho y el Halconcito colorado, mostraron abundancias mucho mayores en la época otoño-invernal, tendencia seguida también por el Milano blanco, el Águila mora, el Aguilucho común, el Halconcito gris y el Halcón plomizo. Por su parte, además de las especies migradoras que abandonan la zona de estudio en otoño-invierno como el Jote de cabeza colorada y el Aguilucho langostero, la Lechucita de las vizcacheras también redujo su número en otoño-invierno. En contraste con los sistemas migratorios que unen Eurasia con África o Norteamérica con Sudamérica, el conocimiento sobre los movimientos migratorios dentro de los sistemas migratorios intra sudamericanos es más limitado (Chesser 1994, Faaborg *et al.* 2010). Sin embargo, distintos autores sugieren que varias especies de aves rapaces realizarían importantes movimientos migratorios en el sur de Sudamérica (Blendinger *et al.* 2004, Capllonch y Ortiz 2009, Dodge *et al.* 2014, López *et al.* 2017). Nuestros resultados sugieren que efectivamente existen movimientos importantes de rapaces en el centro de Argentina, si bien se deberán realizar estudios específicos de las distintas especies para evaluar si dichos movimientos pueden realmente considerarse migratorios.

En el presente trabajo se ha detectado un elevado número de especies. Esto refleja en parte el esfuerzo de muestreo y posiblemente una composición variada de especies al incluirse en los muestreos casi todos los hábitats de la región centro de Argentina. Es decir, se detectaron tanto especies asociadas a las ecorregiones del Monte y el Espinal, como puede ser el Halconcito gris, hasta especies teóricamente más vinculadas a las zonas agrícola como el Chimango, el Aguilucho langostero, el Taguató o la Lechucita de las vizcacheras. Por lo tanto, no es extraño que la riqueza de especies sea mayor que la detectada en otros trabajos que utilizaron técnicas similares en otros ambientes más pobres en especies como la Región Pampeana o la Estepa Patagónica (Donázar *et al.* 1993, Travaini *et al.* 2004, Filloy & Bellocq 2007, Pedrana *et al.* 2008, Baladron *et al.* 2011, Baladron *et al.* 2014).

Al igual que ocurrió con la abundancia, la riqueza promedio de especies fue mayor en las parcelas con cobertura agrícola y cobertura con pastizales naturales, si bien en los análisis

lineales donde se incluyó el porcentaje de cobertura dentro de cada parcela, la riqueza disminuyó con la cobertura de bosque y de pastizal. Hay que destacar, no obstante, que en general los modelos lineales de riqueza explicaron poca varianza lo que indica que las relaciones encontradas no son muy sólidas. Es decir, no hay fuertes evidencias para sugerir variabilidad marcada en la riqueza entre ambientes. A pesar de que la riqueza media y por unidad de muestreo suele ser mayor en zonas agrícolas, las curvas de rarefacción indican que esto no es evidente. Mientras el primer año no hay diferencias ni en primavera/verano ni en otoño/invierno, el segundo año, con un mayor número de parcelas muestreadas indican que el número de especies total registrado es mayor en las parcelas de pastizal en primavera/verano y en las parcelas de pastizal y de bosque en la etapa no reproductiva (otoño/invierno). En cuanto a la riqueza medida en función del número de individuos registrados para detectar un mayor número de especies, excepto en la primera temporada primavera/verano donde los efectos no fueron tan evidentes, en general se detectaron más especies con un número menor de individuos en las parcelas de pastizales seguido por los registros en parcelas de bosque y finalmente en parcelas agrícolas. Esto indica que en general en las zonas agrícolas sería necesario registrar un número elevado de individuos para poder incrementar el número de especies, mientras que en las áreas naturales se detectarían más especies con un número reducido de individuos.

De las especies citadas por la bibliografía como presentes de forma regular en la zona de estudio que se podrían ver durante el día (Tabla 1.1, Capítulo I), sólo seis especies no fueron registradas en nuestros muestreos: el Caracolero (*Rostrhamus sociabilis*), el Gavilán planeador (*Circus buffoni*), Esparvero común (*Accipiter striatus*), Aguilucho colorado (*Buteogallus meridionalis*), el Halcón peregrino (*Falco peregrinus*) y el Lechuzón orejado (*Asio clamator*). Las dos primeras especies están muy vinculadas a las zonas húmedas de agua dulce y por lo tanto son raras en la provincia de La Pampa y se suelen encontrar sólo en las zonas más húmedas del noreste de la provincia, por lo que su presencia dentro de nuestra área de estudio puede considerarse circunstancial. Las otras cuatro especies, si bien se encuentran de forma regular dentro del área censada en este estudio (excepto el Aguilucho colorado, que fue un registro inusual), son relativamente raras, sobre todo en el caso del Lechuzón, que además permanece oculto entre la vegetación durante el día, lo que dificultaría su registro.

Varias especies fueron frecuentes y formaron parte de las comunidades de rapaces en todos los ambientes, como el Chimango, el Halconcito colorado, el Carancho y el Halcón plomizo, si bien en todos los casos, las especies tienen un mayor grado de asociación con determinados ambientes sobre los otros. El Chimango, el Milano blanco, el Aguilucho langostero y el Taguató estuvieron asociados a las zonas agrícolas (cultivos y pasturas

implantadas en este trabajo). Trabajos previos ya sugieren esta relación para algunas de estas especies como el Chimango (Solaro 2015) y el Aguilucho langostero (England *et al.* 1997, Sarasola & Negro 2006, Sarasola *et al.* 2007, Sarasola *et al.* 2008, Pedrana *et al.* 2008). El Taguató por su parte, habría incrementado su distribución y abundancia en nuestra área de estudio en las últimas décadas (Sarasola com. pers.). Es posible que la asociación de esta especie a las plantaciones de arboledas exóticas (Baladrón *et al.* 2017) le hayan permitido dicha expansión en la Región Pampeana donde históricamente no contaban con sustrato de nidificación (ver por ej. Sarasola & Negro 2006), llegando así a nuestra área de estudio. Otras especies como el Halconcito colorado o el Halcón plumizo, sólo estuvieron asociados a las zonas agrícolas en otoño- invierno (y con poca intensidad en el caso del Halconcito colorado). La Lechucita de las Vizcacheras apareció asociada a zonas abiertas, pastizales, áreas agrícolas y arbustales, aunque fuera de la época primavera/verano se moverían y reducirían su asociación con las áreas agrícolas quedando asociadas solamente a arbustales y sobre todo pastizales (Baladrón *et al.* 2016). Si bien todas estas especies han sido consideradas como generalistas que se adaptan muy bien a los ambientes agrícolas (Canavelli *et al.* 2004, Gojman *et al.* 2008, 2014, 2015), cada vez existen más evidencias de que para algunas de ellas, como en el caso del Carancho, los procesos de intensificación agrícola tienen efectos negativos (Gavier-Pizarro *et al.* 2012), posiblemente relacionado con la reducción de áreas de pasturas seleccionadas por dichas especies en esas áreas (Pedrana *et al.* 2008, Gavier-Pizarro *et al.* 2012). Trabajos recientes sugieren igualmente la importancia de las zonas de pasturas en las áreas agrícolas para la reproducción del Halconcito colorado (Orozco-Valor 2018).

Por otra parte, especies como el Halconcito gris o el Caburé chico, aparecieron asociadas a los bosques o a zonas de arbustal. La destrucción y la alteración de los hábitats naturales y seminaturales es en la actualidad la causa más frecuente del declive de las poblaciones de aves tanto a escala nacional (Madroño *et al.* 2004), como mundial (Stattersfield y Capper 2000, Martínez *et al.* 2003). Este proceso es especialmente grave en ambientes forestales donde se concentra la mayor parte de las especies y donde está ocurriendo un acelerado proceso de degradación y reemplazo de estos ambientes (Myers *et al.* 2000). Esto sugiere que el actual proceso de retracción de los bosques xerófilos en el Espinal y gran parte del Gran Chaco Americano (Puelo *et al.* 2005, Zak *et al.* 2008, Graesser *et al.* 2015), sin duda debe afectar negativamente a estas especies, como se ha puesto de manifiesto para el caso del Águila coronada en la provincia de Santa Fe (Fandiño y Pautasso 2013). Cabe destacar que el Águila coronada se halla en peligro de extinción tanto a nivel global como a nivel nacional y el Halconcito gris, una especie casi endémica de

Argentina, Vulnerable a nivel nacional y de baja preocupación de acuerdo a la IUCN (MA y DS-Aves Argentinas 2017, BirdLife International 2018).

Dentro de las aves rapaces argentinas, el gremio de las carroñeras especialistas está compuesto por los distintos representantes de la familia Cathartidae (Narosky *et al.* 2010, De La Peña y Tittarelli 2011). Como cabía esperar ya que los otros representantes de la familia tienen sus áreas de distribución a gran distancia de la zona de estudio, las especies detectadas de este gremio en el presente estudio fueron el Jote de cabeza colorada y el Jote de cabeza negra. Sin embargo, a pesar de que diversas guías de aves (por ej. Narosky *et al.* 2010, Azpiroz 2012) y libros generales de aves (Houston 1994, Ferguson- Lees y Christie 2001) indican que ambas especies deberían encontrarse en toda nuestra área de estudio, éstas estuvieron prácticamente ausentes de las áreas con predominancia de cobertura agrícola. Los análisis de asociación por gremios mostraron una relación negativa entre la presencia de rapaces de este gremio y la cobertura agrícola. De hecho, el gremio de carroñeros está asociado a los hábitats más naturales de nuestra área de estudio, el bosque sobre todo y en menor medida los arbustales y pastizales. La ausencia de carroñeros de las zonas agrícolas es llamativa ya que, en dicha zona, además de cultivos hay pasturas implantadas donde la ganadería es abundante. Pues, las mayores densidades de bovinos de la provincia se hallan en los departamentos de las zonas del centro y este de la provincia (Calvi *et al.* 2015), coincidiendo con las parcelas consideradas como agrícolas en este trabajo. La ausencia de jotes de las zonas pampeanas ya fue mencionada en los '90 por Travaini *et al.* (1995) y más recientemente para zonas cercanas a la costa en la Pampa Deprimida (Baladrón *et al.* 2017). Estos autores atribuyen la ausencia de jotes a la escasez de lugares adecuados de nidificación en el primer caso (falta de acantilados o de bosques maduros con árboles huecos de suficiente porte) mientras que en el segundo trabajo, además de esta posibilidad se sugiere la escasez de recursos tróficos debido a una posible retirada de restos de animales domésticos muertos de los campos por motivos sanitarios y a una posible competencia con especies carroñeras de menor tamaño como los Chimangos y Caranchos. Si bien estas explicaciones podrían tener parte de razón, estas especies han sido encontradas criando en edificios abandonados, o incluso en el suelo entre la vegetación, por lo que es poco probable que no sean capaces de encontrar lugares adecuados para reproducirse en la Región Pampeana o suficiente alimento. De hecho, en otras zonas de su distribución, estas especies son muy confiadas y abundantes en espacios mucho más antropizados, donde se reproducen sin problemas (Houston *et al.* 2007, Houston *et al.* 2011, Novaes y Cintra 2015). Las jerarquías en las carroñas serían dependientes del contexto y existen evidencias de que a veces el Carancho puede dominar a los jotes (Travaini *et al.* 1998, Donázar com. pers.), sin embargo,

esto no impide a los jotes ocupar de manera exitosa las estepas patagónicas o la precordillera. Por su parte, el Chimango nunca mostró signos de ser dominante sobre los jotes o sobre los Caranchos en trabajos con carroñas en la Patagonia (Travaini *et al.* 1998, Donázar com. pers.), lo que sugiere que difícilmente pueda jugar ese papel en otros ambientes, como hipotetiza Baladrón *et al.* (2017). En cualquier caso, sería interesante explorar estas relaciones en nuestra zona de estudio, ambientes marginales de la distribución de los jotes, ya que sería precisamente en estos ambientes donde dichas interacciones podrían estar limitando la expansión de los jotes. Es posible que un manejo más intensivo de la ganadería y una menor disponibilidad de presas silvestres, vinculado a la actividad productiva agrícola resulte en una menor disponibilidad de alimento o a que este sea menos accesible para las carroñeras en esas zonas. Dada la importancia de los servicios ecosistémicos provistos por las aves carroñeras especialistas, sobre todo el reciclado de nutrientes y el control de enfermedades (Donázar *et al.* 2016), sería interesante explorar cuáles son los factores que explican su ausencia de dichas zonas.

Es destacable también la relación negativa entre el gremio de rapaces que centran su dieta en el consumo de vertebrados y las áreas agrícolas. Este gremio está presente en los ambientes abiertos naturales, si bien con cambios importantes en la asociación con los mismos en función de la época del año. Así, mientras la asociación es evidente con el arbustal en la época primavera/verano es mayor con los pastizales en otoño/invierno. Curiosamente, también la relación con la cobertura de bosque pasa de ser positiva en la época primavera/verano, a ser negativa en otoño/invierno. Es posible que estas especies aprovechen la productividad de los ambientes leñosos en la época estival, donde además contarían con abundante sustrato de nidificación para después desplazarse a zonas más abiertas para alimentarse. En contraste, es muy probable que las áreas agrícolas presenten una menor densidad de vertebrados en las amplias extensiones de cultivos y que estos se vean limitados a los márgenes de campos y caminos o a potreros de pasturas con baja carga ganadera, reduciendo por lo tanto la idoneidad de dichas áreas para las rapaces que consumen ese tipo de presas.

El gremio de rapaces insectívoras por su parte, se ven favorecidas en los ambientes de bosque y en menor medida en las áreas agrícolas. Posiblemente, la complejidad de los ambientes forestales genere una mayor abundancia de nichos para la reproducción de los insectos generando condiciones ideales para las rapaces insectívoras. Por su parte, las zonas agrícolas, abiertas y productivas (son las más lluviosas y con mejores suelos de nuestra área de estudio) serían también adecuadas para este gremio, aunque en menor medida.

Finalmente, tal y como cabría esperar, el gremio de rapaces que muestra una mayor

asociación con las áreas agrícolas son las rapaces oportunistas, rapaces que serían capaces de adaptarse y alcanzar elevadas abundancias en estas zonas modificadas por el hombre.

Los resultados del presente estudio evidencian la complejidad que puede haber en el proceso de obtención de información sólida sobre la distribución de especies, la ausencia de estudios de base sobre distribución y ecología del movimiento en la mayoría de las especies del cono sur, incluso las más abundantes y comunes, los factores que afectan dicha distribución a diferentes escalas espaciales y temporales. Además, pone de manifiesto cómo varía la percepción de algunos parámetros en función de la escala de muestreo y de la selección de las variables explicativas. En este caso particular, no existió una variación marcada entre los análisis a ambas escalas para la abundancia. En ambos casos se infiere una mayor abundancia de rapaces en las zonas agrícolas, si bien a escala de paisaje esas abundancias serían similares a las de las zonas de arbustales, tal vez mediado por la abundancia de jotes en dichas zonas. En el caso de la riqueza, los resultados no fueron tan evidentes, mientras los análisis a escala de paisaje sugieren que la riqueza de especies se ve afectada negativamente por la cercanía a poblaciones humanas, que no es otra cosa que una relación negativa con una mayor presencia humana, a escala local, al comparar los datos obtenidos en puntos ese efecto no se detecta. En definitiva, al contrario de lo que ocurre con la abundancia, los distintos análisis realizados indicarían escasa variación en la riqueza de rapaces entre los ambientes del centro del país analizados, sin embargo, los análisis de asociación sí que sugieren que la composición de las comunidades de aves rapaces que afectan esas riquezas van cambiando con aparición o incremento de algunas especies en los ambientes agrícolas y de otras en los ambientes más naturales, cambios que se ven también reflejados en la alteración de la asociación de los distintos gremios tróficos con los distintos ambientes muestreados.

Si bien el presente trabajo es observacional y por lo tanto basado en asociaciones correlativas que no tienen por qué implicar una causalidad en dichas relaciones, es una primera aproximación a la cuantificación de la abundancia y la riqueza de aves rapaces en el Espinal. Futuros trabajos deberán profundizar este estudio incluyendo la validación a campo de las variables de cobertura en el entorno inmediato a los registros y registrando de las distintas coberturas presentes en el entorno del punto, sobre cuales se detecta a la rapaz. A su vez, sería deseable intentar realizar aproximaciones experimentales. Finalmente, estudios a nivel específico, serán necesarios para desentrañar las relaciones entre la transformación del hábitat y las distintas especies, particularmente en el caso de aquellas especies menos abundantes y cuyos patrones de distribución no pueden ser determinados con metodologías de censo como las desarrolladas en esta tesis.

BIBLIOGRAFÍA

- Almasi, B., Béziers, P., Roulin, A., & Jenni, L. 2015. Agricultural land use and human presence around breeding sites increase stress-hormone levels and decrease body mass in barn owl nestlings. *Oecologia*, 179(1), 89-101.
- Amieva, E. O. 1993. El Parque Luro. *Fondo Editorial Pampeano: Santa Rosa, Argentina*.
- Arroyo, S. G., Valenzuela, C. M., López, Y. C., Arroyo, A. M., Segura, M. E. C., Pietrini, R. V., & Waliszewski, S. M. 2013. Riesgo genotóxico por la exposición ocupacional a plaguicidas en América Latina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29, 159-180.
- Azpiroz, A.B. 2012. Birds of the Pampas and Campos of Argentina, Brazil and Uruguay: an identification guide. PRESSUR, Nueva Helvecia, Uruguay.
- Baladrón, A. V., Bó, M. S., Malizia, A. I., & Bechard, M. J. 2011. Food habits of the Roadside Hawk (*Buteo magnirostris*) during the nonbreeding season in the southeastern Pampas of Argentina. *Journal of Raptor Research*, 45(3), 257-262.
- Baladrón, A. V., Bó, M. S., Cavalli & Martínez, G. 2012. Comparación de la dieta de dos especies de rapaces ornitófas, el halcón perdiguero (*Falco femoralis*) y el vari (*Circus cinereus*), en la región pampeana de Argentina. *Boletín Chileno de Ornitología*, 18(1- 2), 62-67.
- Baladrón, A. V., Cavalli, M., & Cardoni, D. A. 2014. Presas del nuco (*Asio flammeus*) en un área de pastizal pampeano de argentina *Boletín Chileno de Ornitología* 20 (1-2): 33-36. Unión de Ornitólogos de Chile.
- Baladrón, A. V., Isacch, J. P., Cavalli, M., & Bó, M. S. 2016. Habitat selection by Burrowing Owls *Athene cunicularia* in the Pampas of Argentina: a multiple-scale assessment. *Acta Ornithologica*, 51(2), 137-151.
- Baladrón, A. V., Bó, M. S., Bechard, M. J., & Malizia, A. I. 2017. Relative abundance, habitat use, and seasonal variability of raptor assemblages in the flooding pampas of Argentina. *Journal of Raptor Research*, 51(1), 38-49.
- Balvanera, P., & Aguirre, E. 2006. Tree Diversity, Environmental Heterogeneity, and Productivity in a Mexican Tropical Dry Forest 1. *Biotropica*, 38(4), 479-491.
- Bates, D., M. Maechler, B. Bolker, & S. Walker. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J. Stat. Softw.* 67: 1-48.

- Belloq, M. I. 2000. A review of the trophic ecology of the Barn Owl in Argentina. *Journal of Raptor Research*, 34(2), 108-119.
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in ecology & evolution*, 18(4), 182-188.
- Beyer, H. 2004. Hawth's analysis tools for ArcGIS. [http://www. spatial ecology. com/htools](http://www.spatial ecology.com/htools).
- Beyer, H. L. 2010. Geospatial modelling environment for ArcGIS. [http://www. spatial ecology. com/gme](http://www.spatial ecology.com/gme).
- Bibby, C. J., Collar, N. J., Crosby, M. J., Heath, M. F., Imboden, C., Johnson, T. H. & Thirgood, S. J. 1992. *Putting biodiversity on the map: priority areas for global conservation* (No.504.7 PUT).
- Bildstein, K. L., Schelsky, W. E. N. D. Y., Zalles, J. O. R. J. E., & Ellis, S. 1998. Conservation status of tropical raptors. *Journal of Raptor Research*, 32, 3-18.
- BirdLife International 2018. Species factsheet: *Spizapteryx circumcincta*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 31/10/2018.
- Blendinger, P.G., P. Capllonch, AND M.E. Alvarez. 2004. Abundance and distribution of raptors in the Sierra de San Javier Biological Park, northwestern Argentina. *Ornitología Neotropical* 15:501–512.
- Bó, M. S., Baladrón, A. V., & Biondi, L. M. 2007. Ecología trófica de Falconiformes y Strigiformes: tiempo de síntesis. *El hornero*, 22(2), 97-115.
- Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., & Corcuera, J. F. 2006. *La situación ambiental argentina 2005*.
- Bühning-Gaese, K. 1997. Determinants of avian species richness at different spatial scales. *Journal of biogeography*, 24(1), 49-60.
- Butet, A., & Leroux, A. B. 2001. Effects of agriculture development on vole dynamics and conservation of Montagu's harrier in western French wetlands. *Biological conservation*, 100(3), 289-295.
- Butler, S. J., Vickery, J. A., & Norris, K. 2007. Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Science*, 315(5810), 381-384.

- Cabrera, A. L. 1976. *Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería: regiones fitogeográficas Argentinas*. Acme.
- Calvi, M., Cendon, M., Frade, M., Iturrioz, G., Nigro, H., Pavan, E. & Dobaño, N. 2015. *Caracterización de la producción bovina. Sistema de monitoreo del sector de la carne bovina*. Serie 1. Tech. rep., Ministerio de Agroindustria. Presidencia de la Nación, Subsecretaría de Ganadería.
- Canavelli, S., Zaccagnini, M. E., Torresin, J., Calamari, N., De La Paz Ducommun, M., & Capllonch, P. 2004. Monitoreo extensivo de aves en el centro-sur de Entre Ríos. *Miscelánea*, 12, 350.
- Capllonch, P., & Ortiz, D. 2009. Migración del Aguilucho Común (*Buteo polyosoma*) en Tañí del Valle, Tucumán, Argentina. *Nuestras Aves*, 54, 33-35.
- Cardador, L., Carrete, M., & Mañosa, S. 2011. Can intensive agricultural landscapes favour some raptor species? The Marsh harrier in north-eastern Spain. *Animal Conservation*, 14(4), 382-390.
- Cardador, L., Planas, E., Varea, A., & Mañosa, S. 2012. Feeding behaviour and diet composition of Marsh Harriers *Circus aeruginosus* in agricultural landscapes. *Bird Study*, 59(2), 228-235.
- Cardille, J. A. y M. G. Turner. 2002. Understanding Landscape Metrics I. En: Gergel, S. E. y M. G. Turner (eds). *Learning Landscape Ecology. A Practical Guide to Concept and Techniques*. pp: 85-111. Springer-Verlag New York, Inc
- Carrete, M., Grande, J. M., Tella, J. L., Sánchez-Zapata, J. A., Donázar, J. A., Díaz-Delgado, R., & Romo, A. 2007. Habitat, human pressure, and social behavior: Partialling out factors affecting large-scale territory extinction in an endangered vulture. *Biological Conservation*, 136(1), 143-154.
- Carrete, M., Tella, J. L., Blanco, G., & Bertellotti, M. 2009. Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biological Conservation*, 142(10), 2002-2011.
- Carvalho, P. C. D. F., Nunes, P. A. D. A., & Zubieta, A. S. 2006. Sistemas Integrados de Producción Agropecuaria como camino para la intensificación sustentable.

- Casagrande, G., Vergara, G., & Bellini, Y. 2006. Cartas agroclimáticas actuales de temperaturas, heladas y lluvias de la provincia de La Pampa (Argentina). *Rev. Fac. Agron. UNLPam*, 17(1/2), 15-22.
- Caviglia J.A., Lorda H.O., Lemes J.D. 2010. Caracterización de las unidades de producción agropecuarias en la Provincia de La Pampa. Boletín de Divulgación Técnica N°99, 43 pg. Ediciones INTA, EEA INTA Anguil, Anguil, La Pampa, Argentina.
- Cayuela, L. 2010. Modelos lineales: Regresión, ANOVA y ANCOVA. Eco Lab, Centro Andaluz de Medio Ambiente, Universidad de Granada. Notas de clase, 1-57.
- Cayuela, L. 2012. Modelos lineales mixtos (LMM) y modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) en R. *Universidad Rey Juan Carlos. España*.
- Cerezo, A., Robbins, C. S., & Dowell, B. 2009. Uso de hábitats modificados por aves dependientes de bosque tropical en la región caribeña de Guatemala. *Revista de Biología Tropical*, 57(1-2), 401-419.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G., Duckworth, J. C., & Shrubbs, M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of applied ecology*, 37(5), 771-788.
- Chesser, R. T. 1994. Migration in South America: An overview of the austral system. *Bird Conservation International* 4:91–107.
- CIESIN, & C. for I. E. S. I. N.- CIESIN. 2016. Documentation for the Gridded Population of the World, Version 4 (GPWv4). Palisades NY: NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC).
- Codesido, M., González-Fischer, C. M., & Bilenca, D. N. 2008. Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la Región Pampeana, Argentina. *Ornitología Neotropical*, 19, 575-585.
- Codesido, M., & Bilenca, D. N. 2011. Los pastizales y el servicio de soporte de la biodiversidad: Respuesta de la riqueza de aves terrestres a los usos de la tierra en la provincia de Buenos Aires. *Valoración de servicios ecosistémicos: Conceptos, Herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial*, 511-526.
- Codesido, M., González-Fischer, C., & Bilenca, D. 2011. Distributional changes of landbird species in agroecosystems of central Argentina. *The Condor*, 113(2), 266-273.

- Colwell, R. K., & Coddington, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 345(1311), 101-118.
- Colwell, R.K. 2000a. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (Software and User's Guide), Version 6. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- Conroy, M. J., Carroll, J. P., Senar, J. C., & Thompson, J. J. 2015. Métodos Cuantitativos para la Conservación de los Vertebrados.
- Costán A.S. 2018. Dispersión secundaria de semillas por aves rapaces. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Comahue.
- Costantini, D., Dell'Omo, G., La Fata, I., & Casagrande, S. 2014. Reproductive performance of Eurasian Kestrel *Falco tinnunculus* in an agricultural landscape with a mosaic of land uses. *Ibis*, 156(4), 768-776.
- Crowe, T. M. & Crowe, A. A. 1982 Patterns of distribution, diversity and endemism in Afrotropical birds. *J. Zool*, 198, 417-442.
- Cueto, V. R., & de Casenave, J. L. 1999. Determinants of bird species richness: role of climate and vegetation structure at a regional scale. *Journal of Biogeography*, 26(3), 487-492.
- De la Peña, M. R., & Tittarelli, R. F. 2011. Guía de aves de La Pampa. *Gobierno de La Pampa, Santa Rosa*.
- Dirección de Recursos Naturales, Subsecretaría de Asuntos Agrarios, Ministerio de la Producción, Gobierno de La Pampa. 2017. Pastizales naturales. En: (http://www.drn.lapampa.gov.ar/images/Archivos/Fauna/Disposicion/Disposicion_No_320_13.pdf)
- Di Rienzo, J. A. 2009. InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. <http://www.infostat.com.ar>.
- Dodge, S., Bohrer, G., Bildstein, K., Davidson, S. C., Weinzierl, R., Bechard, M. J. & Wikelski, M. 2014. Environmental drivers of variability in the movement ecology of turkey vultures (*Cathartes aura*) in North and South America. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 369(1643), 20130195.

- Donázar, J. A., Ceballos, O. L. G. A., Travaini, A., & Hiraldo, F. 1993. Roadside raptor surveys in the Argentinean Patagonia. *Journal of Raptor Research*, 27, 106-110.
- Donázar, J. A., Blanco, G., Hiraldo, F., Soto-Largo, E., & Oria, J. 2002. Effects of forestry and other land-use practices on the conservation of cinereous vultures. *Ecological Applications*, 12(5), 1445-1456.
- Donázar, J. A., Cortés-Avizanda, A., Fargallo, J. A., Margalida, A., Moleón, M., Morales-Reyes, Z. & Serrano, D. 2016. Roles of raptors in a changing world: from flagships to providers of key ecosystem services. *Ardeola*, 63(1), 181-234.
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G. & Münkemüller, T. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27-46.
- Duffy, J. E. 2002. Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos*, 99(2), 201-219.
- Emlen, J. T., DeJong, M. J., Jaeger, M. J., Moermond, T. C., Rusterholz, K. A., & White, R. P. 1986. Density trends and range boundary constraints of forest birds along a latitudinal gradient. *The Auk*, 103(4), 791-803.
- England, A. S., Bechard, M. J., & Houston, C. S. 1997. *Swainson's hawk*. American Ornithologists' Union.
- Esri, A. D. 2011. Release 10. *Documentation Manual*. Redlands, CA, Environmental Systems Research Institute.
- Faaborg, J., R. T. Holmes, A. D. Anders, K. L. Bildstein, K. M. Dugger, S. A. Gauthreaux, Jr., P. Heglund, K. A. Hobson, A. E. Jahn, D. H. Johnson, and others. 2010. Recent advances in understanding migration systems of New World landbirds. *Ecological Monographs* 80:3-48.
- Fandiño, B., & Pautasso, A. A. 2013. Distribución, historia natural y conservación de *Harpyhaliaetus coronatus* (aves: accipitridae) en el centro-este de Argentina. *Natura Neotropicalis*, 1(44), 41-55.
- Ferguson-Lees, J., & Christie, D. A. 2001. *Raptors of the world*. A&C Black.
- Fernández, O. A., & Busso, C. A. 1999. *Arid and semi-arid rangelands: two thirds of Argentina* (pp. 41-60). Reykjavík (Iceland: Agricultural Research Institute).

- Ferraz, S. F., Ferraz, K. M., Cassiano, C. C., Brancalion, P. H. S., da Luz, D. T., Azevedo, T. N. & Metzger, J. P. 2014. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape ecology*, 29(2), 187-200.
- Fick, S.E. and R.J. Hijmans, 2017. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*.
- Filloy, J., & Bellocq, M. I. 2007. Respuesta de las aves rapaces al uso de la tierra: un enfoque regional. *El hornero*, 22(2), 131-140.
- Flinn, K. M., & Vellend, M. 2005. Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(5), 243-250.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R. & Helkowski, J. H. 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570-574.
- Forsman, D., & Solonen, T. 1984. Censusing breeding raptors in southern Finland: methods and results. In *Annales Zoologici Fennici* (pp. 317-320). Finnish Academy of Sciences, Societas Scientiarum Fennica, Societas pro Fauna et Flora Fennica and Societas Biologica Fennica Vanamo.
- Fox, J., & S. Weisberg. 2011. An {R} Companion to Applied Regression Second. Sage, Thousand Oaks, CA.
- Gavier-Pizarro, G. I., Calamari, N. C., Thompson, J. J., Canavelli, S. B., Solari, L. M., Decarre, J. & Zaccagnini, M. E. 2012. Expansion and intensification of row crop agriculture in the Pampas and Espinal of Argentina can reduce ecosystem service provision by changing avian density. *Agriculture, ecosystems & environment*, 154, 44-55.
- Gavier Pizarro, G. I., Calamari, N. C., Thompson, J. J., Canavelli Gariboldi, S. B., Solari, L. M., Decarre, J. & Zaccagnini, M. E. 2012. Respuesta de la densidad de aves a la expansión de los cultivos en La Pampa y el Espinal. efectos potenciales para el control de plagas. *Jornadas de Ciencias Naturales del Litoral. 11. Reunión Argentina de Ciencias Naturales. 3. 2012 05 15-18, 15 al 18 de mayo de 2012. Córdoba. AR.*
- Gentili, J. 1992. Numerical clines and escarpments in the geographical occurrence of avian species; and a search for relevant environmental factors. *Emu*, 92(3), 129-140.

- Goijman, A. P., & Zaccagnini, M. E. 2008. The effects of habitat heterogeneity on avian density and richness in soybean fields in Entre Ríos, Argentina. *Hornero*, 23(2), 67-76.
- Goijman, A. P. 2014. Conservation and management of birds in agroecosystems in east-central Argentina (Doctoral dissertation, University of Georgia).
- Goijman, A. P., Conroy, M. J., Bernardos, J. N., & Zaccagnini, M. E. 2015. Multi-season regional analysis of multi-species occupancy: implications for bird conservation in agricultural lands in east-central Argentina. *PloS One*, 10(6), e0130874.
- Goldstein, M. I., Woodbridge, B., Zaccagnini, M. E., & Canavelli, S. B. 1996. An assessment of mortality of Swainson's Hawks on wintering grounds in Argentina. *Journal of Raptor Research*, 30(2), 106-107.
- Goldstein, M. I. 1997. *Toxicological assessment of a neotropical migrant on its non-breeding grounds: case study of the Swainson's Hawk in Argentina* (Doctoral dissertation, Clemson University).
- González-Roglich, M., Villarreal, D., & Castro, M. G. 2012. Evaluación de la efectividad de la Reserva Parque Luro como herramienta de conservación del Caldenal pampeano: cambios en la cobertura vegetal a nivel de paisaje entre 1960 y 2004. *Ecología austral*, 22(1), 11-21.
- González-Salazar, C., Martínez-Meyer, E., & López-Santiago, G. 2014. A hierarchical classification of trophic guilds for North American birds and mammals. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(3), 931-941.
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters*, 4(4), 379-391.
- Graesser, J., Aide, T. M., Grau, H. R., & Ramankutty, N. 2015. Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*, 10(3), 034017.
- Grande J. M. 2006. Factores Limitantes Antrópicos y Naturales de Poblaciones de Aves Carroñeras: El Caso del Alimoche (*Neophron percnopterus*) en el Valle del Ebro. Tesis doctoral Universidad de Sevilla.

- Grande, J. M., Orozco-Valor, P. M., Liébana, M. S., & Sarasola, J. H. 2018. Birds of prey in agricultural landscapes: the role of agriculture expansion and intensification. In *Birds of Prey* (pp. 197-228). Springer, Cham.
- Green, R.H. 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. John Wiley and Sons, New York. 24-43.
- Grossman, M. L., & Hamlet, J. N. 1964. *Birds of prey of the world*. Crown.
- Hails, R. S. 2002. Assessing the risks associated with new agricultural practices. *Nature*, 418(6898), 685.
- Herremans, M., & Herremans-Tonnoeyr, D. 2000. Land use and the conservation status of raptors in Botswana. *Biological Conservation*, 94(1), 31-41.
- Hill, M. O., & Gauch, H. G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. In *Classification and ordination* (pp. 47-58). Springer, Dordrecht.
- Hosmer, D. W., Lemeshow, S., & Sturdivant, R. X. 1989. The multiple logistic regression model. *Applied logistic regression*, 1, 25-37.
- Houston, D. C. 1994. Familia Cathartidae (New World Vultures) en del Hoyo, J., Elliott, A. y Sargatal, J. (eds.), Handbook of the birds of the world, Vol 2. New World Vultures to Guineafowl. Lynx Edicions, Barcelona, España.
- Houston, C. S., Terry, B., Blom, M., & Stoffel, M. J. 2007. Turkey Vulture nest success in abandoned houses in Saskatchewan. *The Wilson Journal of Ornithology*, 742-747.
- Houston, C. S., McLoughlin, P. D., Mandel, J. T., Bechard, M. J., Stoffel, M. J., Barber, D. R., & Bildstein, K. L. 2011. Breeding home ranges of migratory turkey vultures near their northern limit. *The Wilson Journal of Ornithology*, 123(3), 472-478.
- Huang, Y., Dai, Q., Chen, Y., Wan, H., Li, J., & Wang, Y. 2011. Lizard species richness patterns in China and its environmental associations. *Biodiversity and Conservation*, 20(7), 1399-1414.
- Hurlbert, A. H. 2004. Species–energy relationships and habitat complexity in bird communities. *Ecology Letters*, 7(8), 714-720.

- IUCN--The World Conservation Union, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, de los Recursos Naturales, Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN., & IUCN Species Survival Commission. 2001. *Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN, Version 3.1*. IUCN.
- Jaksic, F. M. 2001. Ecological effects of El Niño in terrestrial ecosystems of western South America. *Ecography*, 24(3), 241-250.
- Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61(1), 65-71.
- Johnson, P. C. 2014. Extension of Nakagawa & Schielzeth's R2GLMM to random slopes models. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(9), 944-946.
- Jones, J. 2001. Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. *The auk*, 118(2), 557-562.
- Jullien, M., & Thiollay, J. M. 1996. Effects of rain forest disturbance and fragmentation: comparative changes of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. *Journal of Biogeography*, 23(1), 7-25.
- Kenkel, N. C., Derksen, D. A., Thomas, A. G., & Watson, P. R. 2002. Multivariate analysis in weed science research. *Weed Science*, 50(3), 281-292.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*, 74(6), 1659-1673.
- Legendre, P., & Legendre, L. 1998. *Developments in environmental modelling*, vol. 20.
- Leveau, L. M., & Leveau, C. M. 2002. Uso de hábitat por aves rapaces en un agroecosistema pampeano. *El Hornero*, 17(01), 009-015.
- Leveau, L. M., Leveau, C. M., & Pardiñas, U. F. 2002. Dieta del milano blanco (*Elanus leucurus*) en Argentina. *Ornitología Neotropical*, 13, 307-311.
- Leveau, L. M., & Leveau, C. M. 2011. *Uso de bordes de cultivo por aves durante invierno y primavera en la pampa austral* (Doctoral dissertation, Revista de Ornitología Neotropical; Aves Argentinas).
- Lieberman, D., Lieberman, M., Peralta, R., & Hartshorn, G. S. 1996. Tropical forest structure and composition on a large-scale altitudinal gradient in Costa Rica. *Journal of Ecology*, 137-152.

- Litvaitis, J. A., & Villafuerte, R. 1996. Factors affecting the persistence of New England cottontail metapopulations: the role of habitat management. *Wildlife Society Bulletin*, 686-693.
- López, C. M., Grande, J. M., & Orozco-Valor, P. M. 2017. Unusual concentration of black-chested Buzzard-Eagles in Central Argentina. *Journal of Raptor Research*, 51(4), 489- 491.
- MacArthur, J. W. 1975. Environmental fluctuations and species diversity. *Ecology and evolution of communities*, 74-80.
- MacFaden, S. W., & Capen, D. E. 2002. Avian habitat relationships at multiple scales in a New England forest. *Forest Science*, 48(2), 243-253.
- Madroño, A., González, G. G., & Atienza, J. C. (Eds.). 2004. *Libro rojo de las aves de España*. Organismo Autónomo Parques Nacionales.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton university press.
- Magurran, A. E. 2005. Species abundance distributions: pattern or process? *Functional Ecology*, 19(1), 177-181.
- Mañosa, S., Mateos, E., Pedrocchi, V., & Martins, F. C. 2002. Birds of prey survey (Aves: Cathartiformes and Accipitriformes) in the Paranapiacaba forest fragment. *Mateos, E.; Guix, JC*, 165-179.
- Márquez, C., Bechard, M., Gast, F., & Vanegas, V. H. 2005. Aves rapaces diurnas de Colombia. *Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá DC, Colombia*.
- Marti Cd, Korpimäki E Y Jaksic F. 1993. Trophic ecology of raptor communities: a three-continent comparison and synthesis. *Current Ornithology* 10:47–137
- Martínez, J. A., Martínez, J. E., Zuberogoitia, I., García, J. T., Carbonell, R., De Lucas, M., & Díaz, M. 2003. La evaluación de impacto ambiental sobre las poblaciones de aves rapaces: problemas de ejecución y posibles soluciones. *Ardeola*, 50(1), 85-102.
- Martínez, J. A., Serrano, D., & Zuberogoitia, I. 2003. Predictive models of habitat preferences for the Eurasian eagle owl *Bubo bubo*: a multiscale approach. *Ecography*, 26(1), 21-28.

- Martínez-Gómez, J. E. 1992. Raptor conservation in Veracruz, México. *Journal of Raptor Research*, 26, 184-188.
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G., & Swift, M. J. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277(5325), 504-509.
- McLaughlin, A., & Mineau, P. 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 55(3), 201-212.
- Medina, A. A. 2007. Reconstrucción de los regímenes de fuego en un bosque de *Prosopis caldenia*, provincia de La Pampa, Argentina. *Bosque (Valdivia)*, 28(3), 234-240.
- Menge, B.A., E.L. Berlow, C.A. Blanchette, S.A. Navarrete y S.B. Yamada. 1994. The keystone species concept: variation in interaction strength in a rocky intertidal habitat. *Ecol. Monogr.*, 64: 249-286.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y Aves Argentinas-BirdLife. 2017. Categorización de las Aves de la Argentina según su estado de conservación.
- Murgatroyd, M., Underhill, L. G., Rodrigues, L., & Amar, A. 2016. The influence of agricultural transformation on the breeding performance of a top predator: Verreaux's Eagles in contrasting land use areas. *The Condor*, 118(2), 238-252.
- Myers, A. A., & Giller, P. S. 1988. Process, pattern and scale in biogeography. In *Analytical biogeography* (pp. 3-12). Springer, Dordrecht.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853.
- Nakagawa, S., & Schielzeth, H. 2013. A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(2), 133- 142.
- Narosky, T., & Yzurieta, D. 2010. Aves de Argentina y Uruguay—Birds of Argentina & Uruguay: Guía de Identificación Edición Total—A Field Guide total edition. *Vazquez Mazzini Editores*.
- Negro, J. J., & I. Galván. 2018. Behavioural ecology of teleost fishes. Pp. 33-62 en Sarasola, José Hernán, Grande, Juan Manuel, Negro, J. J. (ed). *Birds of Prey Ecology and conservation in the XXI century*. Springer.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. Berkhamsted (UK): T & A D Poyser.

- Novaes, W. G., & Cintra, R. 2015. Anthropogenic features influencing occurrence of Black Vultures (*Coragyps atratus*) and Turkey Vultures (*Cathartes aura*) in an urban area in central Amazonian Brazil. *The Condor*, 117(4), 650-659.
- Orellana, S. A. A., Figueroa, R., Faúndez, P. V., Carrasco-Lagos, P., & Moreno, R. A. 2015. *Aves rapaces de la Región Metropolitana de Santiago, Chile*. Laboratorio de Ecología de Vida Silvestre (LEVS), Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile.
- Orozco-Valor P.M. 2018. Efectos de la intensificación agrícola sobre la demografía y la salud de una rapaz típica de agroecosistemas, el halconcito colorado (*Falco sparverius*) en el centro de Argentina. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue.
- Palmer, M. W. 1990. Spatial scale and patterns of vegetation, flora and species richness in hardwood forests of the North Carolina piedmont. *Coenoses*, 89-96.
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., & Verón, S. R. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia hoy*, 15(87), 14-23.
- Pausas, J. G., Carreras, J., Ferré, A., & Font, X. 2003. Coarse-scale plant species richness in relation to environmental heterogeneity. *Journal of Vegetation Science*, 14(5), 661-668.
- Pedrana, J., Isacch, J. P., & Bó, M. S. 2008. Habitat relationships of diurnal raptors at local and landscape scales in southern temperate grasslands of Argentina. *Emu-Austral Ornithology*, 108(4), 301-310.
- Perelman, S. B., León, R. J. C., & Oesterheld, M. 2001. Cross-scale vegetation patterns of Flooding Pampa grasslands. *Journal of Ecology*, 89(4), 562-577.
- Pitelka, F. A. 1941. Distribution of birds in relation to major biotic communities. *American Midland Naturalist*, 113-137.
- Potti, J., & Tellería, J. L. 1986. *Composición y estructura de las comunidades de aves a lo largo de un gradiente altitudinal en tres medios arbustivos del macizo de Ayllón (Sistema Central)*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- Rabinovich, J. E., & Rapoport, E. H. 1975. Geographical variation of diversity in Argentine passerine birds. *Journal of biogeography*, 2(3), 141-157.

- Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., DeSante, D. F., & Milá, B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. *Gen. Tech. Rep. PSW-GTR- 159*. Albany, CA: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. 46 p, 159.
- Rangel, T. F., Diniz-Filho, J. A. F., & Bini, L. M. 2010. SAM: a comprehensive application for spatial analysis in macroecology. *Ecography*, 33(1), 46-50.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing.
- Recher, H. F. 1969. Bird species diversity and habitat diversity in Australia and North America. *The American Naturalist*, 103(929), 75-80.
- Ricklefs, R. E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 235(4785), 167-171.
- Roberto, Z. E. 2012. *Bases para el ordenamiento territorial*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (Argentina).
- Rodríguez-Estrella, R., Donázar, J. A., & Hiraldo, F. 1998. Raptors as indicators of environmental change in the scrub habitat of Baja California Sur, Mexico. *Conservation Biology*, 12(4), 921-925.
- Root, T. 1988 Environmental factors associated with avian distributional boundaries. *J. Biogeogr*, 15, 489–505.
- Rosenzweig, M. L. 1985. Some theoretical aspects of habitat selection. In *Habitat selection in birds*. Academic Press.
- Rotenberry, J. T. 1978. Components of avian diversity along a multifactorial gradient. *Ecology*, 59(4), 693-699.
- Rotenberry, J. T., & Wiens, J. A. 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: a multivariate analysis. *Ecology*, 61(5), 1228-1250.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R. & Leemans, R. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *science*, 287(5459), 1770-1774.

- Sánchez-Zapata, J., & Calvo, J. F. 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology*, 36(2), 254-262.
- Sanchez-Zapata, J. A., Carrete, M., Grivilov, A., Sklyarenko, S., Ceballos, O., Donázar, J. A., & Hiraldo, F. 2003. Land use changes and raptor conservation in steppe habitats of Eastern Kazakhstan. *Biological Conservation*, 111(1), 71-77.
- Sarasola, J. H., & Negro, J. J. 2006. Role of exotic tree stands on the current distribution and social behaviour of Swainson's hawk, *Buteo swainsoni* in the Argentine Pampas. *Journal of Biogeography*, 33(6), 1096-1101.
- Sarasola, J. H., Galmes, M. A., & Santillán, M. Á. 2007. Ecología y conservación del Aguilucho Langostero (*Buteo swainsoni*) en Argentina. *El hornero*, 22(2), 173-184.
- Sarasola, J. H., Bustamante, J., Negro, J. J., & Travaini, A. 2008. Where do Swainson's hawks' winter? Satellite images used to identify potential habitat. *Diversity and distributions*, 14(5), 742-753.
- Sarasola J. H. & Pérez M. 2017. Primer registro del Aguilucho Colorado (*Buteogallus meridionalis*) en la ecorregión del Desierto del Monte Revista Nuestras Aves N° 62 | Aves Argentinas (págs. 29-30)
- Schall, J. J., & Pianka, E. R. 1978. Geographical trends in numbers of species. *Science*, 201(4357), 679-686.
- Schrag, A. M., Zaccagnini, M. E., Calamari, N., & Canavelli, S. 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(1- 2), 135-142.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, D. de B. (ed). 2006. Inventario de campo de la región Espinal distrito Caldén y Ñandubay. in Primer inventario nacional de bosques nativos.

- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 2007. Primer inventario nacional de bosques nativos. Inventario de campo de la Región del Espinal Distritos Caldén y Ñandubay. Informe Regional Espinal Segunda Etapa. 1ra. Ed. Buenos Aires. 125 pp.
- Sergio, F., Newton, I., & Marchesi, L. 2005. Conservation: top predators and biodiversity. *Nature*, 436(7048), 192.
- Serrano D. 2000. Relationship between raptors and rabbits in the diet of Eagle Owls in southwestern Europe: competition removal or food stress? *Journal of Raptor Research* 34:305–310
- Seoane, J., Viñuela, J., Díaz-Delgado, R., & Bustamante, J. 2003. The effects of land use and climate on red kite distribution in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, 111(3), 401-414.
- Seoane, J. 2014. ¿Modelos mixtos (lineales)? Una introducción para el usuario temeroso. *Etología*, 24, 15-37.
- Soberón, J., & Llorente-Bousquets, J. E. 1993. La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad de México (CONABIO).
- Sokal, R. R., & Oden, N. L. 1978. Spatial autocorrelation in biology: 1. Methodology. *Biological journal of the Linnean Society*, 10(2), 199-228.
- Solaro, C., & Sarasola, J. H. 2015. Nest-spacing, not human presence, influences the breeding of Chimango Caracaras (*Milvago chimango*) in a peri-urban reserve. *Emu*, 115(1), 72- 75.
- Solaro, C. 2015. Ecología y comportamiento del chimango (*Milvago chimango*) en ambientes antropizados del centro de Argentina. Tesis Doctoral Universidad Nacional Del Comahue. Rio Negro, Argentina.
- Stattersfield, A. J., & Morrisey, T. 2000. *Threatened birds of the world: the official source for birds on the IUCN Red List*. D. R. Capper, & G. C. Dutson (Eds.). BirdLife International.

- Sternalski, A., Blanc, J. F., Augiron, S., Rocheteau, V., & Bretagnolle, V. 2013. Comparative breeding performance of Marsh Harriers *Circus aeruginosus* along a gradient of land- use intensification and implications for population management. *Ibis*, 155(1), 55-67.
- Tella, J. L., Forero, M. G., Hiraldo, F., & Donázar, J. A. 1998. Conflicts between Lesser Kestrel Conservation and European Agricultural Policies as Identified by Habitat Use Analyses. *Conservation Biology*, 12(3), 593-604.
- Tella, J. L., & Forero, M. G. 2000. Farmland habitat selection of wintering lesser kestrels in a Spanish pseudosteppe: implications for conservation strategies. *Biodiversity & Conservation*, 9(3), 433-441.
- Tellería, J. L., & Sáez-Royuela, C. 1986. El uso de la frecuencia en el estudio de la abundancia de grandes mamíferos. *Acta oecologica. Oecologia applicata*, 7(1), 69-75.
- Tellería, J. L., Santos, T., Sanchez, A., & Galarza, A. 1992. Habitat structure predicts bird diversity distribution in Iberian forests better than climate. *Bird Study*, 39(1), 63-68.
- Tellería, J. L., & Santos, T. 1993. Distributional patterns of insectivorous passerines in the Iberian forests: does abundance decrease near the border? *Journal of Biogeography*, 235-240.
- Tellería, J. L., & Santos, T. 1994. Factors involved in the distribution of forest birds in the Iberian Peninsula. *Bird Study*, 41(3), 161-169.
- Thiollay, J. M. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation Biology*, 3(2), 128-137.
- Thiollay, J. M. 2007. Raptor communities in French Guiana: distribution, habitat selection, and conservation. *Journal of Raptor Research*, 41(2), 90-105.
- Trani, M. K. 2002. The influence of spatial scale on landscape pattern description and wildlife habitat assessment. *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Island Press, Washington, 141-155.

- Travaini, A., Donazar, J. A., Rodríguez, A., Bustamante, J., Delibes, M., Hiraldo, F. & Funes, M. 1994. Nest-site characteristics of four raptor species in the Argentinian Patagonia. *The Wilson Bulletin*, 106(4), 753-757.
- Travaini, A., Rodríguez, A., Ceballos, O., Donazar, J. A., & Hiraldo, F. 1995. Roadside raptor surveys in Central Argentina.
- Travaini, A., Donazar, J. A., Rodríguez, A., Ceballos, O., Funes, M., Delibes, M., & Hiraldo, F. 1998. Use of European hare (*Lepus europaeus*) carcasses by an avian scavenging assemblage in Patagonia. *Journal of Zoology*, 246(2), 175-181.
- Travaini, A., Bustamante, J., Negro, J. J., & Quintana, R. D. 2004. ¿Puntos fijos o recorridos lineales para el censo de aves en la estepa patagónica? *Ornitol. Neotrop*, 15, 513-525.
- Vuilleumier, F., & Simberloff, D. 1980. *Ecology versus history as determinants of patchy and insular distributions in high Andean birds*. Plenum.
- Wiens, J. A. 1989. Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology*, 3, 385-397.
- Wiens, J.A. 1991. Ecological similarity of shrub-desert avifaunas of Australia and North-America. *Ecology*, 72, 479-495
- Wilson Jr, W. H., Zierzow, R. E., & Savage, A. R. 1998. Habitat Selection by Peatland Birds in a Central Maine Bog: The Effects of Scale and Year (Selección de Hábitat por Aves de turbera en una Anegado de la Parte Central de Maine: el Efecto de Escala y Año). *Journal of Field Ornithology*, 540-548.
- Wunderle, J. M. 1994. Census methods for Caribbean land birds. *Gen. Tech. Rep. SO-98. New Orleans, LA: US Dept of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. 26 p., 98.*
- Young, J. S., & Hutto, R. L. 2002. Use of regional-scale exploratory studies to determine bird-habitat relationships. *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale. Island, Covello, California, USA*, 107-119.

- Zaccagnini, M. E., Thompson, J. J., Bernardos, J., Calamari, N., Goijman, A., & Canavelli, S. 2011. Riqueza, ocupación y roles funcionales potenciales de las aves en relación a los usos de la tierra y la productividad de los agroecosistemas: un ejemplo en la ecorregión pampeana. *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas, y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA*, 185-219.
- Zak, M. R., Cabido, M., Cáceres, D., & Díaz, S. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environmental Management*, 42(2), 181-189.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Statistics for biology and health. *Springer*.

CAPÍTULO III

Uso y selección de hábitat de aves
rapaces en los bosques xerófilos de
La Pampa

RESUMEN:

Los acelerados cambios ambientales producidos por el hombre hacen necesario el estudio del rango geográfico de las especies. El Espinal argentino constituye una de las ecorregiones más transformadas del país. En este capítulo se examinan cómo variables como el porcentaje de cobertura de bosque, agrícola, arbustal, pastizal, la temporada (primavera/verano y otoño/invierno), variación climática, de estructura de paisaje, presión antrópica y año de muestreo se asocian al uso y selección de hábitat de aves rapaces tanto a escala de paisaje como a escala local en la Región del Espinal y su ecotono con el Monte y la Pampa. Se realizaron censos de aves rapaces en 90 parcelas (escala paisaje) y 360 puntos fijos (escala local) distribuidas en el área de estudio. Se identificaron un total de 16 especies de aves rapaces. De estas especies se eligieron 9, en función de sus abundancias y asociación a los distintos ambientes de acuerdo al Análisis de Correspondencia del Capítulo II, para profundizar un poco en el análisis de las variables que definieron su uso y selección del hábitat. Estas especies fueron el Carancho, el Chimango, el Halconcito colorado, el Halconcito gris, el Halcón plumizo, el Milano blanco, el Aguilucho común, el Jote cabeza colorada y finalmente, el Jote cabeza negra. Se modeló la presencia/ausencia como indicador de uso y la abundancia como indicador de selección a través de Modelos Lineales Generalizados Mixtos. La presencia y la abundancia de Carancho estuvo relacionado con la temporada, el año de muestreo, las abundancias de Chimango, Aguilucho común, Jote cabeza colorada y negra, y las coberturas de bosque y arbustal. El uso y selección de hábitat del Chimango estuvo asociado a la temporada, el año de muestreo, las coberturas agrícolas, bosque, arbustal y pastizal, la densidad poblacional y la distancia a las localidades, la TMA, el IHA, y las abundancias de Carancho y Jote cabeza negra. La presencia y abundancia del Halconcito colorado estuvo relacionado con la temporada, el año de muestreo, las coberturas agrícolas, bosque, pastizal y arbustal, y la abundancia de Carancho. El uso y selección de hábitat del Halconcito gris estuvo asociado a la temporada y las coberturas de bosque. La presencia y la abundancia del Halcón plumizo estuvo relacionado con la temporada, el año de muestreo, las coberturas agrícolas, bosque y arbustal, el IHA, y las abundancias de Chimango y Carancho. El uso y la selección de hábitat del Milano blanco estuvo asociado a la temporada, el año de muestreo, y las coberturas agrícolas y de bosque. La presencia y la abundancia del Aguilucho común estuvo relacionado con la temporada, el año de muestreo, las coberturas agrícolas, bosque, pastizal y arbustal, la distancia a las localidades y la abundancia de Carancho. El uso y selección de hábitat del Jote cabeza colorada estuvo relacionado con la temporada, el año de muestreo, las coberturas agrícolas y de bosque, la densidad poblacional, TMA, y las abundancias de Chimango, Carancho y Jote cabeza negra. La presencia y abundancia del Jote cabeza negra estuvo asociado a la temporada, al año de muestreo, las coberturas agrícolas, bosque y pastizal, la densidad poblacional, y las abundancias de Carancho y Jote cabeza colorada. El uso y la selección de hábitat de las aves rapaces difirió según la escala de espacial de estudio.

INTRODUCCIÓN

El hábitat de una especie se define como el área de un paisaje en el que se dan los requerimientos necesarios de comida, refugio y reproducción para dicha especie (Anderson 1991, Bos & Carthew 2003). El concepto de hábitat, es ampliamente utilizado en ecología, pero con diferentes significados de acuerdo al autor y el contexto (Hall *et al.* 1997, Di Bitetti 2012). Por ejemplo, mientras Di Bitetti (2012) 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” en el trabajo de Hall *et al.* (1997) emplean como definición de hábitat “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 (Bernardos 2015). Por lo tanto, el uso y selección del hábitat que llevan a cabo las especies silvestres son aspectos críticos en su vida.

Existe tradicionalmente una cierta confusión entre los conceptos de uso y selección de hábitat, mientras la expresión uso de hábitat se refiere a la distribución actual de los individuos a través de los distintos tipos de hábitat (Hutto 1985), la selección de hábitat se refiere a un proceso jerárquico de respuestas comportamentales que resultan en uso desproporcionado de determinados hábitats que tendrán implicancias en el fitness de los individuos (Hutto 1985, Block & Brennan 1993). En la práctica el uso de hábitat se suele estudiar a través de la comparación de las zonas usadas por una especie con las no utilizadas, mientras que la selección de hábitat comparará los hábitats utilizados con los hábitats realmente disponibles para los individuos (Jones 2001).

El uso del hábitat que hacen las especies se refiere a la utilización del hábitat y de los recursos presentes en el área utilizada (Carbonell & Tellería 1998). La selección de hábitat por otra parte, es un proceso activo por el cual una especie elige entre los distintos ambientes disponibles (Johnson 1980) y suele describirse como el resultado de un compromiso evolutivo para maximizar la supervivencia y/o el éxito reproductor a lo largo de la vida de un organismo (Krebs & Davies 1993). La selección de hábitat involucraría procesos jerárquicos relacionados con decisiones comportamentales innatas y aprendidas, mediante los cuales el animal elige qué componentes del hábitat usa (Morris 1987, Hall *et al.* 1997, Traba *et al.* 2009). Por lo tanto, la selección de hábitat es un fenómeno comportamental individual por el

cual los individuos eligen, a través de decisiones particulares estimuladas por factores ambientales, los sitios en los que maximizan su éxito reproductivo (Fretwell & Lucas 1969, Rosenzweig 1981, Morris 2003). Es decir, a través de características ambientales, cada individuo “pondera” o “evalúa” los hábitats disponibles para seleccionar cuál de ellos utilizar (Krebs 2001) y estas decisiones individuales se manifiestan a nivel poblacional y de comunidad. Es por ello que la selección de hábitat también puede interpretarse como una propiedad emergente de varios factores, tales como los mecanismos por los cuales el hábitat afecta la adecuación o “fitness individual”, la disponibilidad de hábitat (las características de los parches disponibles de hábitat), la abundancia poblacional, las características individuales de los animales y la manera en que los individuos compiten entre sí (Railsback *et al.* 2003).

Las decisiones de seleccionar o no un determinado hábitat, son tomadas por los individuos a diferentes escalas del ambiente, desde un nivel de macrohábitat, a escala de paisaje, por ejemplo, hasta un nivel de microhábitat, seleccionando las particularidades de un entorno inmediato a la posición del animal (Carbonell & Tellería 1998, Corbalán 2004). Por ejemplo, un ave forestal a escala de macrohábitat elegirá zonas boscosas frente a ambientes abiertos, pero a escala de microhábitat elegirá para situar su nido por ejemplo árboles de gran porte o zonas muy densas dentro del bosque. Así, es necesario definir a qué escalas espaciales y temporales los animales realizan dicha selección para poder generar modelos adecuados que permitan inferir la presencia y la dinámica de las poblaciones a partir de unas determinadas variables ambientales (Oatway & Morris 2007, Mostajo 2010).

El conocimiento acerca del uso o selección de hábitat por parte de los organismos es útil por lo tanto, para entender los sistemas ecológicos, evaluar procesos demográficos y de densidad poblacional, entender las interacciones intra e interespecíficas en un área determinada así como para predecir cambios en la estructura de las comunidades en función de cambios ambientales y, por supuesto, para el manejo adecuado de las especies de vida silvestre y la propuesta de medidas adecuadas de conservación (Getz 1961, Kaufman & Fleharty 1974, White & Garrot 1990, Ceballos & Navarro 1991, Dunning *et al.* 1995, Whisson *et al.* 2007, Colunga 2014).

Los modelos de selección de hábitat son ampliamente utilizados para evaluar la calidad del hábitat, para predecir los efectos de la alteración del hábitat y del manejo de fauna silvestre entre otros. Si bien son cuestionados por algunos autores, estos modelos presentan dos supuestos: 1) que los hábitats con altas densidades de individuos (hábitats muy seleccionados) son hábitats de alta calidad y que los hábitats con baja densidad indican hábitats de baja calidad, y 2) que las poblaciones de animales responden positivamente a la disponibilidad de hábitats altamente seleccionados (Railsback *et al.* 2003).

De acuerdo con las variadas interacciones entre individuos de distintas especies y el modo en que seleccionan el hábitat, se pueden describir distintas formas en que se estructuran las comunidades (Morris 1987). Las estrategias de selección de hábitat tienen fuertes influencias en el éxito individual porque la abundancia y accesibilidad a los recursos son discontinuas en ambientes naturales. Más aún, variaciones en la calidad del hábitat producen agregaciones locales y dispersiones de competidores intra e interespecíficos (Křivan & Sirot 2002). La distribución y abundancia de los individuos de especies simpátricas pueden, por lo tanto, ayudar a comprender patrones de regulación poblacional, selección de hábitat y organización de la comunidad generados por procesos denso dependientes (Hodara *et al.* 2000).

El uso diferencial de hábitats a menudo refleja diferencias en la habilidad de las especies para obtener y defender recursos compartidos, por lo que es de vital importancia documentar los casos en donde la competencia está enmascarada por selección de hábitat y demostrar que esa selección es causada por competencia interespecífica (Morris *et al.* 2000).

En las últimas décadas se han desarrollado diversas herramientas que permiten diferentes aproximaciones al estudio del uso y selección de hábitat de especies como así también modelos diseñados para hipotetizar rangos de distribución (Stockwell & Noble 1992). Entre ellos se encuentran los Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM). Los GLMM son extensiones matemáticas de modelos lineales, que utilizan una función de enlace para inducir linealidad entre la variable de respuesta y las variables predictoras, que incorporan la variación no constante directamente en el análisis y restringen la respuesta dentro de un rango específico (ReGLern 2006).

Fuera de algunos trabajos extensivos como el monitoreo de las poblaciones invernantes de Aguilucho Langostero realizadas a principios de la década del 2000 en la Región Pampeana (Sarasola *et al.* 2008), y trabajos particulares con el Halcón plumizo (Liébana 2015) y con el Chimango (Solaro 2015), poca es la información existente a nivel específico relativa al uso y selección de hábitat en aves rapaces en el centro de Argentina (Trejo 2007). Sí que existen, sin embargo, algunos trabajos que han evaluado uso o selección de hábitat en otras áreas del país, como por ejemplo la Pampa ondulada (Pedrana *et al.* 2008, Baladrón *et al.* 2017). Para la ecorregión del Espinal, existen trabajos donde se ha evaluado cómo varía la abundancia de las aves rapaces a lo largo de transectas lineales en vehículos (Travaini *et al.* 1995, Carrete *et al.* 2009), pero no existen trabajos que intenten explicar la presencia y abundancia de rapaces a nivel específico en función de variables ambientales.

Las rapaces suelen ser muy sensibles a la actividad antrópica, viéndose en general afectadas negativamente por las molestias o la persecución directa, aunque en algunos casos, la presencia humana puede generar un incremento en la disponibilidad de algunos recursos particulares teniendo efectos positivos sobre algunas especies (Newton 1979, Ferguson-Lees & Christie 2001, McClure *et al.* 2013). Las escalas en los estudios ecológicos son un aspecto importante, ya que los patrones ecológicos dependen de la escala espacial en la que se analizan y las relaciones que ocurren en una escala pueden variar en otra (Wilson *et al.* 1997, Johnson 1980, Trani 2002). En este sentido, y a pesar de la evidencia que respalda la importancia de las variables de microhábitat (estructura del hábitat y recursos alimenticios) en las relaciones de las distintas especies de aves con los hábitats que ocupan, algunos estudios sugieren que este enfoque puede no ser adecuado para describir completamente la selección de hábitat por especies que responden a los recursos a escala del paisaje (Sanchez-Zapata & Calvo 1999, MacFaden & Capen 2002, Young & Hutto 2002). En cuanto a los estudios acerca de la selección de hábitat por parte de las aves rapaces (órdenes Cathartiformes, Accipitriformes, Falconiformes y Strigiformes) a menudo se han centrado en atributos como la disponibilidad de presas, la estructura de la vegetación, la abundancia de sitios de percha y anidación y la competencia interespecífica (Janes 1985, INTA 1990).

La fragmentación, la degradación y la destrucción de los hábitats naturales altera la composición y estructura del entorno natural, es esperable por lo tanto que dichas transformaciones afecten a la disponibilidad de recursos para la nidificación (substrato de cría) y la alimentación (presas) de las distintas especies de aves rapaces, afectando por lo tanto el uso y selección de los mismos por parte de dichas especies. Sin embargo, las necesidades de cada especie de rapaz difieren al igual que su capacidad para adaptarse a las mencionadas transformaciones, por lo tanto, puede ser que mientras especies más especializadas se ven afectadas negativamente por las transformaciones de los hábitats, otras especies más plásticas y oportunistas, pueden verse favorecidas (Comparatore *et al.* 1996, Filloy & Bellocq 2007, Bilenca *et al.* 2008, Grande *et al.* 2018). La presencia y la abundancia local de un taxón en un lugar determinado dependen de factores ecológicos que actúan a escalas proximales, pero también de otros que actúan a escalas más amplias lo que puede hacer que algunas predicciones que son válidas para explicar la distribución a una escala no lo sean a otra escala diferente.

Al igual que ocurren en otros sistemas, sería esperable que las comunidades de aves rapaces que habitan los bosques de Caldén se vieran afectadas por los cambios introducidos por el hombre en su hábitat (ver capítulo II). Las aves más sensibles a las transformaciones o más ligadas a estos ambientes probablemente reducirán sus poblaciones, llegando incluso a

extinguirse localmente, mientras que las rapaces más generalistas, oportunistas o vinculadas al uso de zonas abiertas podrían verse favorecidas por esas transformaciones. Por lo tanto, el efecto del cambio en la abundancia y composición de la comunidad de aves rapaces dependerá de los requisitos de cada especie, así como de la escala y el nivel de perturbación del hábitat forestal.

El presente capítulo pretende contribuir al estudio del uso y selección de hábitat por parte de las aves rapaces en el distrito del Caldenal, dentro de la Región fitogeográfica del Espinal a distintas escalas espaciales y en dos épocas distintas del año para las aves rapaces, la época de cría (primavera/verano) y la época no reproductiva (otoño/invierno).

MATERIALES Y METODOS

Área de estudio y muestreos de campo

El área de estudio (Fig.2.1) y los muestreos de campo de este Capítulo se corresponde con los descritos en el Capítulo II.

VARIABLES DEPENDIENTES Y EXPLICATIVAS

A partir de los conteos de registros para cada caso (parcelas o puntos) se determinaron las variables dependientes abundancia (número de individuos de la especie) y presencia/ausencia (si la especie está presente o no en el punto fijo y parcela) de cada especie. Para los análisis se utilizaron las mismas variables explicativas climáticas, estacionales, de estructura del paisaje, de usos de suelo/cobertura y presión antrópica ya utilizadas para explicar los patrones generales de abundancia y riqueza de especies en el capítulo II. La presencia de otras especies de rapaces (y su abundancia) pueden afectar a la presencia y abundancia de las distintas especies de aves rapaces de distintas formas. La depredación intragremio puede hacer que la abundancia de una especie de depredador inhiba la presencia o afecte a la abundancia de especies que pueden convertirse en sus presas (Sergio *et al.* 2003). De igual forma, la abundancia de competidores podría inhibir la presencia de especies con requerimientos tróficos o lugares de nidificación similares (ver por ej. Martínez *et al.* 2008). Finalmente, en algunos casos, la presencia de otras especies puede servir de protección frente a depredadores o como facilitador en la búsqueda de alimento y por lo tanto su abundancia puede tener efectos positivos sobre la ocupación o la abundancia de otras especies de rapaces (Sergio *et al.* 2004). Por lo tanto, añadimos también como covariables en cada modelo, la abundancia de las distintas especies que probablemente de acuerdo a su dieta y tamaño, pudieran ser competidoras o depredadores de las especies cuya presencia o abundancia se

estaba modelando.

Análisis estadísticos

La existencia de correlación entre variables puede generar problemas en la resolución de los modelos, por lo tanto, para reducirla, antes de comenzar el proceso de modelado se evaluó la correlación entre variables de uso de suelo, antrópicas, estructura de paisaje y de variación climática (Tabla 2.1, Capítulo II). Se realizó mediante coeficientes de correlación de Spearman, (Green 1979, Dorman *et al.* 2013). Estas correlaciones fueron realizadas con el programa *RStudio* (R Core Team. 2016). Las variables correlacionadas ($r > 0.6$) fueron TMA, PPMa, RIC, NAP e IHA. De estas variables se utilizaron la Temperatura Media Anual (TMA) como representativa de variación biogeográfica y el Índice de Heterogeneidad Ambiental (IHA) como indicador de estructura de paisaje (Tabla 3 y 4 ANEXO). Las variables sometidas a la modelación de la regresión lineal fueron temporada, año, agrícola, arbustal, bosque, pastizal, DENSPOBL, D_LOCALI, TMA e IHA. También, en función de las posibles relaciones interespecíficas (competencia, facilitación, depredación) con la especie focal de cada análisis, se agregaron a cada modelo las variables de abundancia de Carancho (A_PP), Chimango (A_MC), Halconcito colorado (A_FS), Halconcito gris (A_SC), Halcón plumizo (A_FF), Milano blanco (A_EL), Aguilucho común (A_GP), Jote cabeza colorada (A_JCC) y Jote cabeza negra (A_JCN).

A partir de los resultados de los Análisis de Correspondencia del Capítulo II, se eligieron nueve especies que estuvieron más vinculadas a los usos de suelo de bosque, agrícola o pastizal y que tuvieran un mínimo tamaño muestral. Las especies elegidas fueron Carancho, Chimango, Halconcito colorado, Halconcito gris, Halcón plumizo, Milano blanco, Aguilucho común, Jote cabeza colorada y Jote cabeza negra. Para evaluar la selección y el uso de hábitat en estas especies se realizaron Modelos Lineales Generalizado Mixtos (GLMMs). Como en todo análisis que incluye un componente de análisis espacial, existe el riesgo de la pérdida de independencia de los datos debido a la autocorrelación espacial. La autocorrelación espacial es una propiedad espacial por la cual los valores que toma una variable en lugares próximos en el espacio pueden ser más similares entre sí (autocorrelación positiva) o más diferentes entre sí (autocorrelación negativa) que lo que cabría esperar en un conjunto de observaciones al azar (Legendre 1993). Desde el punto de vista estadístico, la presencia de autocorrelación espacial “infla” los p produciendo resultados artificialmente significativos. Desde el punto de vista biológico, es esencial reconocer que los patrones de variación en la riqueza son fenómenos esencialmente geográficos y como tales es importante la incorporación del espacio en el análisis. Por lo tanto, antes de realizar los GLMMs, es

preciso evaluar si existe o no autocorrelación espacial en los valores que adoptan nuestras variables dependientes (abundancia y presencia/ausencia de cada especie), para lo cual se realizaron correlogramas basados en el Índice de Moran realizados con el programa SAMv3.0. (Legendre 1993, Sokal *et al.* 1978, Rangel *et al.* 2010, Huang *et al.* 2011).

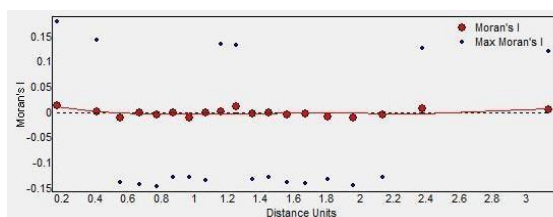
La variable dependiente como indicador de uso de hábitat por las distintas especies fue la presencia/ausencia de dichas especies. El año, la temporada y variables de cobertura y de presión antrópica fueron las variables explicativas. Dado que los censos se realizaron en dos años y en dos estaciones, y para evitar la pseudoreplicación, se incluyó la identidad de la parcela (en el análisis a escala de paisaje) o de los puntos fijos de muestreo (para los análisis a escala local) como factor *aleatorio* en los modelos. Se utilizó una distribución de la variable binomial y función de enlace logit (Cayuela 2014).

Para la selección de hábitat, se construyeron modelos con la abundancia de cada rapaz como variable dependiente y las variables de uso de suelo y presión antrópica como variables explicativas. Se utilizó una distribución de la variable de respuesta de Poisson (utilizada para análisis donde la variable dependiente es un conteo como en este caso) y una función de enlace log (Cayuela 2014). En los casos en los que la evaluación de la sobredispersión arrojó valores superiores a uno se utilizó una distribución Binomial Negativa (Seoane 2014). Para selección de variables de los modelos se utilizó la modalidad de paso a paso hacia atrás donde comenzamos el análisis con un modelo saturado que incluyó todas las variables explicativas y se fueron eliminando secuencialmente los términos no significativos del modelo ($p > 0.05$) y conservando sólo las variables explicativas significativas (Hosmer *et al.* 2013). El resultado final fue el modelo más adecuado para explicar la variabilidad en la variable respuesta, donde solamente se conservan las variables explicativas significativas. En todos los casos la multicolinealidad se evaluó calculando factores de inflación de varianza generalizados (VIF) utilizando el paquete 'car' (Fox & Weisberg 2011).

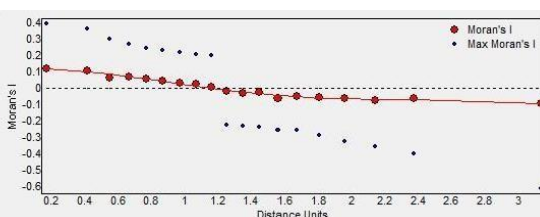
RESULTADOS

Los correlogramas de las variables respuesta, presencia/ausencia y abundancia de las nueve especies analizadas indican que no hubo autocorrelación espacial para ninguna de las variables y en ninguna de las especies (Fig. 3.1 y 3.2 respectivamente). Por lo tanto, se pudo proseguir con el modelado de forma clásica.

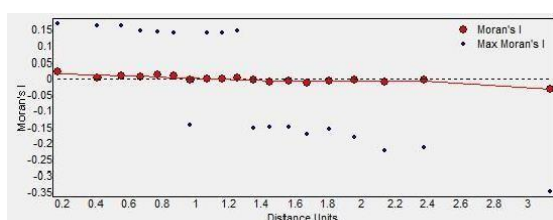
Carancho



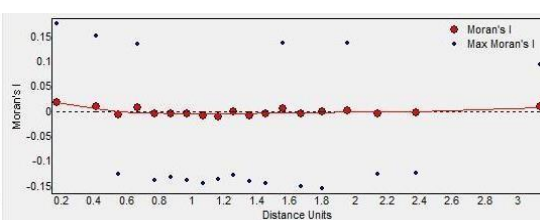
Chimango



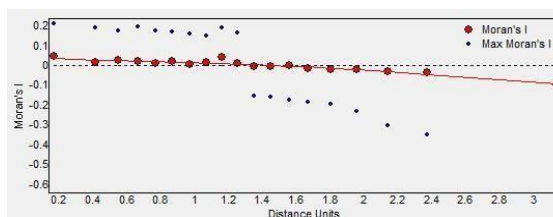
Milano blanco



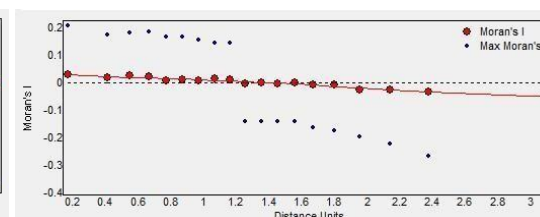
Halcón plumizo



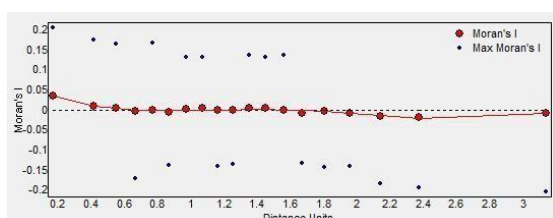
Aguilucho común



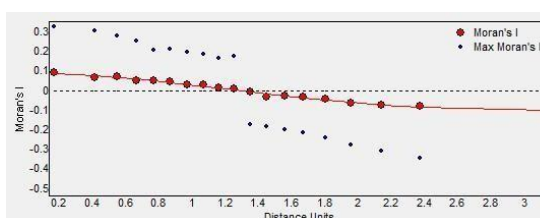
Halconcito colorado



Halconcito gris



Jote cabeza colorada



Jote cabeza negra

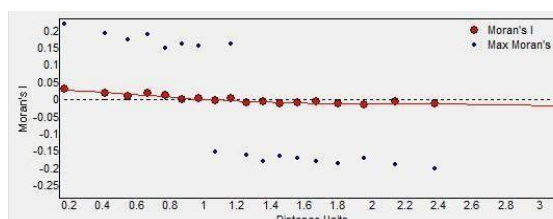
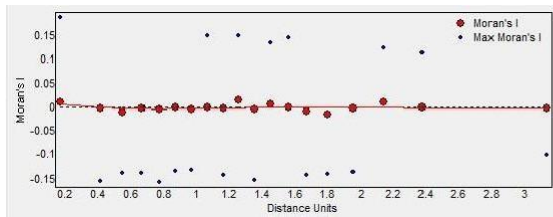
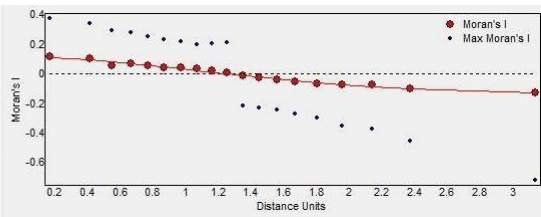


Figura 3. 1. Correlogramas de la variable respuesta presencia/ausencia para cada una de las 9 especies analizadas, Carancho, Chimango, Milano blanco, Halcón plumizo, Aguilucho común, Halconcito colorado, Halcón gris, Jote de cabeza colorada y Jote de cabeza negra.

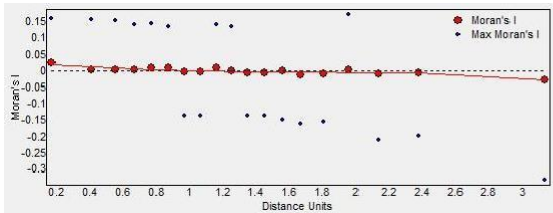
Carancho



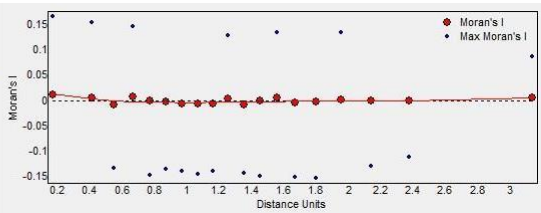
Chimango



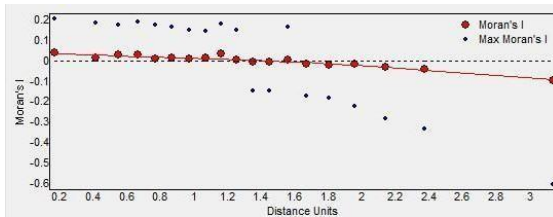
Milano blanco



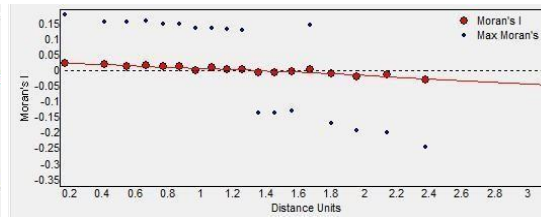
Halcón plumizo



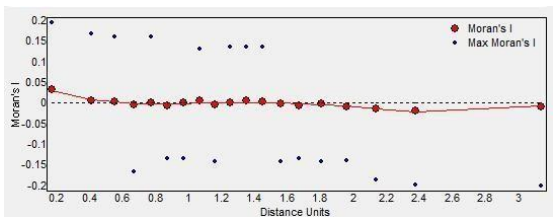
Aguilucho común



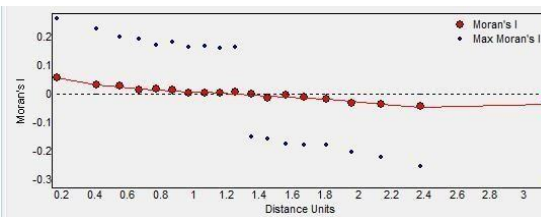
Halconcito colorado



Halconcito gris



Jote cabeza colorada



Jote cabeza negra

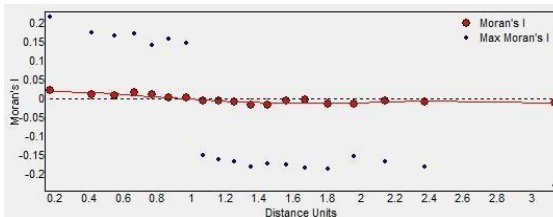


Figura 3. 2. Correlogramas de la variable respuesta abundancia para cada una de las 9 especies analizadas, Carancho, Chimango, Milano blanco, Halcón plumizo, Aguilucho común, Halconcito colorado, Halcón gris, Jote de cabeza colorada y Jote de cabeza negra.

El **Carancho** en la primavera/verano del primer año de muestreo estuvo presente en el 67% de las parcelas de bosque, 56% de agrícola y el 27% de las parcelas de pastizal. A escala local, estuvo presente en el 25% de los puntos fijos de bosque, en el 22% de los agrícolas y 11% en puntos de pastizal. Se detectaron de 1 hasta 5 individuos por punto fijo. En total se registraron 66 individuos. En el primer otoño/ invierno del 2015 el Carancho se detectó en el 94% parcelas agrícolas, 82% parcelas de pastizal y 81% parcelas de bosque. A escala local, se detectó en el 42% de agrícola, 39% de parcelas de bosque y 36% de pastizal. Se detectaron de 1 hasta 21 individuos por punto fijo. El número total de individuos fue de 164. En el segundo año de censos, en la primavera/verano el Carancho se censó en el 80% de las parcelas agrícolas y de pastizal, y en el 70% de las parcelas de bosque. A escala local se detectó en el 44% de pastizal, 36% de agrícola y 32% de puntos de bosque. Se registraron de 1 hasta 8 individuos por punto, registrándose 200 individuos en total. En la temporada de otoño/invierno del 2016 la especie se registró en el 90% de las parcelas de bosque, 80% parcelas de pastizal y 63% de las parcelas agrícolas. En puntos fijos, el Carancho se censó en el 43% de los puntos de bosque, 40% de pastizal y 25% de agrícolas. Se contaron de 1 hasta 5 ejemplares por punto; en total se registraron 244 individuos (Tabla 3.1).

El **Chimango** en la primavera/verano del primer año de muestreo estuvo presente en el 100% de las parcelas agrícolas, 67% de bosque y 64% de pastizal. A escala local, estuvo presente en el 75% de los puntos fijos de agrícola, en el 38% de los de bosque y 25% en puntos de pastizal. Se detectaron de 1 hasta 10 individuos por punto. En total, se detectaron 260 individuos. En el primer otoño/ invierno el Chimango se detectó en el 94% de las parcelas agrícolas, y el 67% de parcelas de bosque y pastizal. A escala local, se detectó en el 62% de puntos fijos agrícolas, 36% de parcelas de pastizal y 30% de bosque. Se detectaron de 1 hasta 16 individuos por punto. El número total de individuos en puntos fijos fue de 249. En el segundo año de censos, en la primavera/verano el Chimango se censó en el 97% de las parcelas de agrícolas y en el 80% de parcelas de bosque y pastizal. A escala local se censó en el 72% de puntos fijos agrícolas, 41% de bosque y 37% de puntos de pastizal. Se registraron de 1 hasta 20 individuos por punto, dando un total de 557 ejemplares. En la temporada de otoño/invierno del 2016 el Chimango se registró en el 97% parcelas agrícolas, 75% parcelas de pastizal y 72% parcelas de bosque. En puntos fijos, el Chimango se censó en el 62% de los puntos de agrícola, y 36% de bosque y pastizal. Se detectaron de 1 hasta 15 individuos por punto, y en total se registraron 549 individuos (Tabla 3.1).

En la primavera/verano del primer año de censos, el **Halconcito colorado** fue registrado en el 57% de las parcelas de bosque, el 37% de agrícola y en el 9% de pastizal. A escala local, esta especie se censó en el 18% de puntos fijos de bosque, 9% de agrícola y 2% en pastizal. Registrándose de a 1 o 2 individuos por punto fijo; el número total de Halconcitos colorados registrados fue de 35. En la temporada de otoño/invierno de ese año se censó en el 94% de parcelas agrícolas, 67% de bosque y 27% de pastizal. En puntos fijos, se censaron en el 45% de puntos de agrícola, 22% de bosque y 20% de pastizal, registrándose 1 a 3 individuos por punto fijo, dando un total de 86 individuos a esta escala. El Halconcito colorado, en la temporada primavera/verano del segundo año de censos se registró en el 60% de parcelas de bosque, 50% de agrícolas y 30% de pastizal. A escala local, esta especie fue censada en el 22% de los puntos de bosque, 17% de agrícola y 15% de pastizal, censando 95 individuos en total (de 1 a 4 individuos por punto fijo). En el otoño/invierno, a escala paisaje se registró en el 93% de parcelas de agrícolas, 82% de bosque y 45% de pastizal. A escala local, se censó en el 50% de puntos de agrícola, 41% de bosque y 17% de pastizal (también de 1 a 3 individuos por punto fijo, dando un total de 231 Halconcitos colorados) (Tabla 3.1).

El **Halconcito gris** en la primavera/verano del 2014/2015 no se detectó en ningún punto fijo de los tres tipos de uso de suelo (bosque, agrícola y pastizal). En el otoño/invierno de ese año, se censó en el 27% de las parcelas de pastizal, 14% de bosque y 6% de agrícola. En el caso de los puntos fijos, el Halconcito gris se registró en el 11% de puntos de pastizal, 4% de bosque y 2 % de agrícola (registrando un sólo individuo por punto, dando un total de 9 individuos en todos los puntos fijos). En la primavera/verano del segundo año de censos, se registró esta especie en el 5% de parcelas de pastizal y bosque. A escala local, se censó sólo en el 1% de puntos fijos de bosque y pastizal, registrándose 3 individuos (1 o 2 individuos por punto). En la temporada otoño/invierno del 2016, el Halconcito gris, a escala paisaje, se registró en el 35% de parcelas de pastizal y el 10% de bosque, no registrándose en zonas agrícolas. A escala de puntos fijos, se censó en el 9% de puntos de pastizal y el 2% de bosque, dando un total de 12 individuos (observando un individuo por punto) (Tabla 3.1).

El **Halcón plumizo** en la primavera/verano del 2014/2015 no se registró en ningún punto fijo de los tres tipos de uso de suelo. En la temporada otoño/invierno de 2015 se detectó en el 12% de parcelas de agrícola, 9% de bosque y 9% de pastizal. A escala de puntos fijos, se registraron 7 individuos en total repartidos en el 3% de puntos de agrícola y el 2% de bosque y 2% de pastizal (se censaron 1 o 2 individuos por punto). En la primavera/verano del segundo año de muestreo, se censaron Halcones plumizos en el 7% de parcelas agrícolas, 5%

de bosque y 5% de pastizal. A escala local, se registraron 6 individuos en puntos fijos (2% de agrícola y 2% de pastizal, y el 1% de bosque), se observó un individuo por punto. En la temporada otoño/invierno del 2016, a escala paisaje, el Halcón plumizo sólo se detectó en el 23% de parcelas agrícolas, el 7% de bosque y 5% de pastizal. A escala local, se censó en el 6% de puntos fijos agrícolas, 2% de bosque y 1% de pastizal (17 individuos en total, observando de 1 hasta 2 individuos por punto) (Tabla 3.1).

El **Milano blanco** en la primera primavera/verano del 2014/2015 no se detectaron individuos en ninguno de los tres tipos de uso de suelo. En el otoño/invierno del 2015, sólo se censó individuos en el 6% de las parcelas de agrícola. En los puntos fijos, se registró en el 2% de agrícola (1 individuo por punto). En la primavera/verano de 2015/2016 el Milano blanco se registró en el 13% de parcelas agrícolas y 5% de bosque. A escala local, se censó sólo en el 3% de puntos fijos agrícolas y el 1% de bosque (observando 1 o 2 ejemplares por punto, dando 8 individuos en total). En el otoño/invierno del 2016, se detectó esta especie en el 47% de las parcelas agrícolas, 10% de pastizal y el 10% de bosque. En puntos fijos, se censaron Milanos blancos en el 14% de puntos agrícolas, y el 2% de bosque y 2% de pastizal (32 individuos en total censados a escala local, censado de 1 hasta 4 ejemplares por punto) (Tabla 3.1).

En la primavera/verano del 2014/2015, el **Aguilucho común** se registró sólo en el 18% de las parcelas de pastizal (censando 1 individuo por punto). A escala local, sólo se registró en el 5% de puntos fijos de pastizal (2 individuos en total). En el otoño/invierno del 2015, se censó esta especie en el 36% de parcelas de pastizal y 5% de bosque (registrando 1 por punto). En los puntos fijos, sólo se censó en el 14% de pastizal y el 1% de bosque (9 ejemplares en total). El Aguilucho común, en la primavera/verano del segundo año de muestreo se detectó en el 30% de parcelas de pastizal y el 2% de bosque (censando 1 o 2 individuos por punto). A escala local, se censaron ejemplares sólo en el 11% de puntos de pastizal y el 1% de bosque (11 individuos en total). En el otoño/invierno del 2016, el Aguilucho común se registró en el 40% de parcelas de pastizal, 7% de agrícola y 5% de bosque (censando 1 individuos por punto). A escala local, se censaron ejemplares en el 16% de puntos de pastizal, 2% de agrícola y 1% de bosque (19 individuos en total) (Tabla 3.1).

En la primavera/verano del primer año de censos, se detectaron **Jotes de cabeza colorada** en el 73% de las parcelas de pastizal, 52% de bosque y 6% de agrícola (censando de 1 hasta 7 individuos por punto). A escala local, se censaron individuos en el 29% de puntos de pastizal, 24% de bosque y 5% de agrícola (71 individuos en total en puntos fijos). En el otoño/invierno en ambas escalas no se detectaron individuos de Jote cabeza colorada por ser

una especie migradora y que sólo estaría en época estival en nuestra zona de estudio. En la primavera/verano del segundo año de muestreo, se registraron individuos en el 80% de parcelas de pastizal, 45% de bosque y 7% de agrícola. A escala local, se censaron ejemplares en el 51% de puntos de pastizal, 22% de bosque y 2% de agrícola (detectando de 1 hasta 24 individuos por punto, obteniendo 280 individuos en total). A pesar de ser una especie migradora, en el otoño/invierno del 2016 sí se registraron Jotes de cabeza colorada en el 20% de parcelas de pastizal y en el 15% de parcelas de bosque. En puntos fijos, se registraron en el 5% de puntos de pastizal y el 4% de bosque (19 individuos en total, censando de 1 hasta 4 individuos por punto) (Tabla 3.1).

El **Jote cabeza negra**, en la primavera/verano del 2014/2015 se registró en el 9% de las parcelas de bosque y el 6% de agrícola (censando de 1 a 2 individuos por punto). A escala local, se censaron sólo en el 2% de puntos de bosque y el 1% de agrícola (5 individuos en total). En el otoño/invierno de 2015, se censaron ejemplares sólo en el 9% de parcelas de pastizal y el 5% de bosque (detectando 2 o 4 individuos por punto). En puntos fijos, se detectaron individuos sólo en el 2% de pastizal y el 1% de bosque (6 individuos en total). En la primavera/verano del 2015/2016, el Jote cabeza negra se detectó en el 15% de parcelas de pastizal y 10% de bosque (registrando de 1 a 3 individuos por punto). A escala local, se registraron en el 4% de puntos de pastizal y en el 2% de bosque (15 individuos en total). En el otoño/invierno del 2016 se registraron ejemplares en el 30% de parcelas de pastizal y el 27% de bosque (detectando de 1 hasta 32 individuos por punto). En puntos fijos, sólo se detectaron individuos en el 14% de puntos de pastizal y el 10% de bosque (68 individuos en total).

Tabla 3.1. Número de individuos, número de puntos fijos y número de parcelas en que se detectó cada especie, en cada temporada y en cada tipo de uso de suelo. BOSQUE, AGRÍCOLA y PASTIZAL (pastizal). PV1 (primera primavera/verano), OI1 (primer otoño/invierno), PV2 (segunda primavera/verano) y OI2 (segundo otoño/invierno). N° I (número de individuos), N° PF (número de puntos fijos en los que estuvo presente la especie), N° P (número de parcelas en las que se detectó la especie), TOTAL (total de individuos). En PV1 y OI1 fueron 84 puntos fijos de bosque, 64 de agrícola y 44 de pastizal. En PV2 y OI2 fueron 160 puntos fijos de bosque, 120 de agrícola y 80 de pastizal.

Carancho										Carancho											
Temporada	BOSQUE			AGRÍCOLA			PASTIZAL			TOTAL	Temporada	BOSQUE			AGRÍCOLA			PASTIZAL			TOTAL
	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P			N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	
PV1	38	21	14	20	14	9	8	5	3	66	OI1	74	33	17	61	27	15	29	16	9	164
PV2	90	52	28	59	43	24	51	35	16	200	OI2	133	69	36	55	30	19	56	32	16	244

Chimango										Chimango											
Temporada	BOSQUE			AGRÍCOLA			PASTIZAL			TOTAL	Temporada	BOSQUE			AGRÍCOLA			PASTIZAL			TOTAL
	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P			N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	
PV1	53	32	14	179	48	16	28	11	7	260	OI1	39	25	14	188	40	15	22	16	7	249
PV2	144	65	32	368	86	29	45	30	16	557	OI2	130	57	29	362	74	29	57	29	15	549

H colorado										H colorado											
Temporada	BOSQUE			AGRÍCOLA			PASTIZAL			TOTAL	Temporada	BOSQUE			AGRÍCOLA			PASTIZAL			TOTAL
	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P			N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	
PV1	24	15	12	9	6	6	2	1	1	35	OI1	31	19	14	43	29	15	12	9	3	86
PV2	52	36	24	27	21	15	16	12	6	95	OI2	121	65	33	92	60	28	18	14	9	231

H Gris										H Gris											
Temporada	BOSQUE			AGRÍCOLA			PASTIZAL			TOTAL	Temporada	BOSQUE			AGRÍCOLA			PASTIZAL			TOTAL
	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P			N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	
PV1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	OI1	3	3	3	1	1	1	5	5	3	9
PV2	2	2	2	0	0	0	1	1	1	3	OI2	4	4	4	0	0	0	8	7	7	12

Continuación Tabla 3.1

H plumizo										H plumizo																													
BOSQUE										AGRÍCOLA						PASTIZAL				BOSQUE										AGRÍCOLA						PASTIZAL			
Temporada	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	TOTAL	Temporada	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	TOTAL	Temporada	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	TOTAL							
PV1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	OI1	3	2	2	3	2	2	1	1	1	7	O12	6	4	3	10	7	7	1	1	1	17							
PV2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	6																													

Milano blanco										Milano blanco																													
BOSQUE										AGRÍCOLA						PASTIZAL				BOSQUE										AGRÍCOLA						PASTIZAL			
Temporada	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	TOTAL	Temporada	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	TOTAL	Temporada	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	TOTAL							
PV1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	OI1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	O12	5	4	4	25	17	14	2	2	2	32							
PV2	0	0	0	6	4	4	2	1	1	8																													

Aguilucho Común										Aguilucho Común																													
BOSQUE										AGRÍCOLA						PASTIZAL				BOSQUE										AGRÍCOLA						PASTIZAL			
Temporada	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	TOTAL	Temporada	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	TOTAL	Temporada	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	TOTAL							
PV1	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	OI1	1	1	1	0	0	0	8	6	4	9	O12	2	2	2	2	2	2	15	13	8	19							
PV2	1	1	1	0	0	0	10	9	6	11																													

Jote cabeza colorada										Jote cabeza colorada																													
BOSQUE										AGRÍCOLA						PASTIZAL				BOSQUE										AGRÍCOLA						PASTIZAL			
Temporada	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	TOTAL	Temporada	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	TOTAL	Temporada	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	TOTAL							
PV1	39	20	11	5	3	1	27	13	8	71	OI1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	O12	13	6	6	0	0	0	6	4	4	19							
PV2	111	36	18	8	2	2	161	41	16	280																													

Continuación Tabla 3.1

Jote cabeza negra	BOSQUE			AGRÍCOLA			PASTIZAL			TOTAL
	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	
Temporada	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	TOTAL
PV1	3	2	2	2	1	1	0	0	0	5
PV2	8	4	4	0	0	0	7	3	3	15

Temporada	BOSQUE			AGRÍCOLA			PASTIZAL			TOTAL
	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	N° I	N° PF	N° P	
O11	2	1	1	0	0	0	4	1	1	6
O12	45	16	11	0	0	0	23	11	6	68

Carancho

El uso de hábitat de Carancho a escala paisaje no estuvo asociado a ninguna de las variables consideradas. En cambio, a escala local, la presencia/ ausencia estuvo asociada de manera positiva a la temporada, la abundancia de Chimango y la abundancia de Aguilucho común (Tabla 3.2). Es decir, que el Carancho tuvo mayor probabilidad de presencia en la temporada otoño/invierno que en la temporada primavera/verano, y en puntos fijos con abundantes Chimangos y Aguiluchos comunes. Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. Las variables temporada y abundancia de Aguilucho común tuvieron coeficientes > 0.10 , mientras que la variable abundancia de Chimango tuvo un coeficiente muy bajo 0.0490 . Sin embargo, el ajuste del modelo fue muy bajo $R^2c < 10\%$ lo que indica que las variables incorporadas al modelo explican una parte mínima de la variación en el uso del hábitat del Carancho a escala local.

Tabla 3.2. Modelo final obtenido del GLMM en el que se modeló la presencia/ausencia del Carancho a escala local, en relación al año, la cobertura vegetal, la presión antrópica, la estructura de paisaje, las variables climáticas, la abundancia de otras rapaces y la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno) en el Caldenal, la zona de influencia del Espinal en la provincia de La Pampa. Temporada otoño/invierno, A_MC (Abundancia de Chimango) y A_GP (Abundancia de Aguilucho común). La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 2.65% (R^2 marginal) y la proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 9.13% (R^2 condicional).

Variabes	Coefficientes	SE	Chisq	GL	Pr(>Chisq)
Intercepto	-1.2274	0.2210			
Temporada			4.8769	1	0.00272 *
Otoño/Invierno	0.2911	0.1318			
A_MC	0.0490	0.0213	5.2566	1	0.0218 *
A_GP	1.0403	0.3304	9.9137	1	0.0016 **

La selección de hábitat del Carancho a escala paisaje estuvo asociada de manera positiva al año de muestreo, la temporada y el bosque; y de manera negativa por el arbustal (Tabla 3.3a). La abundancia de Carancho fue mayor la temporada otoño/invierno y en el segundo año de muestreo, en parcelas con altos porcentajes de cobertura boscosa y poca cobertura de arbustal. Las variables tuvieron coeficientes > 0.10 pero, nuevamente, el ajuste del modelo fue malo (R^2c cercano al 20%, Tabla 3.3a) lo que indica poco soporte estadístico a las relaciones encontradas a escala de paisaje para la selección de hábitat del

Carancho. A escala local, la selección de hábitat de esta especie estuvo asociada a la temporada y las abundancias de Chimango, Aguilucho común, Jote cabeza negra y Jote cabeza colorada (todas de manera positiva). Es decir que la abundancia de Carancho fue mayor en la temporada otoño/invierno que en primavera/verano; y en puntos fijos con abundantes Chimangos, Aguiluchos comunes, Jotes cabeza negra y Jotes cabeza colorada (Tabla 3.3b) Nuevamente los modelos que no incluyeron las otras especies quedaron igual que estos sin las interacciones, a ambas escalas. Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. Las variables temporada, abundancia de Aguilucho común y abundancia de Jote cabeza negra tienen coeficientes >0.10, mientras que las variables abundancia de Chimango y abundancia de Jote cabeza colorada tienen coeficientes <0.10. El ajuste del modelo fue moderado (R^2 cercano al 30%) pero con poca varianza explicada por los factores fijos del modelo (R^2 marginal < 5%, Tabla 3.3b) lo que indica poco soporte estadístico a las relaciones encontradas.

Tabla 3.3. Modelo final obtenido del GLMM en el que se modeló la abundancia del Carancho a escala de paisaje (a) y local (b), en relación al año, la cobertura vegetal, las variables climáticas, la presión antrópica, la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno) y la abundancia de otras especies de rapaces con las que pudiera interactuar (competencia/facilitación). Temporada otoño/invierno, Año2 (segundo año de muestreo), A_MC (Abundancia de Chimango), A_GP (Abundancia de Aguilucho común); A_JCC (Abundancia de Jote cabeza colorada) y A_JCN (Abundancia de Jote cabeza negra). La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 6.61% (R^2 marginal) a escala paisaje y 4.42% a escala local. La proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 18.79% (R^2 condicional) a escala paisaje y 29.23% a escala local.

a) Escala paisaje:

Variables	Coefficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	0.9976	0.1442			
Temporada			1	3.5362	2.73e-09 ***
Otoño/Invierno	0.2516	0.0389			
Año			1	3.8367	5.86e-10 ***
Año 2	0.4018	0.0648			
BOSQUE	0.1035	0.0337	1	9.3881	0.0021 **
ARBUSTAL	-0.1537	0.0439	1	12.2636	0.00046 ***

b) Escala local:

VARIABLES	Coeficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	-1.6281	0.1537			
Temporada			1	2.8305	1.03e-07 ***
Otoño/Invierno	0.4425	0.0831			
A_MC	0.0468	0.0118	1	1.5625	7.22e-05 ***
A_GP	0.5560	0.1596	1	1.2134	0.00049 ***
A_JCC	0.0624	0.0196	1	1.0061	0.00151 **
A_JCN	0.1743	0.0653	1	7.1206	0.00762 **

Chimango

El uso de hábitat del Chimango a escala paisaje estuvo asociado negativamente a la temporada, el bosque y el arbustal y positivamente por la densidad de la población humana (Tabla 3.4a). La probabilidad de presencia de esta especie fue mayor en parcelas con bajo porcentaje de bosque y arbustal, en sitios densamente poblados y en la temporada primavera/verano. Las variables tuvieron coeficientes >0.10 pero el R^2c fue bajo ($<20\%$) por lo tanto no hay evidencia estadística procedente de este análisis para afirmar que el uso de hábitat del Chimango a escala paisaje es afectado por la temporada, el bosque, el arbustal y la densidad poblacional. A escala local, el uso de hábitat del Chimango estuvo asociado de forma negativa por la temporada y positivamente por el porcentaje de cobertura agrícola (Tabla 3.4b). Esto significa, que la probabilidad de presencia de esta especie, en puntos fijos fue mayor en la temporada primavera/verano que en otoño/invierno, y en sitios con alto porcentaje de cobertura agrícola (Tabla 3.22). Las variables tuvieron coeficientes >0.10 y el R^2c fue moderado ($<30\%$) lo que indica un apoyo relativamente moderado a las relaciones encontradas en el uso de hábitat del Chimango a escala. Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2.

Tabla 3.4. Modelo final obtenido del GLMM en el que se modeló la presencia/ausencia del Chimango a escala paisaje (a) y local (b), en relación al año, la cobertura vegetal, la presión antrópica y la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno) en el Caldenal, la zona de influencia del Espinal en la provincia de La Pampa. Temporada primavera/verano, DENSPOBL (densidad poblacional). La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 14.91% (R^2 marginal) a escala paisaje y 8.26% a escala local. La proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 14.94% (R^2 condicional) a escala paisaje y 27.50% a escala local.

a) Escala paisaje:

Variables	Coefficientes	SE	Chisq	GL	Pr(>Chisq)
Intercepto	1.3026	3.2300			
Temporada			3.8880	1	0.048633 *
Primavera/Verano	-1.3725	0.6961			
BOSQUE	-1.4187	0.5603	6.4121	1	0.011335 *
ARBUSTAL	-1.0641	0.4025	6.9901	1	0.008196 **
DENSPOBL	18.4038	6.4716	8.0871	1	0.004458 **

b) Escala local:

Variables	Coefficientes	SE	Chisq	GL	Pr(>Chisq)
Intercepto	0.2497	0.2340			
Temporada			4.5349	1	0.03321 *
Primavera/Verano	-0.2908	0.1365			
AGRÍCOLA	0.5949	0.1038	3.285	1	9.951e-09 ***

La selección de hábitat del Chimango, a escala paisaje, estuvo asociada positivamente al año de censo, la temporada, el porcentaje de agrícola y pastizal, y negativamente por el arbustal y la distancia a localidades (Tabla 3.5a). La mayor abundancia de esta especie se dio en el segundo año de muestreo, en la temporada otoño/invierno, en parcelas con mucha cobertura agrícola y pastizales, parcelas con poco arbustal, en sitios próximos a localidades (Tabla 3.1). El modelo presentó un buen ajuste de los datos R^2c (>50%) y las variables significativas tienen coeficientes >0.10 lo que indica un buen soporte estadístico a los efectos de la temporada, el año de muestreo, las coberturas (agrícola, pastizal y arbustal) y la distancia a las localidades a la abundancia de Chimangos a escala paisaje. A escala local, la selección de hábitat estuvo asociada a la cobertura agrícola, la TMA, la abundancia de Carancho de manera positiva; y de manera negativa a la abundancia de Jote cabeza negra y el Índice de Heterogeneidad Ambiental (IHA. Es decir, que la abundancia de Chimango fue mayor en puntos fijos con alto porcentaje de) cobertura agrícola y altas temperaturas, sitios homogéneos paisajísticamente, con abundantes Caranchos y pocos Jotes de cabeza negra (Tabla 3.5b). Nuevamente, este modelo explicó bastante bien la variabilidad en la abundancia de Chimangos a escala local (R^2c cercano a 70%, variables significativas con coeficientes >0.10).

Tabla 3.5. Modelo final obtenido del GLMM en el que se modeló la abundancia del Chimango a escala paisaje (a) y local (b) en relación al año, la cobertura vegetal, la variación biogeográfica, estructura del paisaje, la presión antrópica y la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno). TMA (temperatura media anual), IHA (índice de heterogeneidad ambiental), A_PP (abundancia Carancho), A_JCN (abundancia jote cabeza negra), temporada otoño/invierno, Año 2 (segundo año de muestreo), D_LOCALI (distancia a la localidad). Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 31.77% (R^2 marginal) a escala paisaje y 20.14% a escala local. La proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 56.62% (R^2 condicional) a escala paisaje y 68.70% a escala local.

a) Escala paisaje:

Variables	Coefficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	1.4271	0.1864			
Temporada			1	7.5004	0.006168 **
Otoño/Invierno	0.0418	0.0152			
Año			1	4.1566	1.139e-10 ***
Año 2	0.5892	0.0913			
AGRÍCOLA	0.2307	0.0350	1	4.3295	4.707e-11 ***
PASTIZAL	0.1362	0.0454	1	8.9824	0.002726 **
ARBUSTAL	-0.1959	0.0406	1	2.3217	1.447e-06 ***
D_LOCALI	-0.4167	0.0867	1	2.3082	1.552e-06 ***

b) Escala local:

Variables	Coefficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	1.4271	0.1864			
Temporada			1	7.5004	0.006168 **
Otoño/Invierno	0.0418	0.0152			
Año			1	4.1566	1.139e-10 ***
Año 2	0.5892	0.0913			
AGRÍCOLA	0.2307	0.0350	1	4.3295	4.707e-11 ***
PASTIZAL	0.1362	0.0454	1	8.9824	0.002726 **
ARBUSTAL	-0.1959	0.0406	1	2.3217	1.447e-06 ***
D_LOCALI	-0.4167	0.0867	1	2.3082	1.552e-06 ***

Halconcito colorado

El uso del hábitat del Halconcito colorado, a escala paisaje, estuvo asociado de manera positiva a la temporada y el bosque y, negativamente a las coberturas de arbustal y pastizal (Tabla 3.6 a). Significa que la probabilidad de presencia de esta especie fue mayor en parcelas con alto porcentaje de bosque, bajos porcentajes de cobertura de pastizal y arbustal, mayor presencia en la temporada otoño/invierno respecto a la primavera/verano. El modelo ajusta con un buen R^2 c (cercano al 50%) y las variables significativas tienen coeficientes >0.10 lo que indica que los resultados son robustos. A escala local, la presencia/ ausencia del Halconcito colorado estuvo asociada a la temporada y el año de muestreo, la abundancia de Carancho (de manera positiva) y la cobertura de pastizal (con efecto negativo). Es decir que, la probabilidad de presencia de esta especie fue mayor en el segundo año de censos, en la temporada otoño/invierno en relación a la primavera/verano, con abundantes Caranchos y en puntos fijos con poca cobertura de pastizales (Tabla 3.6b y Tabla 3.1). El modelo ajusta con un R^2 c cercano a 20% y con coeficientes >0.10 en las variables significativas, lo que sugiere un apoyo débil desde el punto de vista estadístico de estas relaciones. Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2.

Tabla 3.6. Modelo final obtenido del GLMM en el que se modeló la presencia/ausencia del Halconcito colorado a escala de paisaje y local en relación al año, la cobertura vegetal, la variación biogeográfica, la presión antrópica y la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno) en el Caldenal, la zona de influencia del Espinal en la provincia de La Pampa. Temporada otoño/invierno, Año 2 (segundo año de muestreo), A_PP (abundancia de Carancho). La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 33.64% (R^2 marginal) a escala paisaje y 14.26% a escala local. La proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 48.24% (R^2 condicional) a escala paisaje y 18.76% a escala local.

a) Escala paisaje:

VARIABLES	Coeficientes	SE	Chisq	GL	Pr(>Chisq)
Intercepto	-0.3810	0.6299			
Temporada			1.5672	1	7.53e-05 ***
Otoño/Invierno	2.0022	0.5058			
BOSQUE	0.4851	0.2232	4.7221	1	0.0297 *
PASTIZAL	-0.4441	0.1754	6.4088	1	0.0113 *
ARBUSTAL	-0.9313	0.3179	8.5797	1	0.0033 **

b) Escala local:

VARIABLES	Coeficientes	SE	Chisq	GL	Pr(>Chisq)
Intercepto	-3.6279	0.3961			
Temporada			4.8087	1	4.07e-12 ***
Otoño/Invierno	1.0506	0.1534			
Año			6.5598	1	0.0104 *
Año 2	0.4513	0.1035			
PASTIZAL	-0.4055	0.1048	1.6004	1	6.31e-05 ***
A_PP	0.1690	0.0608	7.6779	1	0.0055 **

La selección de hábitat del Halconcito colorado a escala paisaje estuvo asociada de manera positiva a la temporada, el porcentaje de cobertura de bosque, agrícola y arbustal (Tabla 3.7a). Es decir, que la abundancia de esta especie fue mayor en la temporada otoño/invierno que en primavera/verano, en parcelas con altos porcentajes de cobertura de bosque, agrícola y de arbustal (Tabla 3.7a). El modelo ajusta con un muy buen R^2c (>80%) y las variables significativas tienen coeficientes >0.10 lo que indica un buen soporte estadístico al modelo. A escala local, la abundancia del Halconcito colorado estuvo asociada a la temporada y la abundancia de Carancho de manera positiva, y de manera negativa al pastizal y al bosque (Tabla 3.7b). Esto significa que la abundancia de esta especie fue mayor en la temporada otoño/invierno que en primavera/verano, en puntos fijos con poca cobertura de pastizal y bosque, con abundantes Caranchos (Tabla 3.1). El modelo ajusta con un R^2c cercano a 30% (ajuste moderado) y las variables significativas tienen coeficientes >0.10 (excepto abundancia de Carancho) lo que indica un apoyo relativamente prudente a las relaciones encontradas, menor si cabe, en el caso de la abundancia de Carancho. Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2.

Tabla 3.7. Modelo final obtenido del GLMM en el que se modeló la abundancia del Halconcito colorado a escala paisaje (a) y local (b), en relación al año, la cobertura vegetal, la variación biogeográfica, la estructura de paisaje, la presión antrópica y la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno). Temporada otoño/invierno, A_PP (abundancia de Carancho). La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 42.49% (R^2 marginal) a escala paisaje y 12.64% a escala local. La proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 84.23% (R^2 condicional) a escala paisaje y 27.49% a escala local.

a) Escala paisaje:

Variables	Coefficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	0.0937	0.1180			
Temporada			1	4.1754	< 2.2e-16 ***
Otoño/Invierno	1.0956	0.0536			
AGRÍCOLA	0.3742	0.0910	1	16.888	3.96e-05 ***
BOSQUE	0.4509	0.1057	1	18.195	1.99e-05 ***
ARBUSTAL	0.4276	0.0788	1	29.440	5.76e-08 ***

b) Escala local:

Variables	Coefficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	-2.6246	0.1970			
Temporada			1	6.5679	5.30e-10 ***
Otoño/Invierno	0.8488	0.1047			
BOSQUE	-0.2086	0.0695	1	9.0021	0.0026 **
PASTIZAL	-0.4423	0.0956	1	2.1403	3.72e-06 ***
A_PP	0.0966	0.0298	1	1.0513	0.00118 **

Halconcito gris

El uso de hábitat del Halconcito gris a escala paisaje estuvo asociado positivamente a la temporada y negativamente a la cobertura agrícola (Tabla 3.8a). La mayor probabilidad de presencia de esta especie fue en parcelas con poca cobertura agrícola y mayor en la temporada otoño/invierno que en primavera/verano. El modelo ajusta con un buen R^2c (>60%) y las variables significativas tienen coeficientes >0.10 lo que indica que el modelo es bastante robusto. A escala local, la presencia/ ausencia estuvo asociada a la temporada y el bosque (ambas de manera positiva) (Tabla 3.8b). Mayor probabilidad de presencia en la temporada otoño/invierno que en primavera/verano y en sitios con altos porcentajes de cobertura boscosa. El modelo ajusta con un buen R^2c >40% y las variables significativas retenidas por el mismo tienen coeficientes >0.10.

Tabla 3.8. Modelo final obtenido del GLMM en el que se modeló la presencia/ausencia del Halconcito gris a escala paisaje (a) y local (b), en relación al año, la cobertura vegetal, la presión antrópica y la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno) en el Caldenal, la zona de influencia del Espinal en la provincia de La Pampa. Temporada otoño/invierno. Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 51.56% (R^2 marginal) a escala paisaje y 21.32% a escala local. La proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 62.10% (R^2 condicional) a escala paisaje y 47.55% a escala local.

a) Escala paisaje:

Variables	Coefficientes	SE	Chisq	GL	Pr(>Chisq)
Intercepto	-3.7275	0.5953			
Temporada			1.2975	1	0.00031 ***
Otoño/Invierno	1.6320	0.4531			
AGRÍCOLA	-1.9515	0.4664	19.999	1	7.749e-06 ***

b) Escala local:

Variables	Coefficientes	SE	Chisq	GL	Pr(>Chisq)
Intercepto	-8.0847	1.3317			
Temporada			8.8864	1	0.0028 **
Otoño/Invierno	1.9022	0.6381			
BOSQUE	0.6575	0.2268	8.4036	1	0.0037 **

La selección de hábitat del Halconcito gris, a escala paisaje, estuvo asociada de manera positiva a la temporada y de manera negativa a la cobertura agrícola (Tabla 3.9a y Tabla 3.1). La abundancia fue mayor en la temporada otoño/invierno que en primavera/verano y en parcelas con porcentajes bajos de cobertura agrícola. El modelo ajusta con un buen R^2c (>50%) y las variables significativas tienen coeficientes >0.10 apoyando la importancia de las variables retenidas. A escala local, la abundancia de esta especie estuvo asociada a la temporada y al bosque, ambos positivamente (Tabla 3.9b). El Halconcito gris, en puntos fijos fue más abundante en la temporada otoño/invierno que en primavera/verano y en sitios con alto porcentaje de cobertura boscosa (Tabla 3.1). El modelo tiene un R^2c >90% y las variables retenidas por el mismo tienen coeficientes >0.10 entonces la temporada y el bosque afectan a la selección de hábitat del Halconcito gris a escala local.

Tabla 3.9. Modelos finales obtenido del GLMM en el que se modeló la abundancia del Halconcito gris a escala local y paisaje, en relación al año, la cobertura vegetal, la variación biogeográfica, estructura de paisaje, la presión antrópica y la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno). Temporada otoño/invierno. Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 46.59% (R^2 marginal) a escala paisaje y 23.41% a escala local. La proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 57.41% (R^2 condicional) a escala paisaje y 99.28% a escala local.

a) Escala paisaje:

VARIABLES	Coeficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	-3.4549	0.4112			
Temporada			1	2.2339	2.28e-06 ***
Otoño/Invierno	1.2939	0.2738			
AGRÍCOLA	-1.7303	0.3336	1	26.897	2.14e-07 ***

b) Escala local:

VARIABLES	Coeficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	-8.8285	1.4827			
Temporada			1	8.8226	0.0029 **
Otoño/Invierno	1.8458	0.6212			
BOSQUE	0.6762	0.2600	1	6.7544	0.0092 **

Halcón plumizo

El uso de hábitat del Halcón plumizo a escala paisaje estuvo asociado de forma positiva con la temporada y el porcentaje de cobertura agrícola (Tabla 3.10a). La probabilidad de presencia de esta especie fue mayor en la temporada otoño/invierno que en primavera/verano y en parcelas con altos porcentajes de cobertura agrícola. Las variables significativas tienen coeficiente >0.10 aunque el modelo tiene un ajuste moderado, ($R^2c >30\%$) lo que indica que estas relaciones tienen un soporte estadístico moderado. A escala local, el uso de hábitat estuvo asociado de manera positiva al Índice de Heterogeneidad Ambiental (IHA), la abundancia de Chimango y la abundancia de Carancho, y de manera negativa por el bosque (Tabla 3.10b). En puntos fijos, la probabilidad de presencia del Halcón plumizo fue mayor en sitios más heterogéneos paisajísticamente, con bajos porcentajes de cobertura boscosa, y con abundantes Chimangos y Caranchos. Las variables significativas tienen coeficiente >0.10 (excepto Abundancia de Chimango que tiene 0.0819) y el modelo ajusta con un R^2c moderadamente bueno ($>40\%$) lo que indica un soporte moderado del modelo.

Tabla 3.10. Modelos finales obtenidos del GLMM en el que se modeló la presencia/ausencia del Halcón plumizo a escala paisaje (a) y local (b), en relación al año, la cobertura vegetal, la variación biogeográfica, la estructura de paisaje, la presión antrópica y la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno) en el Caldenal, la zona de influencia del Espinal en la provincia de La Pampa. Temporada otoño/invierno, IHA (Índice de Heterogeneidad ambiental), A_MC (abundancia de Chimango), A_PP (abundancia de Carancho). Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 24.16% (R^2 marginal) a escala paisaje y 22.51% a escala local. La proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 38.11% (R^2 condicional) a escala paisaje y 45.97% a escala local.

a) Escala paisaje:

VARIABLES	Coeficientes	SE	Chisq	GL	Pr(>Chisq)
Intercepto	-3.7159	0.6816			
Temporada			1.6007	1	6.31e-05 ***
Otoño/Invierno	1.4417	0.3603			
AGRÍCOLA	0.8735	0.2056	18.044	1	2.15e-05 ***

b) Escala local:

VARIABLES	Coeficientes	SE	Chisq	GL	Pr(>Chisq)
Intercepto	-6.9096	1.1870			
BOSQUE	-1.0859	0.4613	5.5395	1	0.0185 *
IHA	2.4818	1.0444	5.6467	1	0.0174 *
A_MC	0.0819	0.0415	3.8902	1	0.0485 *
A_PP	0.3008	0.1020	8.7003	1	0.0031 **

La selección de hábitat del Halcón plumizo, a escala paisaje, estuvo asociada con la temporada y el año (de manera positiva) y con el bosque y el arbustal (de manera negativa) (Tabla 3.11a y Tabla 3.1). Hubo mayor abundancia de Halcón plumizo en la temporada otoño/invierno que en primavera/verano, en parcelas con poco bosque y arbustal. Las variables significativas tienen coeficiente >0.10 y el modelo ajusta con un $R^2c >50\%$ lo que indica un respaldo relativamente bueno para el modelo y las relaciones retenidas. A escala local, la selección de hábitat del Halcón plumizo sólo estuvo asociada a la temporada de manera positiva (Tabla 3.11b). En puntos fijos la abundancia de Halcón plumizo fue mayor en la temporada otoño/invierno que en primavera/verano (Tabla 3.1). La variable temporada tiene un coeficiente >0.10 y el modelo ajusta con un $R^2c >90\%$ por lo tanto la temporada afecta la selección de hábitat del Halcón plumizo a escala local.

Tabla 3.11. Modelos finales obtenidos del GLMM en el que se modeló la abundancia del Halcón plumizo a escala paisaje (a) y local (b), en relación al año, la cobertura vegetal, la variación biogeográfica, la estructura de paisaje, la presión antrópica y la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno). Temporada otoño/invierno, Año 2 (segundo año de muestreo). Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 14.04% (R^2 marginal) a escala paisaje y 29.71% a escala local. La proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 55.86% (R^2 condicional) a escala paisaje y 99.9% a escala local.

a) Escala paisaje:

Variables	Coefficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	- 4.2793	0.5454			
Temporada			1	3.9333	3.57e-10 ***
Otoño/Invierno	1.2397	0.1977			
Año				6.1405	0.01316 *
Año 2	0.5014	0.2022			
BOSQUE	-0.5893	0.1704	1	11.9535	0.00054 ***
ARBUSTAL	-0.6182	0.2015	1	9.4115	0.0021 **

b) Escala local:

Variables	Coefficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	-1.0568	1.2670			
Temporada			1	9.2271	0.0023**
Otoño/Invierno	1.3863	0.4564			

Milano blanco

El uso de hábitat del Milano blanco, a escala paisaje, estuvo asociado a la temporada, el año, la cobertura agrícola y de bosque (todas de manera positiva) (Tabla 3.12a). La probabilidad de presencia de esta especie fue mayor en la temporada otoño/invierno que en primavera/verano, en el segundo año de muestreo, y en parcelas con abundante cobertura agrícola y de bosque. Las variables significativas tienen coeficientes >0.10 y el modelo ajusta con un R^2c moderado ($>30\%$). A escala local, el uso estuvo asociado de manera positiva a la temporada y el año (Tabla 3.12b). La probabilidad de presencia del Milano blanco fue mayor en la temporada otoño/invierno que en primavera/verano, y en el segundo año de muestreo respecto al primero. El modelo ajusta con un $R^2c >90\%$ y las variables significativas tienen coeficientes >0.10 entonces la temporada y el año de muestreo afectan el uso de hábitat del Milano blanco a escala local.

Tabla 3.12. Modelos finales obtenidos del GLMM en el que se modeló la presencia/ausencia del Milano blanco a escala local y paisaje, en relación al año, la cobertura vegetal, la variación biogeográfica, la estructura del paisaje, la presión antrópica y la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno) en el Caldenal, la zona de influencia del Espinal en la provincia de La Pampa. Temporada otoño/invierno, Año 2 (segundo año de muestreo). Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 23.76% (R^2 marginal) a escala paisaje y 10.2% a escala local. La proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 34.99% (R^2 condicional) a escala paisaje y 98.32% a escala local.

a) Escala paisaje:

Variables	Coefficientes	SE	Chisq	GL	Pr(>Chisq)
Intercepto	-5.8549	1.1092			
Temporada			1.7806	1	2.44e-05 ***
Otoño/Invierno	1.5445	0.3660			
Año			0.7746	1	0.0092 **
Año 2	1.1666	0.4482			
BOSQUE	0.7519	0.2334	1.0379	1	0.0012 **
AGRÍCOLA	0.6575	0.2596	6.4150	1	0.0113 *

b) Escala local:

Variables	Coefficientes	SE	Chisq	GL	Pr(>Chisq)
Intercepto	-3.5556	5.357			
Temporada			3.0345	1	3.61e-08 ***
Otoño/Invierno	6.126	1.112			
Año			1.7699		2.58e-05 ***
Año 2	6.9116	1.644			

La selección de hábitat del Milano blanco a escala paisaje estuvo asociada a la temporada y el año (de manera positiva) (Tabla 3.13a). La abundancia fue mayor en la temporada otoño/invierno que en primavera/verano y en el segundo año de muestreo (Tabla 3.1). Las variables significativas tienen coeficientes >0.10 y el modelo ajusta con un $R^2c >60\%$ entonces la temporada y el año de muestreo afectan la selección de hábitat del Milano blanco a escala paisaje. A escala local, la selección también estuvo asociada de manera positiva al año de muestreo y la temporada (Tabla 3.13b). El número de individuos registrados en puntos fijos fue mayor en la temporada otoño/invierno que en primavera/verano y en el segundo año de muestreo (Tabla 3.1). Las variables significativas tienen coeficientes >0.10 , el modelo ajusta con un R^2c alto ($>90\%$) entonces hay evidencia para afirmar que la temporada y el año de muestreo afectan la selección de hábitat del Milano blanco a escala local.

Tabla 3.13. Modelos finales obtenidos del GLMM en el que se modeló la abundancia del Milano blanco a escala paisaje (a) y local (b), en relación al año, la cobertura vegetal, la presión antrópica y la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno). Temporada otoño/invierno, Año 2 (segundo año de muestreo). Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 18.48% (R^2 marginal) a escala paisaje y 4.68% a escala local. La proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 69.37% (R^2 condicional) a escala paisaje y 99.99% a escala local.

a) Escala paisaje:

VARIABLES	Coeficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	-5.5422	0.6081			
Temporada	1.6764	0.2136	1	6.1568	4.27e-15 ***
Otoño/Invierno					
Año					
Año 2	0.7057	0.2161	1	1.0663	0.0010 **

b) Escala local:

VARIABLES	Coeficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	-1.4259	1.8214			
Temporada			1	1.3559	0.00023 ***
Otoño/Invierno	1.4469	0.3929			
Año			1	8.2255	0.0041 **
Año 2	2.1352	0.7445			

Aguilucho común

A escala de parcela, el uso de hábitat del Aguilucho común estuvo asociado de manera positiva a la temporada, el pastizal, el arbustal y la distancia a localidades. (Tabla 3.14a). La probabilidad de presencia de esta especie fue mayor en la temporada otoño/invierno que en primavera/verano, en parcelas con abundantes pastizales y arbustales, alejados de las localidades. Las variables significativas tienen coeficientes >0.10 y el modelo ajusta con un $R^2c >60\%$ lo que indica un buen ajuste del modelo. A escala local, el uso de hábitat del Aguilucho común estuvo asociado positivamente a la abundancia de Carancho y negativamente por las coberturas boscosa y agrícola. Esto significa que la probabilidad de presencia de esta especie fue mayor en puntos con poco bosque y poca cobertura agrícola, y con abundantes Caranchos (Tabla 3.14b). El modelo ajusta con un $R^2c >40\%$ y las variables significativas tienen coeficientes >0.10 siendo por lo tanto el modelo relativamente bueno.

Tabla 3.14. Modelos finales obtenidos del GLMM en el que se modeló la presencia/ausencia del Aguilucho común a escala paisaje (a) y local (b), en relación al año, la cobertura vegetal, la variación biogeográfica, la estructura de paisaje, la presión antrópica y la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno). Temporada otoño/invierno, A_PP (abundancia de Carancho), D_LOCALI (distancia a localidades). Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 44.10% (R^2 marginal) a escala paisaje y 13.69% a escala local. La proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 69.36% (R^2 condicional) a escala paisaje y 44.53% a escala local.

a) Escala paisaje:

Variables	Coefficientes	SE	Chisq	GL	Pr(>Chisq)
Intercepto	-6.1191	1.2754			
Temporada			1.3369	1	0.00025 ***
Otoño/Invierno	2.1268	0.5817			
PASTIZAL	1.0317	0.3233	10.185	1	0.0014 **
ARBUSTAL	0.5885	0.2935	4.020	1	0.0449 *
D_LOCALI	0.8922	0.3319	7.227	1	0.0071 **

b) Escala local:

Variables	Coefficientes	SE	Chisq	GL	Pr(>Chisq)
Intercepto	-4.7841	0.4815			
BOSQUE	-0.6034	0.2420	6.2173	1	0.0126 *
AGRÍCOLA	-1.0237	0.3027	1.1432	1	0.00072 ***
A_PP	0.2373	0.0934	6.4508	1	0.01109 *

La selección de hábitat del Aguilucho común a escala paisaje estuvo asociada positivamente a la temporada, el año de muestreo, el pastizal, el arbustal y, negativamente a la distancia a localidades (Tabla 3.15a). La abundancia de esta especie fue mayor en la temporada otoño/invierno que en primavera/verano, en el segundo año de censos, en parcelas con abundante cobertura de pastizal y arbustal, y alejados de las localidades (Tabla 3.1). Las variables significativas tienen coeficientes >0.10 y el modelo tuvo un muy buen ajuste ($R^2_c >80\%$). A escala local, la selección asociada a la abundancia de Carancho (positivamente), coberturas agrícolas y boscosa (negativamente) (Tabla 3.15b). Hubo mayor abundancia de Aguilucho común en puntos con abundantes Caranchos, poco bosque y cultivo. El modelo ajusta con un R^2_c bastante bajo ($<10\%$) por lo que a pesar que las variables significativas tienen coeficientes >0.10 , se puede decir que el soporte estadístico para estas relaciones a escala local es mínimo.

Tabla 3.15. Modelos finales obtenidos del GLMM en el que se modeló la abundancia del Aguilucho común a escala local y paisaje, en relación al año, la cobertura vegetal, la variación biogeográfica, la estructura de paisaje, la presión antrópica y la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno). Temporada otoño/invierno, Año 2 (segundo año de muestreo), A_PP (abundancia de Carancho), D_LOCALI (distancia a localidades). Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 45.62% (R^2 marginal) a escala paisaje y 3.38% a escala local. La proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 80.84% (R^2 condicional) a escala paisaje y 9.76% a escala local.

a) Escala paisaje:

Variables	Coeficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	-5.1303	0.5848			
Temporada			1	3.8249	6.22e-10 ***
Otoño/Invierno	1.1787	0.1906			
AÑO			1	6.0210	0.01413
Año 2	0.4719	0.1923			
PASTIZAL	0.7241	0.1998	1	13.1399	0.00028 ***
ARBUSTAL	0.4681	0.1867	1	6.2898	0.01214 *
D_LOCALI	0.6333	0.2156	1	8.6278	0.033 **

b) Escala local:

Variables	Coefficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	4.7328	0.4470			
BOSQUE	-0.6125	0.2239	1	7.4815	0.0062 **
AGRÍCOLA	-1.0318	0.2900	1	1.2659	0.00037 ***
A_PP	0.2430	0.0657	1	1.3677	0.00021 ***

Jote cabeza colorada

El uso de hábitat del Jote cabeza colorada a escala de parcela estuvo asociado negativamente con la temporada y la densidad poblacional. Es decir, que la mayor probabilidad de presencia de la especie fue en la temporada primavera/verano y en parcelas con densidades poblacionales bajas (Tabla 3.16 a). Las variables significativas tienen coeficientes >0.10 y el modelo ajustó muy bien ($R^2c >90\%$) lo que da un buen soporte estadístico a las relaciones encontradas. A escala local, el uso de hábitat del Jote cabeza colorada estuvo asociado positivamente con el año de muestreo y la abundancia de Jote cabeza negra, y negativamente por la temporada, la cobertura agrícola, la TMA y la abundancia de Chimango. Es decir, que la probabilidad de presencia de la especie fue mayor en la temporada primavera/verano, en el segundo año de muestreo, en puntos con menor cobertura agrícola, con menores temperaturas medias anuales, con menores abundancias de Chimangos y con mayores abundancias de Jotes de cabeza negra (Tabla 3.16). El modelo ajusta con un buen $R^2c (>60\%)$ y las variables significativas tienen coeficientes >0.10 por lo tanto hay evidencia estadística para afirmar que la temporada, el año de muestreo, la cobertura agrícola, la Temperatura Media Anual (TMA) y las abundancias de Chimango y Jote cabeza negra afectan el uso de hábitat de hábitat del Jote cabeza colorada a escala local.

Tabla 3.16. Modelos finales obtenidos del GLMM en el que se modeló la presencia/ausencia del Jote cabeza colorada a escala paisaje (a) y local (b), en relación al año, la cobertura vegetal, la presión antrópica, la variación climática, la estructura de paisaje y la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno). Temporada primavera/verano, Año 2 (segundo año de muestreo), TMA (temperatura media anual), A_MC (abundancia de Chimango), A_JCN (abundancia Jote cabeza negra), DENSPOBL (densidad poblacional). Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 97.99% (R^2 marginal) a escala paisaje y 63.35% a escala local. La proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 98.23% (R^2 condicional) a escala paisaje y 68.20% a escala local.

a) Escala paisaje:

Variables	Coefficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	-2.3515	1.0736			
Temporada			1	2.9308	6.17e-08 ***
Primavera/Verano	-2.9057	0.5367			
DENSPOBL	-13.4250	2.9941	1	20.105	7.33e-06 ***

b) Escala local:

Variables	Coefficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	0.6783	0.6260			
Temporada			1	6.9619	<2.2e-16 ***
Primavera/Verano	-3.341	0.3966			
AÑO			1	4.5541	0.0328 *
Año 2	0.5517	0.2585			
AGRÍCOLA	-1.0919	0.1863	1	3.4341	4.60e-09 ***
TMA	-0.4775	0.1728	1	7.6379	0.00571 **
A_MC	-0.3215	0.1306	1	6.0576	0.0138 *
A_JCN	0.5622	0.1832	1	9.4128	0.002155 **

La selección de hábitat del Jote cabeza colorada a escala de paisaje estuvo asociada de manera positiva sólo al año de muestreo, y de manera negativa a la temporada, el bosque y la densidad poblacional (DENSPOBL). A escala de parcela, el Jote cabeza colorada fue más abundante en la temporada primavera/verano, en el segundo año de censos, en parcelas con poco bosque y con bajas densidades poblacionales (Tabla 3.17a). Las variables significativas tienen coeficientes >0.10 y el modelo ajusta con un $R^2c >90\%$ lo que indica que el modelo explica una parte muy importante de la variabilidad de nuestros datos. A escala local, la abundancia del Jote cabeza colorada estuvo asociada positivamente al año de muestreo, la abundancia de Carancho y la abundancia de Jote cabeza negra. La temporada, la cobertura agrícola, la Temperatura Media Anual (TMA) y la abundancia de Chimango, quedaron retenidas en el modelo final de manera negativa. Esto significa, que la mayor abundancia de Jote cabeza colorada se dio en la temporada primavera/verano, en el segundo año de muestreo, en puntos con poca cobertura agrícola, con bajas temperaturas, pocos Chimangos y abundantes Caranchos y Jotes de cabeza negra. (Tabla 3.17b y Tabla 3.1). El modelo ajusta con un buen $R^2c (>70\%)$ y las variables significativas tienen coeficientes >0.10 por lo que nuevamente el modelo presenta un buen soporte estadístico.

Tabla 3.17. Modelos finales obtenidos del GLMM en el que se modeló la abundancia del Jote cabeza colorada a escala local y paisaje, en relación al año, la cobertura vegetal, la presión antrópica y la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno). Temporada primavera/verano, Año 2 (segundo año de muestreo), TMA (temperatura media anual), A_MC (abundancia de Chimango), A_PP (abundancia de Carancho), A_JCN (abundancia de Jote cabeza negra), DENSPOBL (densidad poblacional). Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 92.98% (R^2 marginal) a escala paisaje y 55.40% a escala local. La proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 93.24% (R^2 condicional) a escala paisaje y 79.04% a escala local.

a) Escala paisaje:

Variables	Coefficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	-1.9235	1.0907			
Temporada			1	1.5330	2.2e-16 ***
Primavera/Verano	-2.9163	0.2355			
Año			1	1.2169	0.00048 ***
Año 2	0.6299	0.1806			
BOSQUE	-0.3830	0.1317	1	8.4578	0.0036 **
DENSPOBL	-9.5188	2.2927	1	17.2366	3.3e-05 ***

b) Escala local:

Variables	Coefficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	-0.5495	0.4470			
Temporada			1	1.4900	<2.2e-16 ***
Primavera/Verano	-3.1141	0.2551			
AÑO			1	3.1612	1.88e-08 ***
Año 2	0.8105	0.1441			
AGRÍCOLA	-1.0935	0.1767	1	3.4341	4.60e-09 ***
TMA	-0.5480	0.1720	1	1.0150	0.0014 **
A_MC	-0.1594	0.0763	1	4.3585	0.0368 *
A_PP	0.1552	0.0460	1	1.1349	0.00075 ***
A_JCN	0.4855	0.1160	1	1.7508	2.86e-05 ***

Jote cabeza negra

El uso de hábitat del Jote cabeza negra, a escala paisaje, sólo estuvo asociado a la densidad poblacional y de manera negativa. Esto significa que la probabilidad de presencia de esta especie fue mayor en lugares con bajas densidades poblacionales (Tabla 3.18a). La variable significativa densidad poblacional (DENSPOBL) tiene coeficiente >0.10 y el modelo ajusta con un $R^2c >90\%$ por lo tanto el modelo explica muy bien la variabilidad de

nuestros datos. A escala local, el uso de hábitat del Jote cabeza negra estuvo asociado de manera positiva a la temporada, el año y la abundancia de Carancho, y de manera negativa por la cobertura agrícola. Esto quiere decir, que la mayor probabilidad de presencia de esta especie fue mayor en la temporada otoño/invierno, en el segundo año de muestreo, en puntos con poca cobertura agrícola, y con abundantes Caranchos (Tabla 3.18b). El modelo ajusta con un R^2 bueno ($>50\%$) y las variables significativas tienen coeficientes >0.10 indicando un buen soporte estadístico a las relaciones encontradas a escala local.

Tabla 3.18. Modelos finales obtenidos del GLMM en el que se modeló la presencia/ausencia del Jote cabeza negra a escala local y paisaje, en relación al año, la cobertura vegetal, la variación biogeográfica, la estructura de paisaje, la presión antrópica y la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno). Temporada otoño/invierno, Año 2 (segundo año de muestreo), A_PP (abundancia de Carancho), DENSPOBL (densidad poblacional). Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. La proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos es del 93.54% (R^2 marginal) a escala paisaje y 40.60% a escala local. La proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 94.50% (R^2 condicional) a escala paisaje y 56.38% a escala local.

a) Escala paisaje:

Variables	Coeficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	-5.161	1.300			
DENSPOBL	-7.482	2.184	1	7.0719	0.0078 **

b) Escala local:

Variables	Coeficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	-9.6144	1.3696			
Temporada			1	8.8104	0.0029 **
Otoño/Invierno	1.1890	0.4005			
Año			1	9.6292	0.0019 **
Año 2	1.6710	0.5385			
AGRÍCOLA	-1.4580	0.3682	1	1.5678	7.50e-05 ***
A-PP	0.1822	0.0878	1	4.3045	0.0380 *

La selección de hábitat del Jote cabeza negra, a escala paisaje estuvo asociada a la temporada (de manera positiva) y por el bosque, pastizal y densidad poblacional (de manera negativa). Esto significa que la mayor abundancia de esta especie ocurrió en la temporada otoño/invierno, en parcelas con poco bosque y pastizal, con bajas densidades poblacionales (Tabla 3.19a). Las variables significativas tienen coeficientes >0.10 y el

modelo ajusta con un buen R^2c ($>90\%$) lo que indica un buen soporte estadístico a los efectos de la temporada, las coberturas de bosque y pastizal, y la densidad poblacional (DENSPOBL) sobre la selección de hábitat del Jote cabeza negra a escala paisaje. A escala local, la selección de hábitat del Jote cabeza negra estuvo asociada positivamente a la temporada, el año, la abundancia de Carancho y la abundancia de Jote cabeza colorada, y negativamente por la cobertura de agrícola. Es decir, que el Jote cabeza negra fue más abundante en la temporada otoño/invierno, en el segundo año de muestreo, en sitios con menor cobertura agrícola, con abundantes Jotes de cabeza colorada y Caranchos (Tabla 3.19b y Tabla 3.1). El modelo ajusta con un $R^2c >90\%$ y las variables significativas tienen coeficientes >0.10 entonces hay evidencia estadística para afirmar que la temporada, el año de muestreo, la cobertura agrícola, y las abundancias de Carancho y Jote cabeza colorada afectan la selección de hábitat del Jote cabeza negra a escala local.

Tabla 3.19. Modelos finales obtenidos del GLMM en el que se modeló la abundancia del Jote cabeza negra a escala paisaje (a) y local (b), en relación al año, la variación biogeográfica, la estructura de paisaje, la cobertura vegetal, la presión antrópica y la época del año (temporada primavera/verano vs temporada otoño/invierno). Temporada otoño/invierno, Año 2 (segundo año de muestreo), A_PP (abundancia de Carancho), A_JCC (abundancia de Jote cabeza colorada), DENSPOBL (densidad poblacional). Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. A escala paisaje, el R^2 marginal (la proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos) fue del 95.24% y la proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 99.67% (R^2 condicional). A escala local, la proporción de varianza explicada sólo por los factores fijos (R^2 marginal) fue del 13.68% y la proporción de varianza explicada tanto por las variables predictoras como aleatorias fue del 99.99% (R^2 condicional).

a) Escala paisaje:

Variabes	Coefficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	-1.1038	2.1447			
Temporada			1	2.6926	2.06e-07 ***
Otoño/Invierno	1.3084	0.2521			
BOSQUE	-0.5968	0.2379	1	6.3480	0.0119 *
PASTIZAL	-0.8703	0.3773	1	5.3231	0.0211 *
DENSPOBL	-8.9116	3.5892	1	6.1684	0.0139 *

b) Escala local:

Variables	Coefficientes	SE	GL	Chisq	Pr(>Chisq)
Intercepto	-1.4143	1.4162			
Temporada			1	3.1083	2.47e-08 ***
Otoño/Invierno	1.8678	0.3550			
AÑO			1	1.9867	8.30e-06***
Año 2	1.6782	0.3765			
AGRÍCOLA	-1.4353	0.6376	1	5.0666	0.0243 *
A_PP	0.1121	0.0503	1	4.9614	0.00075 ***
A_JCC	0.2778	0.0823	1	1.1396	0.02591 *

DISCUSIÓN

Las aves rapaces difieren en su respuesta a la transformación humana de los hábitats naturales (Tella *et al.* 1998, Herremans & Herremans-Tonnoeyr 2000, Donazar *et al.* 2002, Martínez *et al.* 2003). No exhiben una respuesta uniforme a los cambios de hábitat, sino que la respuesta de cada especie depende de sus características particulares, como el tamaño corporal, los hábitos de alimentación y cría, y su capacidad de dispersión. Estas características también determinan la escala espacial de cualquier respuesta, con los consiguientes efectos en la estructura de las comunidades. A los efectos que pueden tener los distintos tipos de cobertura hay que añadirle la estructura espacial de dicha cobertura y por supuesto, otros factores ambientales y de presión antrópica (Carrete *et al.* 2006, Gavier-Pizarro *et al.* 2012).

Los resultados del presente análisis refuerzan algunos de los resultados del capítulo anterior. Por una parte, varias de las especies estudiadas tuvieron abundancias mayores en la temporada de otoño-invierno que en la temporada de primavera-verano. Esto fue así tanto a escala de paisaje como a escala local y en los análisis de uso y selección, lo que indica que aparecieron en más parcelas, en más puntos y en mayor número. Si bien, en algunos casos podría deberse a la incorporación de individuos juveniles nacidos en la temporada de cría, también es posible que estos cambios respondan a fenómenos dispersivos o migratorios de muchas de estas especies, como se sugirió por ejemplo para el Águila mora (López *et al.* 2017). Tan solo el Jote de cabeza colorada mostró la tendencia contraria, como era esperable por la información previa que indica que la especie es migradora en nuestra área de estudio (Dodge *et al.* 2014). Por otra parte, las dos especies de jotes, el Halcón plumizo y el Milano blanco mostraron variaciones entre años, con ocupación de más parcelas, puntos y mayores abundancias en el segundo año. Si bien es posible que esto se deba en parte a la incorporación de nuevas parcelas de muestreo el segundo año, también es perfectamente posible que estas especies por su ecología muestren fuertes variaciones interanuales. Los dos jotes son especies que realizan amplios movimientos migratorios y dispersivos (Houston *et al.* 2011, Dodge *et al.* 2014) y podrían desplazarse en mayor o menor medida en función de la productividad y la disponibilidad de alimento de los ambientes. Asimismo, el Milano blanco (y posiblemente también el Halcón plumizo) realiza movimientos irregulares oportunistas en búsqueda de alimento, aprovechando las presas en que se especializan en cada zona. Por otra parte, varias rapaces mostraron variaciones en cuanto a las variables seleccionadas a una u otra escala, lo que sugiere que efectivamente se da una variación en cómo usan y seleccionan el ambiente a distintas escalas.

El bosque de Caldén es el ambiente central de nuestra zona de estudio y era antiguamente el ambiente predominante, ocupando además de su extensión actual, una franja muy importante de lo que actualmente son tierras agrícolas en el este (SA y DS 2007). Sin embargo, gran parte de las especies presentes en nuestra área de estudio, son especies de amplia distribución, ligadas a ambientes abiertos y a excepción del Halconcito gris o el Águila coronada, especies ligadas a los bosques semiáridos americanos, utilizan multitud de ambientes distintos (ver por ej. Ferguson-Lees y Christie 2001). Por lo tanto, no es de extrañar que a pesar de que todas las especies aparecieron con cierta frecuencia en parcelas y puntos de bosque, en algunos casos con alta frecuencia y número, sean pocas las especies que han presentado una asociación positiva con la cobertura de bosque. De hecho, en contraste con los análisis de correspondencia del Capítulo II, tan solo el Carancho, Halconcito colorado, el Halconcito gris y el Milano blanco estuvieron asociados positivamente con esta cobertura en alguno de los análisis realizados. En contraste, varias especies mostraron una relación negativa con esta cobertura, tanto algunas especies asociadas a los ambientes abiertos del oeste como los jotes o el Aguilucho común, como especies asociadas a las zonas agrícolas como el Chimango y el Halcón plumizo. Por otra parte, varias especies mostraron una relación negativa con la cobertura agrícola en los distintos análisis.

El **Carancho** es una especie plástica y oportunista en la dieta y que ocupa gran variedad de ambientes (Richmond 1976, Rodríguez-Estrella y Rivera-Rodríguez 1997 Travaini *et al.* 2001, Vargas *et al.* 2007, Seipke 2012). Como en otros trabajos en el Espinal y otros ambientes, fue una de las especies más abundantes en los censos y además estuvo presencia en abundancia en todos los ambientes (Filloy y Bellocq 2007, Pedrana *et al.* 2008, Carrete *et al.* 2009, Baladrón *et al.* 2017, Capítulo II). Es posible que, por este motivo, ninguna de las variables fue retenida a escala de paisaje en el análisis y la escasa varianza explicada por el modelo de uso a escala local. La mayor presencia (uso) y abundancia (selección) en la época otoño-invernal puede responder a la agregación de individuos en épocas no reproductivas (otoño/invierno) junto a fuentes predecibles de alimento, una irrupción de individuos de otras zonas y a una mayor visibilidad de los individuos reproductores que pueden pasar muy desapercibidos durante la época reproductiva (primavera/verano) (Zilio *et al.* 2014). De acuerdo a este estudio, el Carancho sería más abundante en los bosques de Caldén, cuya cobertura se asoció con la abundancia de la especie. Esta asociación ya fue puesta de manifiesto en el capítulo II y podría estar asociada a la elevada disponibilidad de lugares de nidificación y a una elevada disponibilidad de recursos tróficos, tanto vertebrados como insectos (Travaini & Donázar 1994, White *et al.* 1994, Goldstein 2000). Otros trabajos también sugieren que el Carancho es

más abundante en ambientes naturales (Pedrana *et al.* 2008, Carrete *et al.* 2009, Baladrón *et al.* 2017), si bien en general estos trabajos analizaron la presencia de la especie en ambientes agrícolas en los cuales el Carancho seleccionaría los pastizales seminaturales frente a los cultivos. En nuestra zona de estudio el Carancho fue frecuente y abundante en los ambientes agrícolas, sin embargo, los datos de asociación sugieren que menos que en los otros ambientes analizados en este trabajo y en particular menos que en el bosque (Capítulo II). Por desgracia, la zonificación de las capas SIG usadas en este trabajo no permiten evaluar cómo es el uso y la selección de hábitat de la especie dentro de los ambientes agrícolas. Es llamativa la asociación positiva de esta especie con la abundancia de Aguiluchos comunes y de Jotes de cabeza negra y debe responder a la selección de lugares similares por estas especies, ya sea para alimentarse o para criar. En el caso del Jote de Cabeza negra, muy posiblemente ambas especies deben ser más numerosas en lugares donde existan importantes fuentes de carroña.

El **Chimango** estuvo presente en todos los ambientes muestreados, siendo parte, además, del grupo de dos o tres especies más abundantes en todos los ambientes. Este resultado es similar al de estudios previos en zonas agroganaderas del país (Biondi *et al.* 2005, Filloy y Belloq 2007, Pedrana *et al.* 2008, Carrete *et al.* 2009, Solaro 2015, Solaro & Sarasola 2015, Baladrón *et al.* 2017), si bien en este estudio se encontró que la especie está también ampliamente distribuida, y es abundante en ambientes previamente no muestreados (o escasamente) como el bosque de Caldén y los pastizales psamófilos y arbustales del oeste provincial. Esta presencia común en los distintos ambientes posiblemente explique la baja varianza explicada por el modelo de uso a escala de paisaje. Los modelos indican, sin embargo, más allá de esta abundancia generalizada, un cierto efecto positivo de la densidad poblacional humana a escala de paisaje y de la cobertura agrícola a escala local, tanto sobre la presencia como sobre la abundancia de la especie, lo que sugiere una asociación importante de esta especie a los medios modificados por el hombre, algo también detectado en trabajos anteriores (Travaini *et al.* 1995, Carrete *et al.* 2009). A su vez, fue menor la probabilidad de presencia de la especie en bosques y arbustales, mientras que su abundancia estuvo correlacionada positivamente con la cobertura agrícola y los pastizales, tanto a escala de paisaje como a escala local. Será necesario investigar más profundamente cuáles son los efectos de esta vida más antropizada sobre los parámetros demográficos de la especie, para entender mejor cómo se generan estos patrones de abundancias de individuos, ya que si bien algunos estudios sugieren que la especie se ve favorecida por la intensificación agrícola (incremento en la extensión y la intensidad de cultivos), varios trabajos sugieren que dentro de los agroecosistemas, la especie prefiere usar los pastizales a las áreas agrícolas (Filloy y Belloq 2007, Pedrana *et al.* 2008,

Baladrón *et al.* 2017). A escala local el Chimango fue más abundante en puntos con temperatura media anual más elevada y en aquellos que estaban en zonas menos fragmentadas. La abundancia a escala local estuvo relacionada además con la abundancia de Carancho, de forma que ambas especies tendieron a concentrarse en mayor número en las mismas zonas, mientras que la abundancia de Jotes de cabeza negra tuvo un efecto negativo, tal vez mediada por la competencia o la agresividad de esta última especie (Travaini *et al.* 1998, Ferguson-Lees y Christie 2001, Donázar com. pers.).

El **Halconcito colorado** es una especie oportunista con una dieta basada principalmente en insectos y pequeños vertebrados (Sarasola *et al.* 2003, Liébana *et al.* 2009, Santillán *et al.* 2009) que ocupa gran variedad de ambientes (Ferguson-Lees y Christie 2001) lo que podría explicar porque es una de las especies más comunes en nuestra área de estudio (Capítulo II) y en general en muchos de los ambientes en que se los ha estudiado (Carrete *et al.* 2009, Zilio *et al.* 2014). En este trabajo a escala de paisaje tanto la presencia de la especie como su abundancia estuvo correlacionada positivamente con la cobertura de bosque, mientras que, a escala local, su abundancia estuvo correlacionada negativamente con la misma variable (aunque el modelo a escala local tuvo un ajuste bastante bajo). Esto indica que en nuestra área de estudio la especie posiblemente se beneficia de la presencia de bosques donde dispone de abundantes cavidades para criar (López 2014) y abundante alimento de calidad (Orozco-Valor 2014). Por el contrario, a escala local una elevada cobertura de bosque podría indicar un ambiente más cerrado mientras que una elevada cobertura de pastizales posiblemente limite las perchas y lugares de nidificación siendo también negativo su efecto sobre la abundancia (De Lucca 1992, De Lucca 1993, Borsellino 2014). La cobertura de arbustal tuvo un efecto negativo sobre la probabilidad de presencia a escala de paisaje, pero estuvo relacionada con abundancias mayores de Halconcito colorado, lo que sugiere una distribución más agregada de esta especie en estos ambientes. La cobertura agrícola afectó positivamente a la abundancia de la especie a escala de paisaje. Finalmente, la presencia y abundancia de esta especie, estuvo relacionada positivamente con la abundancia de Caranchos, algo inesperado debido que el Carancho es un gran depredador de aves entre otras presas y, por su tamaño, sin duda deprede sobre el Halconcito colorado (Rodríguez Estrella *et al.* 1997). Tradicionalmente se lo ha considerado una especie bien adaptada a los agroecosistemas y si bien algunos autores sugieren que prefiere usar márgenes y restos de pasturas seminaturales a los cultivos (Leveau y Leveau 2002, Baladrón *et al.* 2017), otros indican una presencia importante en zonas agrícolas (Carrete *et al.* 2009). Nuestro trabajo es el primero en darle dimensión a la importancia que tienen los bosques semiáridos para esta especie.

El **Halconcito gris** es una especie endémica de los bosques semiáridos del Chaco seco, el Espinal y de la ecorregión del Monte. Es destacable, que tan solo en el Caldenal esta especie ha perdido más del 50% del hábitat original, pero los otros ambientes donde se lo encuentran también han sufrido un marcado proceso de deforestación en el caso de los bosques chaqueños y de degradación en el caso del Monte. Fuera de Argentina tiene una distribución restringida a algunas zonas del Chaco paraguayo y boliviano (Olrog 1968, Contino 1980, Bornschein 1996, Sanchez y Savigny 2005, Narosky *et al.* 2010, Ferguson-Lees and Christie 2001, Cortes *et al.* 2013, Gattino 2017). Los resultados del presente capítulo indican que la especie tiene una relación negativa con la cobertura de áreas agrícolas a escala de paisaje y positiva a escala local con la cobertura de bosque. Esto sugiere que la especie se ve afectada negativamente cuando su hábitat se ve transformado a áreas agrícolas por lo que debe verse muy afectada por los procesos de deforestación a gran escala sufridos por los bosques del Espinal y el Chaco (Zak *et al.* 2004, SA y DS 2007, Gasparri y Grau 2009, Vallejos *et al.* 2015), algo que se ve reforzado por su asociación positiva con la cobertura de Bosque a escala local. Dada la distribución casi endémica de la Argentina de la especie y los procesos de deforestación que están sufriendo los bosques semiáridos en los que habita la especie en el país, sería necesario realizar estudios más en profundidad de esta especie para obtener datos más precisos de los efectos de dichas transformaciones sobre su estatus de conservación.

Según nuestros resultados, el **Halcón plumizo** usó más frecuentemente zonas agrícolas y su abundancia estuvo relacionada negativamente con la cobertura de bosque y arbustales, lo que sugiere un efecto positivo de las zonas abiertas en la abundancia de la especie. Esto es esperable ya que la principal estrategia de caza de la especie es el vuelo rasante en ambientes abiertos desde los que sorprende a sus presas (Jiménez 1993, Bó1999, Ferguson-Lees and Christie 2001, Baladron *et al.* 2012, Salvador 2012, Liébana 2015). A escala local su presencia se relacionó con ambientes heterogéneos los cuales tal vez le puedan proveer de ambientes de borde desde los que cazar o tal vez se relaciones también con la disponibilidad de presas. Nuevamente como en otras especies, la presencia del Halcón plumizo se vería favorecida, o correlacionada positivamente con la presencia de otras especies, en particular del Chimango y el Carancho. Algunos autores han propuesto que los Halcones aplomados seleccionan activamente arboledas ocupadas por Chimangos para criar lo que suministraría a los Halcones plumizos nidos para criar y potencialmente un efecto de dilución de la depredación (De Lucca & Quaglia 2012, De Lucca *et al.* 2013). Dado que el Carancho es una rapaz oportunista que depreda habitualmente sobre huevos y pichones de otras aves (Ferguson-Lees y Christie 2001,

Salvador 2016) sería menos lógica la asociación positiva con esta especie. Ésta posiblemente responda por lo tanto a una asociación en el uso de los mismos recursos tróficos, de cría o de descanso.

El **Milano Blanco** se detectó principalmente en el uso de suelo agrícola, aunque también hubo registro en usos de suelo de bosque o pastizal. Esto se observó en el Análisis de Correspondencia del Capítulo II y también en el modelo de selección de hábitat de la especie, donde además de una relación positiva entre la presencia de la especie y la cobertura agrícola, también se dió la misma relación con la cobertura de bosques. Posiblemente, la alta disponibilidad de vertebrados y entre ellos, de roedores (Orozco- Valor 2018), esté detrás de esta relación. Por otra parte, como ya se mencionó, en la cobertura agrícola se encuentran incluidas las pasturas implantadas, donde es posible que la abundancia de roedores sea también muy marcada (Sarasola *et al.* 2007, Leveau & Leveau 2011). El Milano blanco prefiere áreas modificadas en zonas rurales, como arboledas y cultivos, generalmente abiertas. También utiliza montes nativos disturbados (del Hoyo *et al.* 1994, Leveau & Leveau 2002, Figueroa *et al.* 2006).

Nuestros resultados indican que el **Aguilucho común** usa y selecciona los ambientes más áridos de nuestra área de estudio, los arbustales y pastizales del oeste provincial, tal y como sugería el análisis de correspondencia del Capítulo II. Si bien existen registros regulares en las zonas agrícolas de la Región Pampeana achacada a movimientos dispersivos, migratorios o divagantes de ejemplares de la especie (ver por ej. Narosky *et al.* 2010, Travaini *et al.* 2012), todo indicaría que estos movimientos serían marginales. La presencia humana tendría también un efecto negativo sobre la especie como se desprende de la relación negativa entre distancia a poblaciones y presencia/abundancia. Es posible que la persecución o las molestias medien esta relación.

El **Jote de cabeza colorada** es un ave carroñera estricta. En nuestra área de estudio, tanto la bibliografía como los resultados de los censos indican que es migradora (Dodge *et al.* 2014). Los análisis de correspondencia del capítulo II sugirieron que la especie se asocia sobre todo a las zonas de pastizales, bosques y arbustales siendo su relación con las zonas agrícolas negativa. Los resultados de los modelos a nivel específico a escala de paisaje, indican que esta asociación podría deberse a una relación negativa con la densidad poblacional humana, aunque la abundancia es menor también en zonas de bosque. Este resultado es muy llamativo ya que como se menciona en el capítulo II, esta especie tiene una amplia distribución a lo largo del continente americano donde es una especie muy abundante (Ferguson-Lees y Christie 2001) y que coloniza con éxito lugares muy deteriorados por la actividad humana como son núcleos

urbanos (Novaes y Cintra 2015). Sin embargo, otros estudios sugieren que, al menos en Argentina, la especie seleccionaría ambientes naturales o mixtos (Carrete *et al.* 2009). Como se mencionó en el capítulo anterior (Capítulo II), la ausencia casi absoluta de jotes en la Región Pampeana es llamativa dada la abundancia de alimento en forma de carroñas, especies invasoras como la liebre europea, o distintas especies nativas de perdices y palomas (Gavier-Pizarro *et al.* 2012, Codesido *et al.* 2015). Si bien los jotes deberían dominar a carroñeros facultativos más chicos como el Carancho o el Chimango esto no siempre es así (Travaini *et al.* 1998, Donázar com. pers.). Es posible que especies más plásticas y tolerantes al hombre como el Chimango puedan sacar ventaja de ambientes más antropizados aprovechando recursos que las especies más sensibles no se animan a explotar (Speziale *et al.* 2008), lo que podría explicar la relación negativa con la abundancia de Chimangos, pero no la relación positiva con los Caranchos. Las interacciones entre carroñeros y carroñeros facultativos, así como los factores proximales que hacen que los jotes no se expandan a zonas pampeanas requieren de más investigación.

El **Jote de cabeza negra** es una especie agresiva que habría expandido sus poblaciones gracias a su efectiva explotación de los recursos generados por el hombre (Carrete *et al.* 2010). Sin embargo, nuestros resultados indican que la especie no ocupa zonas agrícolas en el centro del país (Capítulo II, este capítulo) y que además se ve influido negativamente por la densidad humana. Nuevamente un resultado sorpresivo ya que además de compartir su éxito con el Jote de cabeza colorado en la ocupación de ambientes muy antropizados en otras zonas de su distribución, su agresividad en los cadáveres sugiere que es difícil que otras carroñeras menores puedan afectar su acceso a las carroñas (Carrete *et al.* 2010). La investigación de los factores que hacen que esta especie no se expanda a ambientes productivos y favorables para la especie como las zonas agrícolas de nuestro estudio será crucial para entender cuáles son los factores que pueden potencialmente limitar a esta especie.

El presente capítulo es una muestra de cómo las distintas especies de rapaces pueden responder a los cambios en la composición y la estructura del hábitat provocados por la acción humana. Los bosques del Espinal, al igual que gran parte de los bosques semiáridos del continente americano han sufrido una importante retracción debido a la expansión de la frontera agrícola (Zak *et al.* 2004, SA y DS 2007, Gasparri y Grau 2009, Vallejos *et al.* 2015, Hosono *et al.* 2016). Estas transformaciones se ven reflejadas en el uso y selección que hacen las rapaces del hábitat, con especies que se adaptan y multiplican y otras que ven retraída su distribución, llegando a ver comprometida su conservación (ver por ej. Grande *et al.* 2018).

Las especies analizadas en el presente capítulo presentan ejemplos en todo el rango de posibilidades, con especies que se ven beneficiadas por las transformaciones del medio como el Chimango y el Halcón plumizo, mientras que la especie más característica del bosque como es el Halconcito gris, se vería perjudicada. Otras especies muestran relaciones menos evidentes como el Halconcito colorado o el Milano blanco y, finalmente, otro grupo de especies como los jotes o el Aguilucho común, son más típicos de los ambientes abiertos de los arbustales y pastizales al oeste del Caldenal.

Dada la situación de los bosques semiáridos americanos, es notable la ausencia de trabajos que evalúen el impacto de los cambios ambientales sobre las aves rapaces, si se tiene en cuenta que estas son altamente sensibles a perturbaciones tales como la fragmentación de los bosques y al avance de la agricultura. Por lo tanto, estudios de este tipo son fundamentales para consolidar el conocimiento sobre este grupo de depredadores y constituyen además un importante aporte al panorama general sobre la estructura de los ensambles de aves rapaces en este tipo de ambientes subestudiados en Argentina (Bó *et al.* 2007).

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, E. R. 1991. *Habitat preferences of the California gnatcatcher in San Diego County* (Doctoral dissertation, San Diego State University).
- Baladrón, A. V., M. S. Bó, M. Cavalli, & G. Martínez. 2012. Comparison of the diet of two bird-eating raptors, the Aplomado Falcon (*Falco femoralis*) and the Cinereous Harrier (*Circus cinereus*), in the Pampean Region of Argentina. *Boletín Chil. Ornitol.* 18(1-2).
- Baladrón, A. V., M. S. Bó, M. J. Bechard, & A. I. Malizia. 2017. Relative Abundance, Habitat Use, and Seasonal Variability of Raptor Assemblages in the Flooding Pampas of Argentina. *J. Raptor Res.* 51: 38–49.
- Bernardos J.N. 2015. Tendencia de la ocupación espacial por aves en la región Pampeana Argentina y su relación con el uso de la tierra. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba.
- Bilenca, D. N., M. Codesido, & C. M. González Fischer. 2008. Cambios en la fauna pampeana. *Cienc. Hoy* 18: 8–17.
- Biondi, L. M., M. S. Bo, & M. Favero. 2005. Diet of the Chimango Caracara (*Milvago chimango*) during the breeding season in the southeastern Buenos Aires Province, Argentina. *Ornitol. Neotrop.* 16: 31–42.
- Block, W. M., & Brennan, L. A. 1993. The habitat concept in ornithology. In *Current ornithology* (pp. 35-91). Springer, Boston, MA.
- Bó, M. S. 1999. Dieta del halcón plumizo (*Falco femoralis*) en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitol. Neotrop.* 10: 95–99.
- Bó, M. S., A. V. Baladrón, & L. M. Biondi. 2007. Ecología trófica de Falconiformes Y Strigiformes tiempos de síntesis. *Hornero* 22: 97–115.
- Bornschein, M. R. 1996. Extralimital record of the Spot-winged Falconet *Spizapteryx circumcinctus*. *Bulletin-British Ornithologists Club*, 116, 197-197.
- Borsellino, L. 2014. Nidificación del Halconcito Colorado (*Falco sparverius*) y del Gavilán Mixto (*Parabuteo unicinctus*) en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. *Nótulas Faunísticas*, 1-11.
- Bos, D. G., & S. M. Carthew. 2003. The influence of behavior and season on habitat selection by a small mammal. *Ecography (Cop.)*. 26: 810–820.
- Carbonell, R., & Y. J. L. Tellería. 1998. Selección y uso del hábitat for cinco poblaciones

- ibéricas de curruca capirotada (*Sylvia atricapilla*). *Ardeola* 45: 1–10.
- Carrete, M., Donazar, J. A., & Margalida, A. 2006. Density-dependent productivity depression in pyrenean bearded vultures: implications for conservation. *Ecological Applications*, 16(5), 1674-1682.
- Carrete, M., J. L. Tella, G. Blanco, M. Bertellotti, M. Luisa, & S. Sevilla. 2009. Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biol. Conserv.*
- Carrete, M., Lambertucci, S. A., Speziale, K., Ceballos, O., Travaini, A., Delibes, M., ... & Donazar, J. A. 2010. Winners and losers in human-made habitats: interspecific competition outcomes in two Neotropical vultures. *Animal Conservation*, 13(4), 390-398.
- Cayuela, L. 2014. Modelos lineales mixtos (LMM) y modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) en R.
- Ceballos, G., & Navarro, D. 1991. Diversity and conservation of Mexican mammals. Pp. 167–198 in *Latin American Mammalogy: history, diversity and conservation*
- Codesido, M., Zufiaurre, E., & Bilenca, D. 2015. Relationship between pest birds and landscape elements in the Pampas of central Argentina. *Emu*, *In press*.
- Colunga S. P. F. 2014. Ámbito hogareño y uso de hábitat de *Habromys schmidly* (Rodentia: Cricetidae). Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma. México. 53pp.
- Comparatore, M. M., V. A., & et al. 1996. Abundancia y relaciones con el hábitat de aves y mamíferos en pastizales de *Paspalum quadrifarium* (paja colorada) manejados con fuego (provincia de Buenos Aires, Argentina). *Interciencia* 21: 228–237.
- Contino, F. N. 1980. *Aves del noroeste argentino*. Universidad Nacional de Salta, Secretaría de Estado de Asuntos Agrarios, Dirección General de Recursos Naturales Renovables.
- Corbalán, M. I. 2004. *Uso de hábitat y ecología poblacional de pequeños mamíferos del desierto del Monte central, Mendoza, Argentina* (Doctoral dissertation, Facultad de Ciencias Naturales y Museo).
- Cortés, G. D., Rodríguez-Cajarville, M. J., Azpiroz, A. B., & Maier, M. 2013. Estado del conocimiento sobre las aves rapaces de Uruguay. *Ornitología Neotropical*, 24(3), 243-256.
- De Lucca, E. R. 1992. Métodos y éxito de caza de una hembra de Halconcito Colorado

- (*Falco sparverius*) en la Patagonia Argentina. *Nuestras Aves*, 26, 25-26.
- De Lucca, E. R. 1992. *Nidificación del Halconcito Colorado (Falco sparverius) en nidos de Cotorra (Myiopsitta monachus)* (Doctoral dissertation, Revista de Ornitología Neotropical; Aves Argentinas).
- De Lucca, E. R. 1993. *Un caso de poliginia en el Halconcito Colorado (Falco sparverius)* (Doctoral dissertation, Revista de Ornitología Neotropical; Aves Argentinas).
- De Lucca, E. R., & Quaglia, A. 2012. Nidificación de una pareja de Halcones Plomizos del Sur (*Falco femoralis femoralis*) en un poste de electricidad en el noreste patagónico. *Nótulas Faunísticas (segunda serie)*, 108, 1-5.
- De Lucca, E. R., Bustamante, D., Fernández Sanchez de Bustamante, M. 2013. Reproducción del Halcón plumizo (*Falco femoralis femoralis*) en las pampas de Argentina y su peculiar asociación a colonias de Chimango (*Milvago chimango*). *Nótulas Faunísticas (Segunda Serie)* 136: 1-14.
- Del Hoyo, J., A. Elliot, & J. Sargatal. 1994. Handbook of the birds of the world. Volume 2: New World vultures to Guineafowl. Lynx Edicions, Barcelona.
- Di Bitetti, M. S. 2012. ¿Qué es el hábitat? Ambigüedad en el uso de jerga técnica. *Ecología austral*, 22(2), 137-143.
- Dodge, S., Bohrer, G., Bildstein, K., Davidson, S. C., Weinzierl, R., Bechard, M. J., ... & Wikelski, M. 2014. Environmental drivers of variability in the movement ecology of turkey vultures (*Cathartes aura*) in North and South America. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 369(1643), 20130195.
- Donázar J, Blanco G, Hiraldo F, Soto Largo E, & Oria J. 2002. Effects of forestry and other land-use practices in the conservation of cinereous vultures. *Ecol. Appl.* 12: 1445–1456
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G. & Münkemüller, T. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27-46.
- Dunning, J. B., D. J. Stewart, B. J. Danielson, B. R. Noon, T. L. Root, R. H. Lamberson, & E. E. Stevens. 1995. Spatially Explicit Population Models: Current Forms and Future Uses. *Ecol. Appl.* 5: 3–11.
- Ferguson-Lees, J., & Christie, D. A. 2001. Raptors of the world.
- Figuroa, R. A., Corales, S. S., Figuroa, M. R., & Mella, A. J. 2006. The most southern records of the White-tailed Kite (*Elanus leucurus*) in Patagonia. *Journal of Raptor*

Research, 40(2), 176-178.

- Filloy, J., & M. I. Bellocq. 2007. Respuesta de las aves rapaces al uso de la tierra: un enfoque regional. *El Hornero* 22: 131–140.
- Fox, J., & S. Weisberg. 2011. *An {R} Companion to Applied Regression* Second. Sage, Thousand Oaks, CA.
- Fretwell, S. D., & H. L. Lucas. 1969. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta Biotheor.* 19: 16–36.
- Gasparri, N. I., & Grau, H. R. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *Forest ecology and Management*, 258(6), 913- 921.
- Gattino, L. G. 2017. Relaciones espaciales entre biomasa potencial y modelados de nichos de algunas especies de mamíferos, aves y una de anfibios en el Chaco Seco Argentino.
- Gavier-Pizarro, G. I., Calamari, N. C., Thompson, J. J., Canavelli, S. B., Solari, L. M., Decarre, J., ... & Zaccagnini, M. E. 2012. Expansion and intensification of row crop agriculture in the Pampas and Espinal of Argentina can reduce ecosystem service provision by changing avian density. *Agriculture, ecosystems & environment*, 154, 44-55
- Getz, L. L. 1961. Factors influencing the local distribution of shrews. *Am. Midl. Nat.* 65: 67–88.
- Goldstein, M. I. 2000. Nest-site characteristics of Crested Caracaras in La Pampa, Argentina. *J. Raptor Res.* 34: 330–333.
- Grande, J. M., Orozco-Valor, P. M., Liébana, M. S., & Sarasola, J. H. 2018. Birds of prey in agricultural landscapes: the role of agriculture expansion and intensification. In *Birds of Prey* (pp. 197-228). Springer, Cham.
- Green, R.H. 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologists.* John Wiley and Sons, New York. 24-43.
- Hall, L., P. Krausman, & M. Morrison. 1997. The Habitat Concept and a Plea for Standard Terminology. *Wildl. Soc. Bull* 25: 173–182.
- Herremans, M., & D. Herremans-Tonnoeyr. 2000. Land use and the conservation status of raptors in Botswana. *Biol. Conserv.* 94: 31–41.
- Hodara, K., Busch, M., Kittlein, M. J., & Kravetz, F. O. 2000. Density-dependent habitat selection between maize cropfields and their borders in two rodent species (*Akodon azarae* and *Calomys laucha*) of Pampean agroecosystems. *Evolutionary Ecology*, 14(7), 571.

- Hosmer Jr, D. W., Lemeshow, S., & Sturdivant, R. X. 2013. *Applied logistic regression* (Vol. 398). John Wiley & Sons.
- Hosono, A., da Rocha, C. M. C., & Hongo, Y. (Eds.). 2016. *Development for sustainable agriculture: the Brazilian cerrado*. Springer.
- Houston C. Stuart, Philip D. McLoughlin, James T. Mandel, Marc J. Bechard, Marten J. Stoffel, David R. Barber, and Keith L. Bildstein. 2011. Breeding Home Ranges of Migratory Turkey Vultures Near Their Northern Limit. *The Wilson Journal of Ornithology*: September 2011, Vol. 123, No. 3, pp. 472-478.
- Huang, Y., Dai, Q., Chen, Y., Wan, H., Li, J., & Wang, Y. 2011. Lizard species richness patterns in China and its environmental associations. *Biodiversity and Conservation*, 20(7), 1399-1414.
- Hutto, R. L. 1985. Habitat selection by nonbreeding, migratory land. *Habitat selection in birds*, 455.
- INTA. 1990. Atlas de Suelos de la República Argentina E 1:500.000 y 1:1000.000. SAGyP, INTA CIRN. -Proyecto PNUD ARG 85/019
- Janes, S. W. 1985. Habitat selection in raptorial birds. *in* *Habitat selection in birds*.
- Jiménez, J. E. 1993. Notes on the diet of the Aplomado Falcon (*Falco-Femoralis*) in Northcentral Chile. *J. Raptor Res.*
- Johnson, D. H. 1980. The Comparison of Usage and Availability Measurements for Evaluating Resource Preference. *Ecology* 61: 65–71.
- Jones, J. 2001. Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. *The auk*, 118(2), 557-562.
- Kaufman, D. W., & E. D. Fleharty. 1974. Habitat Selection by Nine Species of Rodents in North-Central Kansas. *Southwest. Nat.* 18: 443.
- Krebs, C. J. 2001. The experimental paradigm and long-term population studies. *Ibis (Lond. 1859)*.: 3–8.
- Krebs J R, & Davies N B. 1993. *An Introduction to Behavioural Ecology*.
- Křivan, V., & Sirot, E. 2002. Habitat selection by two competing species in a two-habitat environment. *The American Naturalist*, 160(2), 214-234.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*, 74(6), 1659-1673.
- Leveau, L. M., & Leveau, C. M. 2002. Uso de hábitat por aves rapaces en un agroecosistema pampeano. *El Hornero*, 17(01), 009-015.

- Leveau, L. M., Leveau, C. M., & Pardiñas, U. F. 2002. Dieta del milano blanco (*Elanus leucurus*) en Argentina. *Ornitología Neotropical*, 13, 307-311.
- Leveau, L. M., & C. M. Leveau. 2011. Uso de bordes de cultivo por aves durante invierno y primavera en la Pampa Austral. *Hornero* 26: 149–157.
- Liébana, M. S., Sarasola, J. H., & Bó, M. S. 2009. Parental care and behavior of breeding American Kestrels (*Falco sparverius*) in central Argentina. *Journal of Raptor Research*, 43(4), 338-345.
- Liébana M. 2015. Ecología del Halcón Plomizo (*Falco femoralis*) en agroecosistemas pampeanos. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Mar del Plata.
- López, F. G. 2014. Oferta de cavidades para vertebrados en relación a parámetros de sustrato de bosque en distinto grado de estado sucesional en el Caldenal Pampeano. Tesis de grado, FCEyN, UNLPam, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.
- López, C. M., Grande, J. M., & Orozco-Valor, P. M. 2017. Unusual concentration of black-chested Buzzard-Eagles in Central Argentina. *Journal of Raptor Research*, 51(4), 489-491.
- MacFaden Sean W., & Capen David E. 2002. Avian habitat relationships at multiple scales in a new England forest. *Soc. Am. Foresters*.
- Martínez, J. A., J. E. Martínez, I. Zuberogoitia, J. T. García, R. Carbonell, M. De Lucas, & M. Díaz. 2003. La evaluación de impacto ambiental sobre las poblaciones de aves rapaces: Problemas de ejecución y posibles soluciones. *Ardeola* 50: 85–102.
- Martínez, J. E., Martínez, J. A., Zuberogoitia, I., Zabala, J., Redpath, S. M., & Calvo, J. F. 2008. The effect of intra-and interspecific interactions on the large-scale distribution of cliff-nesting raptors. *Ornis Fennica*, 85(1), 13.
- McClure, C. J., Ware, H. E., Carlisle, J., Kaltenecker, G., & Barber, J. R. 2013. An experimental investigation into the effects of traffic noise on distributions of birds: avoiding the phantom road. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1773), 20132290.
- Morris D W. 1987. Ecological scale and habitat use. *Ecology*.
- Morris, D. W., Davidson, D. L., & Krebs, C. J. 2000. Measuring the ghost of competition: insights from density-dependent habitat selection on the co-existence and dynamics of lemmings. *Evolutionary Ecology Research*, 2(1), 69-80.
- Morris, D. W. 2003. Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia* 136: 1–13.

- Mostajo, R. T. 2010. Selección de microhábitat de micromamíferos en tres ambientes agrarios del centro peninsular: el caso de *Mus spretus*.
- Narosky, S., Yzurieta, D., & Matarasso, H. 2010. *Aves de Argentina y Uruguay: guía de identificación= Birds of Argentina & Uruguay: a field guide* (No. 598.2). Vazquez Mazzini.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors.
- Novaes, W. G., & Cintra, R. 2015. Anthropogenic features influencing occurrence of Black Vultures (*Coragyps atratus*) and Turkey Vultures (*Cathartes aura*) in an urban area in central Amazonian Brazil. *The Condor: Ornithological Applications*, 117(4), 650-659.
- Oatway, M. L., & Morris, D. W. 2007. Do animals select habitat at small or large scales? An experiment with meadow voles (*Microtus pennsylvanicus*). *Canadian Journal of Zoology*, 85(4), 479-487.
- Odum, E. P., & Ottenwaelder, C. G. 1972. *Ecología* (Vol. 639). México: Interamericana.
- Olrog, C. C. 1968. Las aves sudamericanas. *Una guía de campo*, 1.
- Orozco-Valor P.M. 2014. “Efectos de la intensificación agrícola sobre la dieta del Halconcito Colorado en agroecosistemas Pampeanos”. Tesina de grado Universidad Nacional de La Pampa.
- Orozco-Valor P.M. 2018. Efectos de la intensificación agrícola sobre la demografía y la salud de una rapaz típica de agroecosistemas, el halconcito colorado (*Falco sparverius*) en el centro de Argentina. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue.
- Pedrana, J., J. P. Isacch, & M. S. Bó. 2008. Habitat relationships of diurnal raptors at local and landscape scales in southern temperate grasslands of Argentina. *Emu* 108: 301–310.
- Railsback, S. F., H. B. Stauffer, & B. C. Harvey. 2003. What can habitat preference models tell us? tests using a virtual trout population.
- Rangel, T. F., Diniz-Filho, J. A. F., & Bini, L. M. 2010. SAM: a comprehensive application for spatial analysis in macroecology. *Ecography*, 33(1), 46-50.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing.
- ReGLern. 2006. Techniques for cetacean – habitat modeling. 310: 271–295.
- Richmond, A.N. 1976. Feeding of nestlings by the Caracara in Costa Rica. *Wilson Bull.* 88:667

- Rodríguez Estrella, R., & Rodríguez, L. R. 1997. Crested Caracara food habits in the cape region of Baja California, Mexico. *Journal of Raptor Research*, 31(3), 228-233.
- Rosenzweig, M. L. 1981. A theory of habitat selection. *Ecology*: 327–335.
- Salvador, S. A. 2012. Dieta y reproducción del halcón aplomado (*Falco femoralis femoralis*) en Villa María, Córdoba, Argentina. *Historia Natural*, 2(1), 111-118.
- Salvador, S. 2016. Registros de depredadores de huevos, pichones y volantones de aves en Argentina. *Acta Zoológica Lilloana* 60(2): 136-147.
- Sanchez-Zapata, J. A., & J. F. Calvo. 1999. Rocks and trees: Habitat response of Tawny Owls *Strix aluco* in semiarid landscapes. *Ornis Fenn.* 76: 79–87.
- Sánchez, K. B., & Savigny, C. 2005. Nuevos registros del halconcito gris (*Spizapteryx circumcinctus*) en el sudeste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Nuestras Aves*, 49, 35-36.
- Santillán, M., Travaini, A., Zapata, S. C., Rodríguez, A., Donázar, J., Procopio, D. E., & Zanón, J. I. 2009. Diet of the American kestrel in Argentine Patagonia. *Journal of Raptor Research*, 43(4), 377-382.
- Sarasola, J. H., Santillan, M. A., & Galmes, M. A. 2003. Food habits and foraging ecology of American Kestrels in the semiarid forests of central Argentina. *Journal of Raptor Research*, 37(3), 236-243.
- Sarasola, J. H., M. A. Galmes, & M. Á. Santillán. 2007. Ecología y Conservación del Aguilucho Langostero. *Hornero* 22: 173–184.
- Sarasola, J. H., J. Bustamante, J. J. Negro, & A. Travaini. 2008. Where do Swainson's hawks' winter? Satellite images used to identify potential habitat. *Divers. Distrib.* 14: 742–753.
- Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 2007. Primer inventario nacional de bosques nativos. Inventario de campo de la Región del Espinal Distritos Caldén y Ñandubay. Informe Regional Espinal Segunda Etapa. 1ra. Ed. Buenos Aires. 125 pp.
- Seipke, S. H. 2012. First record of Southern Caracaras (*Caracara plancus*) nesting on a human-made object. *Journal of Raptor Research*, 46(2), 228-231.
- Seoane, J. 2014. ¿Modelos mixtos (lineales)? Una introducción para el usuario temeroso. *Etologuía* 24: 15–37.
- Sergio, F., Marchesi, L., & Pedrini, P. 2003. Spatial refugia and the coexistence of a diurnal raptor with its intraguild owl predator. *Journal of Animal Ecology*, 72(2), 232-245.

- Sergio, F., Rizzolli, F., Marchesi, L., & Pedrini, P. 2004. The importance of interspecific interactions for breeding-site selection: peregrine falcons seek proximity to raven nests. *Ecography*, 27(6), 818-826.
- Sokal, R. R., & Oden, N. L. 1978. Spatial autocorrelation in biology: 1. Methodology. *Biological journal of the Linnean Society*, 10(2), 199-228.
- Solaro, C., & Sarasola, J. H. 2015. Nest-spacing, not human presence, influences the breeding of Chimango Caracaras (*Milvago chimango*) in a peri-urban reserve. *Emu*, 115(1), 72-75.
- Solaro, C. 2015. Ecología y comportamiento del chimango (*Milvago chimango*) en ambientes antropizados del centro de Argentina. Tesis Doctoral Universidad Nacional Del Comahue. Rio Negro, Argentina.
- Speziale, K. L., Lambertucci, S. A. and Olsson, O. 2008 Disturbance from roads negatively affects *Andean condor* habitat use. *Biol. Conserv.* 141: 1765–1772.
- Stockwell, D. R. B., & I. R. Noble. 1992. Introduction of sets of rules from animal distribution data: a robust and informative method of data analysis. *Math. Compwrs Simul.* 33: 385.
- Tella, J. L., M. González Forero, F. Hiraldo, & J. Antonio Donázar. 1998. Conflicts between Lesser Kestrel Conservation and European Agricultural Policies as Identified by Habitat Use Analyses. *Conserv. Biol.*: 593–604.
- Traba J., Delgado M.P. & Alborales D.J. 2009. Selección de macro y microhábitat del alcaraván común (*Burbinus oediconemus*) en dos localidades madrileñas durante la estación primavera/verano. Pp. 59–76 in Anuario Ornitológico de Madrid.
- Trani, M. K. 2002. The influence of spatial scale on landscape pattern description and wildlife habitat assessment. Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale. Island.
- Travaini &, & Donázar. 1994. Nest-site characteristics of four raptor species in the Argentinian Patagonia. *Wilson Bull.*: 753–757.
- Travaini, A.; A.; Rodríguez, & A. Travaini. 1995. Roadside raptor surveys in central Argentina. *Hornero*: 064–066.
- Travaini, A., Donázar, J. A., Rodríguez, A., Ceballos, O., Funes, M., Delibes, M., & Hiraldo, F. 1998. Use of European hare (*Lepus europaeus*) carcasses by an avian scavenging assemblage in Patagonia. *Journal of Zoology*, 246(2), 175-181.
- Travaini, A., Donázar, J. A., Ceballos, O., & Hiraldo, F. 2001. Food habits of the Crested

- Caracara (*Caracara plancus*) in the Andean Patagonia: the role of breeding constraints. *Journal of Arid Environments*, 48(2), 211-219.
- Travaini, A., Santillán, M. A., & Zapata, S. C. 2012. Diet of the Red-backed Hawk (*Buteo polyosoma*) in two environmentally contrasting areas of Patagonia. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 47(1), 25-32.
- Trejo, A. 2007. Identificación de especies y áreas prioritarias para el estudio de la reproducción de aves rapaces de Argentina.
- Vallejos, M., Volante, J. N., Mosciaro, M. J., Vale, L. M., Bustamante, M. L., & Paruelo, J. M. 2015. Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: a plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments*, 123, 3-11.
- Vargas, R. J., M. S. Bó, & M. Favero. 2007. Diet of the Southern Caracara (*Caracara plancus*) in Mar Chiquita Reserve, Southern Argentina. *J. Raptor Res.* 41: 113– 121.
- White, G. C., & Garrott, R. A. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Acad. Press. *Inc., Toronto, Can.* 383pp.
- White, C. M., Olsen, P. D., & Kiff, L. F. 1994. Falcons. *in Handbook of the birds of the world.*
- Wilson, C. J., Reid, R. S., Stanton, N. L., & Perry, B. D. 1997. Effects of Land-Use and Tsetse Fly Control on Bird Species Richness in Southwestern Ethiopia: Efectos del Uso del Suelo y el Control de la Mosca Tsetse en la Riqueza de Especies del Suroeste de Etiopía. *Conservation Biology*, 11(2), 435-447.
- Young, & Hutto R. 2002. Use of regional-scale exploratory studies to determine bird-habitat relationships. *in Predicting Species Occurrences Issues of Accuracy and Scale.*
- Zak, M. R., Cabido, M., & Hodgson, J. G. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological conservation*, 120(4), 589-598.
- Zilio, F., L. Verrastro, and M. Borges-Martins. 2014. Temporal fluctuations in raptor abundances in grasslands of southeastern South America. *Journal of Raptor Research* 48:151–161.

CAPÍTULO IV

Efectos de la fragmentación del
bosque de caldén sobre el uso de
hábitat de dos especies de búhos

RESUMEN

La pérdida y la fragmentación de los ambientes naturales han sido consideradas las causas principales de extinción de especies a nivel global. Este impacto resulta particularmente trascendente en bosques semiáridos donde está ocurriendo un acelerado proceso de degradación y reemplazo de estos ambientes por cultivos intensivos y, en menor medida, pasturas para ganado. Los procesos de fragmentación de los ambientes naturales provocan fenómenos de insularización de los fragmentos remanentes de forma que sus poblaciones se ven reducidas y afectadas por los mismos procesos demográficos y estocásticos que ocurren en los ambientes insulares, aumentando por lo tanto las tasas de extinción. Los procesos de extinción de especies y los cambios en las comunidades de aves asociados a estos procesos dependerán tanto de las características de las especies presentes en los fragmentos como de las características de los propios fragmentos y del proceso de fragmentación. En los bosques del Espinal y el Gran Chaco, los procesos de deforestación han generado una gran retracción de los bosques nativos y un proceso acelerado de fragmentación. En este capítulo se analizó mediante censos con métodos de playback, la respuesta de dos especies de búhos forestales, presentes en los bosques secos del Espinal, el Caburé chico y el Alilicucú común. Se realizaron Modelos Lineales Generalizados con la presencia/ausencia de cada especie como variable respuesta y distintas variables asociadas a la estructura generada por la fragmentación, básicamente el área del fragmento muestreado y la distancia de dichos fragmentos a otros fragmentos y al bosque continuo como variables explicativas. Ambas especies respondieron a la distancia de bosque continuo, de forma que tendieron a estar menos presentes en los fragmentos a medida que estos estaban más alejados del bosque continuo. Para el Alilicucú, además, la distancia al fragmento de bosque más cercano también jugó un papel importante. Estos resultados sugieren que a pesar de ser dos especies generalistas y de amplia distribución, los dos búhos se vieron afectados negativamente por el proceso de fragmentación. Además, estos resultados sugieren que las dinámicas demográficas dentro de los fragmentos tienden a hacer desaparecer a estas especies que sólo pueden ser mantenidas por el aporte de individuos desde el bosque continuo. El Alilicucú sería más sensible a estos procesos que el Caburé, ya que tendió a desaparecer de los fragmentos a una menor distancia del bosque continuo que el Caburé. Estas diferencias podrían deberse a una sensibilidad mayor de esta especie a fenómenos que determinan la persistencia de las especies en los fragmentos o a una menor capacidad de dispersión efectiva a través de ambientes de matriz entre parches boscosos. Son necesarios trabajos más intensivos a nivel específico para entender cómo los procesos de fragmentación afectan a la demografía de estas y otras rapaces nocturnas de los bosques secos del centro de Argentina.

INTRODUCCIÓN

El proceso de fragmentación consiste en la subdivisión de un hábitat continuo en fragmentos o parches más pequeños que el original, de modo tal que se altera la estructura del paisaje por la reducción del hábitat total y por los cambios en la configuración espacial de los parches remanentes (Forman y Gordon 1986, Wilcove *et al.* 1986, Turner *et al.* 2001, Fahrig 2003). Los fragmentos o parches, aislados e insertos en una matriz de hábitats diferentes al ambiente original, varían en cuanto a su grado de aislamiento, tamaño, forma, heterogeneidad interna, dinámica y tipo de bordes (Forman y Gordon 1986, Senft *et al.* 1987, Kotliar y Wiens 1990, Wiens *et al.* 1993, Fahrig 2003). Además, la matriz que rodea a los parches varía de acuerdo al tipo de disturbio que generó la fragmentación (fuego, tala, sequía, inundación, agricultura) y puede jugar un papel preponderante en el desarrollo y en la dinámica de los fragmentos (Harris 1984, Forman y Gordon 1986, Fahrig y Merriam 1994, Gascon *et al.* 1999, Turner *et al.* 2001).

Como resultado de la fragmentación, las comunidades que persisten en los fragmentos son diferentes a las poblaciones de los hábitats originales. En dichos fragmentos, a través de diversos mecanismos algunas especies se extinguen localmente (Haila y Hanski 1984, Foufopoulos e Ives 1999, Stratford y Robinson 2005), otras incrementan su abundancia (Crooks y Soulé 1999), pueden aparecer especies nuevas que llegan gracias a la presencia de la matriz y finalmente, algunas especies permanecen estables y sobreviven al disturbio manteniendo poblaciones normalmente reducidas (Wilcove *et al.* 1986, Forman y Gordon 1986). La respuesta de cada especie al proceso de fragmentación, dependerá del sistema en cuestión y de la ecología de las especies involucradas, no obstante, los efectos más comunes de estos procesos de fragmentación sobre las especies nativas de los ambientes originales, suelen ser negativos lo que genera que las poblaciones de los fragmentos sean muestras empobrecidas de las comunidades originales (Gascon *et al.* 1999, Fahrig 2003). Es decir, el proceso de fragmentación de hábitats incrementa los efectos de insularidad que se dan en el fragmento para todas las poblaciones presentes, lo que genera la extinción de muchas de ellas, simplificando los hábitats resultantes tanto en la composición específica como en el entramado de relaciones ecológicas que se dan entre las distintas especies.

En comunidades y poblaciones de aves, por ejemplo, se han registrado una variedad de efectos asociados a factores y procesos de fragmentación como pueden ser cambios en la disponibilidad de alimento (Senft *et al.* 1987, Bruun y Smith 2003, Donoso *et al.* 2004) y de sitios de nidificación, cambios en las tasas de depredación y la incidencia del parasitismo de

cría (Andrén 1992, Martin 1988, 1992, 1993, Villard *et al.* 1993, Robinson y Wilcove 1994, Robinson *et al.* 1995, Pretelli *et al.* 2015), cambios en la estructura metapoblacional (Villard 1992, Esler 2000, Sih *et al.* 2000, Hill y Caswell 2001, Hames *et al.* 2001, Sawchick *et al.* 2002) y, finalmente, cambios en la dinámica de los ecosistemas y las comunidades (Robinson *et al.* 1992, Wiens *et al.* 1993, Radford *et al.* 2005).

En general, el número de especies que ocupan fragmentos aislados aumenta con la superficie de dicho fragmento y la composición de las comunidades que habitan dichos fragmentos no suelen ser un subconjunto al azar del conjunto regional de especies, sino que tiende a ser predecible, en parte por el efecto del área, del tipo de matriz generado entre los fragmentos, la estructura de la vegetación, por las características ambientales que poseen los fragmentos y por supuesto, por las características particulares de dichas especies (Galli *et al.* 1976, Wethered y Lawes 2003, 2005, Antongiovanni y Metzger 2005).

La fragmentación, además de producir una disminución del área total remanente de hábitat originario, genera bordes, es decir, franjas de vegetación original que están en contacto con un ambiente diferente (la matriz), que por lo general son tierras agrícolas o urbanas (Helle y Helle 1982, Saunders *et al.* 1991, Murcia 1995, Pretelli *et al.* 2015, Pretelli *et al.* 2018). Como resultado de la transición entre el ambiente original y el de la matriz, en estas zonas se generan condiciones bióticas y abióticas diferentes a las que se encuentran en el interior del fragmento, denominándose a esto “efecto de borde” (Saunders *et al.* 1991, Murcia 1995). La magnitud del efecto de borde puede estimarse en función de la distancia de penetración, que será distinta dependiendo de si el borde es abrupto o gradual, y de las características de la matriz y del ambiente nativo original (Laurance & Yensen 1991, Lynch y Saunders 1991, Sisk *et al.* 1997, Suarez *et al.* 1997). Estos efectos de borde pueden ser bióticos o abióticos, pero afectan directamente a los elementos bióticos presentes allí (efectos biológicos directos) (Chen *et al.* 1992, Matlack 1994, Lopez de Casenave *et al.* 1995, 1998, 2000). Las variaciones ambientales y estructurales que suceden en el borde, al afectar a las especies, pueden a su vez modificar la dinámica de las interacciones entre ellas, produciendo efectos biológicos indirectos (Murcia 1995, Cadenasso y Pickett 2000). En cualquier caso, estos efectos de borde provocarán una pérdida del hábitat disponible en los fragmentos para aquellas especies susceptibles a dichos efectos, que, según el tamaño del fragmento, pueden llegar a ser más o menos importantes (Crook y Soulé 1999, Friessen *et al.* 1999, Gascon *et al.* 1999).

Los procesos de deforestación en la Argentina se intensificaron a mediados del siglo XIX con el doble propósito de proveer de combustibles y materiales de construcción

las grandes ciudades y de limpiar áreas de tierra con objetivos agropecuarios (Correa *et al.* 2012). En las últimas décadas del siglo XX y el principio del siglo XXI, estos procesos de deforestación sufrieron un nuevo impulso asociado al cultivo de soja. Esto fue debido a la incorporación de innovaciones tecnológicas en los procesos productivos, incluyendo la producción de semillas transgénicas que soportan condiciones adversas y un contexto muy favorable a los granos y particularmente a la soja en el mercado mundial (Montenegro *et al.* 2004, Grau *et al.* 2005). Estos cambios no sólo se dan sobre la composición del paisaje (reemplazo de los bosques nativos por distintos tipos de coberturas) sino también en su configuración (patrón con el que se distribuyen los distintos tipos de cobertura). El Espinal no ha escapado a estos procesos, si bien con menos intensidad que en otros distritos forestales de la ecorregión como el Algarrobal, el Caldenal ha sufrido estos embates progresivos (SA y DS 2007). Así, desde los procesos de extracción para carbón y para madera a principios del siglo XX, hay que añadirle la deforestación para la obtención de las tierras para cultivos de trigo que eliminó dos terceras partes de la cobertura original del Caldenal (SA y DS 2007). Además de la pérdida neta de hábitat forestal, el proceso de expansión agrícola ha generado un marcado proceso de fragmentación de forma que en la transición del bosque a las zonas agrícolas en el este el bosque ha quedado reducido a una serie de fragmentos de diverso tamaño y con distinto grado de degradación e inmersos en una matriz agrícola (Zamar *et al.* 2007, SA y DS 2007, González- Roglich *et al.* 2012, Noy-Meir *et al.* 2012).

Es evidente, que para aquellas especies que son más dependientes de los bosques como algunas especies de aves rapaces que necesitan emplazar sus nidos y/o cazar sus presas dentro de ambientes forestales, estos procesos de deforestación y fragmentación son especialmente negativos (Simberloff 1998, Caro y O'Doherty 1999, Walpole y Leader-Williams 2002). Algunas aves rapaces nocturnas, utilizan cavidades naturales o excavadas en los troncos por otras aves para criar, por lo que obligatoriamente, requieren de la presencia de árboles poder nidificar y para refugiarse. Sería esperable, por lo tanto, que las aves rapaces nocturnas, que crían en cavidades, sean especialmente sensibles a procesos de deforestación y fragmentación de bosques como los ocurridos en los bosques del Espinal. El proceso de fragmentación ocurrido en los bosques del Espinal y la presencia de aves rapaces nocturnas con las características arriba mencionadas, ofrecen un excelente escenario para evaluar qué variables relacionadas con los procesos de fragmentación pueden afectar a la persistencia de estas especies. El objetivo del presente capítulo es por tanto analizar el efecto de la fragmentación del bosque de Caldén sobre la presencia de dos especies de aves rapaces nocturnas forestales, el Caburé chico (*Glaucidium brasilianum*) y el Alilicucú común

(*Megascops choliba*). La hipótesis de trabajo es que la progresiva fragmentación de los bosques de caldén hace que los fragmentos sean cada vez más chicos y estén cada vez más aislados entre sí y rodeados por una matriz agrícola, generando previsiblemente no solo la pérdida neta de bosques sino también la degradación de los fragmentos remanentes de bosques nativos. Se esperaría por lo tanto que la probabilidad de presencia de estas especies en los fragmentos disminuirá a medida que disminuya el tamaño de dichos fragmentos, a medida que estos se encuentren más aislados de otros fragmentos y a medida que dichos fragmentos queden más alejados de la matriz de bosque.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la región central de la provincia de La Pampa, Argentina, en la zona comprendida en el ecotono entre la región agrícola y la Región fitogeográfica del Espinal, más concretamente con el distrito del Caldenal (Cabrera 1976, Fig. 4.1). Esta región se caracterizaba por extensos bosques de Caldén (*Prosopis caldenia*) relativamente abiertos y con abundancia de pastizales psamófilos y salitrales. En la actualidad la fracción este de este ecosistema se halla totalmente transformado en áreas agrícolas que incluyen tanto campos de cultivo como pastizales generalmente introducidos y sembrados para la cría de ganado bovino, con algunos parches de bosque remanente de distintos tamaños y en distintos grados sucesionales. Hacia el oeste, en la transición a la ecorregión del Monte, el bosque se hace mucho más disperso quedando algunos manchones de caldenes entre los médanos y los pastizales se mezclan con zonas de matorral propios de esa ecorregión. El paisaje está formado por mesetas, valles, colinas y planicies, teniendo una elevación máxima aproximada de 200 m.s.n.m. El clima (régimen hídrico) es subhúmedo seco, la temperatura media en verano es de 23,2 °C y la temperatura media en invierno es de 8 °C, alcanzando un valor extremo de temperatura mínima de -12,6 °C. La región recibe una precipitación anual media de 550 mm (Fernández y Busso 1999, Casagrande *et al.* 2006).

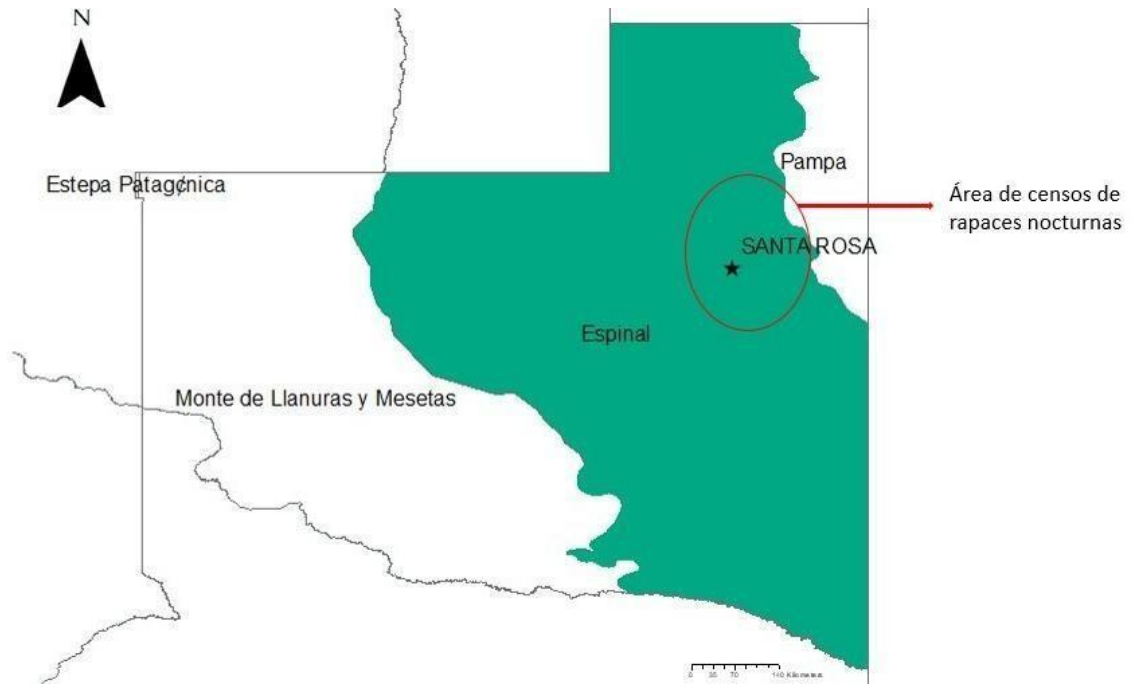


Figura 4.1. Distrito del Caldén en su porción media, es decir La Pampa. Se señala el Área de estudio utilizada en los censos de rapaces nocturnas.

Especies en estudio

Este estudio se centra en la respuesta de dos rapaces forestales cuya distribución a priori se limita en nuestra área de estudio, a los bosques del Espinal, por lo tanto, usamos estas especies como modelo para evaluar la respuesta de algunas especies de aves rapaces ligadas al bosque, a la fragmentación de los bosques de Caldén en una matriz agrícola.

El Caburé chico (*Glaucidium brasilianum*, Fig. 4.2): nidifica en huecos en árboles y cactáceas o en nidos abandonados de aves. Se distribuye desde el sur de Estados Unidos hasta el centro de Argentina y Uruguay (Marks *et al.* 1999). La especie es muy común en las zonas donde se encuentra en Argentina y Brasil. Históricamente era muy abundante también en otras zonas de su rango incluyendo Estados Unidos. Sin embargo, en este país, los procesos de destrucción de sus hábitats, bosques riparios semiáridos y campos de cactus, habrían reducido sus poblaciones hasta el punto de considerarla hoy como amenazada, incluso se sugiere que podría presentar endogamia y diversidad genética reducida debido a la presencia de poblaciones aisladas cada vez más fragmentadas y pequeñas (Marks *et al.* 1999, Proudfoot y Johnson 2000). En general fuera de Norteamérica, y particularmente en Argentina se sabe muy poco de su biología (Trejo *et al.* 2012).



Figura 4.2. Imagen del Caburé chico (*Glaucidium brasilianum*). Foto: Marcelo Dolsan.

A pesar de que en la mayoría de las guías de aves del país se sitúa la provincia de Pampa como una zona marginal donde la especie podría llegar (Narosky *et al.* 2010, De la Peña y Rumboll 1998), la realidad es que es una especie bastante común asociada a los bosques de Caldén (De la Peña y Tittarelli 2011). En este ambiente, la especie muestra poca selectividad, aunque preferiría áreas con bosques maduros y alta densidad de bordes entre tipos de hábitat (Campioni *et al.* 2013). Aunque esta información sugiere que es una especie ligada a los bosques en la provincia y por lo tanto susceptible de sufrir los efectos de la fragmentación del bosque, a lo largo de su distribución es una especie asociada a ambientes de bosques abiertos por lo que es posible que se adapte bien a la vida en los fragmentos de bosque e incluso que colonice las arboledas de especies exóticas que se encuentran en la llanura pampeana y que son utilizadas por otras especies de aves rapaces (Sarasola y Negro 2006).

Alilicucú común (*Megascops choliba*, Fig.4.3): nidifica en huecos de árboles. También tiene una amplia distribución que se extiende desde Costa Rica y Panamá hasta el centro de Argentina. En general, es una especie común y abundante en muchas áreas donde habita, encontrándose también en parques y ciudades (Marks *et al.* 1999). A pesar de esto, su ecología y sus poblaciones han sido pobremente estudiadas. Nuevamente, siendo una especie común, en otras zonas con bosques abiertos (Marks *et al.* 1999), podría adaptarse bien a los procesos de fragmentación sufridos por el Caldenal. Es una especie que no presenta amenaza global ni a nivel local (Trejo *et al.* 2012). Es un búho

principalmente insectívoro, por lo que en zonas agrícolas podría estar amenazado por el uso de pesticidas. Se ha observado la mortalidad en caminos, ya que esta especie caza, aunque con poca frecuencia, en los bordes de las carreteras y en el suelo debajo de las farolas, lo que también la hace vulnerable al tráfico.



Figura 4.3. Imagen del Alilicucú común. Foto: Marcelo Dolsan.

Censos y análisis estadístico

Para analizar cómo influyó la fragmentación del bosque nativo en la presencia de especies de aves rapaces nocturnas se construyeron capas utilizando un Sistema de Información Geográfico (ArcGIS versión 10.2.2, ESRI 2011).

De la capa del Espinal provista por la Secretaria de Ambiente de la Nación, se hizo un corte de la zona de bosques alrededor de la ciudad de Santa Rosa. Este corte comprendió el ecotono entre el bosque del Espinal al oeste- y la zona agrícola al este-. Luego se establecieron puntos fijos de censos en caminos rurales que estuviesen pegados a algún tipo de fragmento de bosque. En estos fragmentos se realizaron censos desde puntos fijos con reclamo de las especies Alilicucú común y Caburé chico, siempre a distancias mínimas de 1 km entre un punto y el otro. Los censos se realizaron con 5 minutos de escucha pasiva, 5 minutos con reclamo y 5 nuevamente de escucha pasiva sin reclamo (se alternaron los reclamos, en un punto primero Caburé y después Alilicucú, en el siguiente primero Alilicucú y luego Caburé, y así sucesivamente) (Franklin 1990, Lisa Takats *et al.* 2001, Conway & Simon 2003, Crozier 2005, Flesh y Steidl 2007, Ibarra *et al.* 2012, 2014). Se utilizaron los reclamos incluidos en Narosky *et al.* 2010 y también de

la página Xeno Canto (<https://www.xeno-canto.org/species/Glaucidium-brasilianum> y <https://www.xeno-canto.org/species/Megascops-choliba?view=0>). Los sonidos se reprodujeron con un teléfono móvil y unos parlantes portátiles, sin modificar la intensidad del sonido. Los censos se realizaron por dos personas en noches sin viento y se registraron las condiciones climáticas (temperatura, nubosidad). El tamaño de los parches donde se realizaron censos y la distancia a los parches más cercanos y a la matriz, se obtuvieron mediante la utilización de Sistemas de Información Geográfica.

Tabla 4.1 Variables explicativas consideradas en los análisis.

Variable	Tipo	Descripción de la variable
ÁREA	Cuantitativa continua	Área de cada parche de bosque (Ha)
PERIMETRO	Cuantitativa continua	Suma de las longitudes de los lados cada parche de bosque (Km)
DMATRIZ	Cuantitativa continua	Distancia a la matriz de bosque continuo en Km – (Parches con más de 2.500 Ha)
D1	Cuantitativa continua	Distancia al fragmento de bosque más cercano (Km)

Previo a la realización del modelado, al igual que en capítulos anteriores, se evaluó con el programa *RStudio* (R Core Team. 2016) la correlación entre variables con el coeficiente de Spearman para reducir la colinearidad entre las variables explicativas del modelo (Green 1979, Dorman *et al.* 2013). Las variables con las que se hizo la matriz de correlación fueron: AREA, PERIMETRO, DMATRIZ (distancia al parche de bosque continuo más cercano) y D1 (distancia al fragmento de bosque más cercano). En aquellos pares de variables correlacionadas ($r > 0.6$) sólo una de las dos variables fue retenida para el análisis, considerando cuando fue posible la de mayor sentido biológico. En este caso se excluyó la variable PERIMETRO y se retuvo la variable AREA, todas las demás variables fueron sometidas a la modelación de la regresión lineal (Tabla 5 ANEXO).

Se modeló el efecto de la fragmentación del bosque sobre la probabilidad de presencia de Alilicucú y Caburé chico mediante Modelos Lineales Generalizados (GLM) (Cayuela 2006, 2009). En análisis separados, se incluyó la presencia/ausencia de cada una

de las dos especies de rapaces como variable dependiente con una distribución de los errores binomial y una función de enlace *logit*. La multicolinealidad se evaluó calculando factores de inflación de varianza generalizados (VIF) utilizando el paquete ‘car’ (Fox & Weisberg 2011). Como variables explicativas se incluyeron el tamaño de los parches donde se realizaron censos de las aves rapaces nocturnas seleccionadas, la distancia de dicho parche al parche más cercano y la distancia desde el parche a las manchas de bosque continuo (Tabla 4.1) (Flesch y Steidl 2010, Johnsgard 1988). La selección de variables se realizó mediante modelado por pasos hacia atrás (Hosmer y Lemeshow 1989) donde comenzamos el análisis con un modelo saturado que incluyó todas las variables explicativas y se fueron eliminando las variables no significativas ($p > 0.05$) una a una. El modelo final sólo incluyó variables significativas ($p < 0.05$).

RESULTADOS

De los 94 puntos censados (Fig. 4.4), en el 60% hubo ausencia de ambas especies mientras que en el restante 40% una de las dos especies o ambas estuvieron presentes. En 15 puntos se detectó la presencia de Alilicucú común. Por su parte, en 22 puntos se detectó la presencia de Caburé. En 9 puntos se registraron ambas especies.

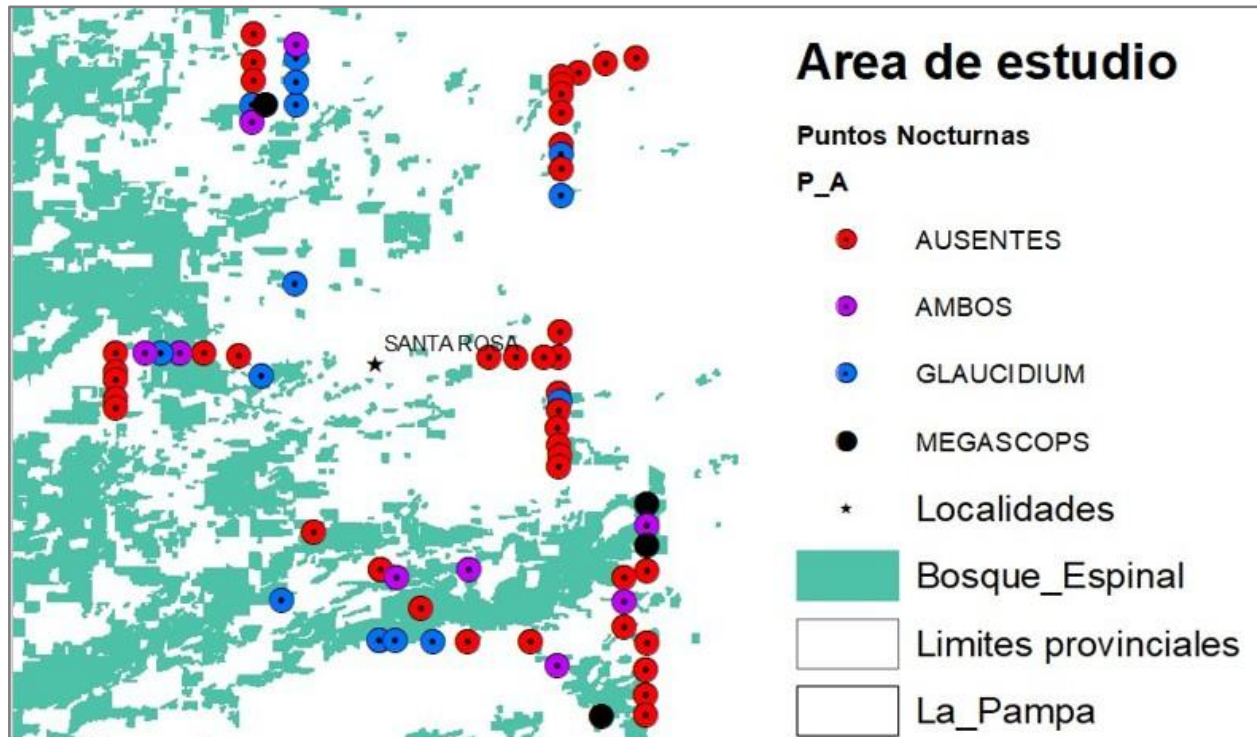


Fig. 4.4. Mapa con área y puntos censados. Se representan los puntos con presencia sólo de Caburé chico (GLAUCIDIUM, en azul), puntos con presencia sólo de Alilicucú común (MEGASCOPS, en negro), puntos con presencia de ambas especies (violeta) y puntos con ausencias de ambas especies (rojo).

El modelo puesto a prueba para explicar la variación en la presencia de Caburé chico en función de las variables de fragmentación del bosque, indicó que la única variable que explicó la presencia de Caburé fue la distancia a la matriz de bosque (parche de bosque continuo) y lo hace con un efecto negativo (Tabla 4.2). Es decir, hubo un aumento en la probabilidad de presencia de Caburé cuanto más cerca esté el fragmento del parche de bosque continuo (Fig. 4.5). Sin embargo, las variables tamaño de fragmento y distancia al fragmento más cercano fueron no significativas ($p > 0.05$). La magnitud del efecto de la variable significativa Distancia a la matriz fue sin embargo bajo (-0.0630) y el modelo ajusta con un R^2 muy bajo (<10%), lo que indica una pobre evidencia estadística para apoyar esta relación. Es decir, existen otros factores (no considerados en este análisis) que explican esta variabilidad en la presencia/ausencia de esta especie.

Tabla 4.2. Modelo obtenido de los GLM en los que se modeló la probabilidad de presencia del Caburé chico en función de variables de fragmentación del bosque. Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. La proporción de varianza explicada tanto por los factores fijos como aleatorios (R^2 marginal y R^2 condicional) fue del 8.58%.

Variable	Coeficiente DE		GL	Chisq	Pr(>Chi)
Intercepto	0.0331	0.3250			
Distancia a la matriz	-0.0630	0.0355	1	3.7415	0.0053 **

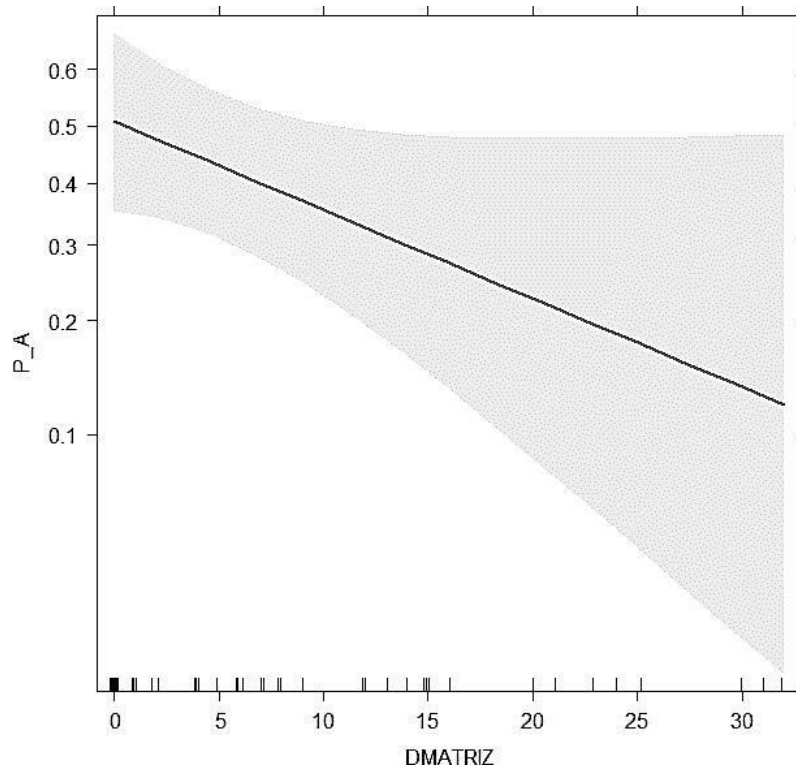


Figura 4.5. Probabilidad de presencia de Caburé chico (P_A) en función de la distancia a la matriz de bosque continuo (DMATRIZ). Las bandas grises indican los intervalos de confianza del 95%.

En cuanto al Alilicucú común, los modelos generados para explicar la variación en la probabilidad de presencia de la especie en función de variables de fragmentación del bosque, indican que las variables significativas fueron: la distancia a los fragmentos de bosque continuo y la distancia al fragmento más cercano (Tabla 4.3). Obteniendo una mayor probabilidad de presencia en aquellos parches más cercanos al bosque continuo y cuando la distancia al fragmento más cercano fue menor (Fig. 4.6). La variable significativa Distancia al fragmento más cercano tiene un coeficiente significativo (0.7071) mientras que la variable Distancia a la matriz tiene un coeficiente muy bajo (-0.0643). El modelo tiene un ajuste moderado (R^2 cercano al 30%).

Tabla 4.3. Modelo obtenido de los GLM en los que se modeló la probabilidad de presencia del Alilicucú en función de variables de fragmentación del bosque. Los Valores Inflados por la Varianza (VIF) fueron menores a 2. La proporción de varianza explicada tanto por los factores fijos como aleatorios (R^2 marginal y R^2 condicional) fue del 28.45%.

Variable	Coefficiente	DE	GL	Chisq	Pr(>Chi)
Intercepto	-0.8964	0.3896			
Distancia al fragmento más cercano	-0.7071	0.7547	1	1.1844	0.0027 **
Distancia a la matriz	-0.0643	0.0637	1	1.3702	0.0024 **

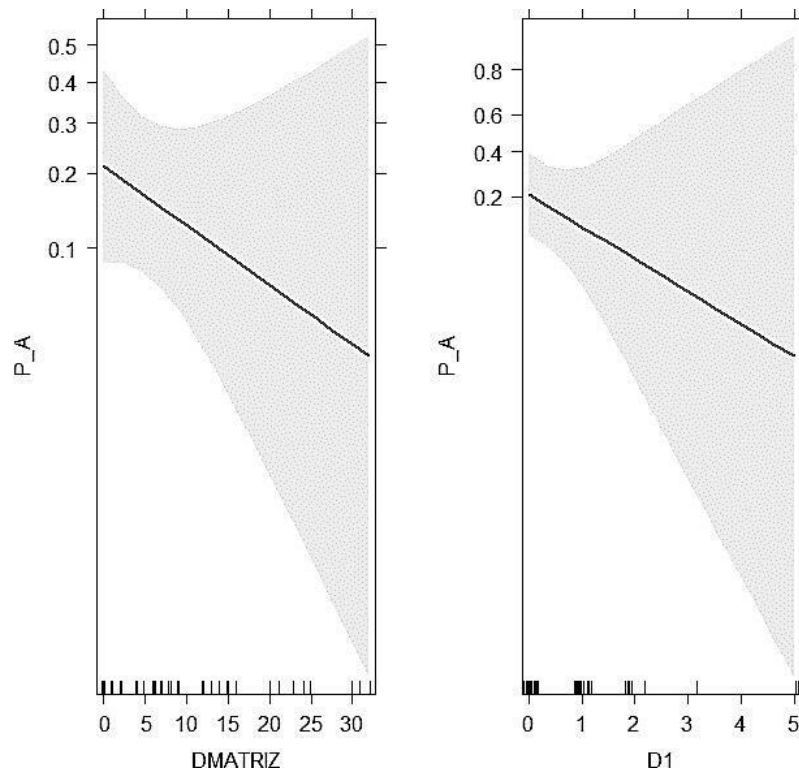


Figura 4.6. Probabilidad de presencia de Alilicucú (P_A) en función la distancia a la matriz de bosque (DMATRIZ, izquierda) y a la distancia al fragmento de bosque más cercano (D1, derecha). Las bandas grises indican los intervalos de confianza del 95%.

DISCUSIÓN

El presente trabajo es una de las primeras aproximaciones al análisis de los posibles efectos que pueden tener los procesos de fragmentación sobre las poblaciones animales en los bosques semiáridos del centro de Argentina. A pesar de tratarse de dos especies asociadas a bosques abiertos, como se refleja en sus amplias distribuciones y en la diversidad de hábitats en los que crían (distintos tipos de bosques, selvas, arboledas y aún poblados) (y al menos el Caburé, también en la dieta), tanto el Caburé chico, como el Alilicucú común mostraron verse afectados negativamente por la fragmentación del hábitat. De acuerdo a los modelos, el Alilicucú sería una especie más sensible a la pérdida de hábitat que el Caburé ya que desaparece de los fragmentos a menores distancias a los núcleos de bosque continuo y a su vez, su presencia en los fragmentos estaría asociada a la cercanía a otros fragmentos de bosque (variable más importante que la distancia a la matriz de bosque continuo). Por su parte, el Caburé, sólo pareció verse afectado por la distancia al bosque continuo, aunque el bajo soporte estadístico del modelo indica que este resultado debe ser tomado con extrema cautela. Estos resultados indican no obstante un cierto efecto de la fragmentación del hábitat en el Caldenal sobre la persistencia de algunas de las especies forestales asociadas a estos bosques. Las diferencias entre ambas especies en las variables que explican su persistencia y en cómo varía la probabilidad de presencia de estas especies con la distancia al bosque continuo, sugieren que el Alilicucú, sería más sensible a estos factores que el Caburé. Esto puede deberse a que el Alilicucú sea efectivamente más sensible a fenómenos de competencia o depredación (el Caburé por ejemplo es mucho agresivo en la captura y la manipulación que el Alilicucú, J.M. G. com. pers.) o podría deberse a que esta especie posee una menor capacidad de dispersión a través de ambientes de matriz.

Sin embargo, como ya se mencionó, ambas especies y, especialmente el Caburé, utilizan activamente las áreas abiertas para alimentarse (Marks *et al.* 1999, Proudfoot y Johnson 2000). Por lo tanto, fragmentos de pequeño tamaño, podrían ser ocupados para refugiarse o nidificar y hábitats abiertos para alimentarse en la periferia. En este sentido, en la zona de estudio, se ha manifestado que el Caburé seleccionaría zonas de bosque maduro y con árboles grandes, donde probablemente tendría mayor disponibilidad de cavidades para criar o para refugiarse, pero también zonas con elevada densidad de bordes, posiblemente, porque dichas zonas le deben ofrecer buenas posibilidades de forrajeo (Campioni *et al.* 2013).

Tanto para el Alilicucú común como para el Caburé, la distancia al bosque

continuo tuvo un cierto apoyo para explicar la persistencia de dichas rapaces en los fragmentos, esto sugiere que los factores que regulan o limitan las poblaciones de estas especies en fragmentos aislados de forma recurrente eliminarían las poblaciones de dichos fragmentos, de forma que sólo el flujo de individuos desde la matriz, permitiría su persistencia en los fragmentos cercanos al bosque continuo. Sin embargo, la gran variación en las probabilidades de presencia de la especie a medida que se aleja el fragmento de la matriz indica que deben existir otras variables importantes matizando estas relaciones. De hecho, el bajo soporte estadístico del modelo para el Caburé y, el moderado ajuste del modelo del Alilicucú indican que una parte muy importante de la variabilidad en la probabilidad de ocupación de los parches por estas especies no es explicada por los modelos. En ese sentido, es muy probable que distintas variables no medidas en el presente trabajo, ligadas a las características internas de los parches y a las comunidades de depredadores o competidores presentes en dichos parches acaben teniendo un papel fundamental en la persistencia de esas poblaciones aisladas. El Alilicucú es sensible a fenómenos de depredación y de competencia por otros usuarios de cavidades como los carpinteros. Además, la orientación de sus nidos sugiere que la especie es sensible a situaciones climáticas adversas (Días y Lima 2015). Es posible, que la interacción de estos factores en los fragmentos, tengan efectos negativos de forma cíclica sobre la ocupación de territorios por parte de la especie, de forma que se dificulte la reocupación de parches que se encuentren alejados de la matriz de bosque continuo. Condiciones climáticas adversas generarían situaciones catastróficas para algunas aves rapaces nocturnas, de forma que las variables climáticas explican por sí mismas la evolución demográfica (supervivencia y reproducción) de dichas especies en los distintos parches, más allá de la calidad de hábitat. Esto, incluso en el caso de una especie definida como especialista y dependiente de hábitats forestales de calidad como es el caso del Búho moteado californiano (Franklin *et al.* 2010). Situaciones similares podrían estar determinando la dinámica de los Alilicucús en los fragmentos de bosque. Evidentemente, lo mismo podría estar ocurriendo para el Caburé.

Los censos de aves nocturnas son complejos debido a que estas especies suelen ser discretas durante el día, cuando suelen permanecer escondidas en lugares poco visibles como vegetación espesa donde se camuflan extraordinariamente bien, o bien dentro de cavidades y centran además su actividad por la noche (Mikkola 1983). Por lo tanto, monitorear sus poblaciones de forma adecuada requiere un trabajo intenso durante largos períodos y el uso de diversas herramientas para conseguir resultados fiables. Sin embargo,

cuando los recursos son limitados se debe optimizar los esfuerzos. En ese sentido, los censos con playback han demostrado ser una de las mejores herramientas para detectar presencia y en algunos casos estimar abundancias de rapaces nocturnas (Zuberogoitia y Campos 1998, Zuberogoitia 2002, Martínez *et al.* 2007). La intensidad de muestreo, las características propias de cada especie, la calidad o el contexto social de los individuos pueden afectar la detectabilidad de las distintas especies (edad, reproductores o individuos flotantes, etc.; Martínez *et al.* 2002, Penteriani 2003, Zuberogoitia *et al.* 2011). De hecho, se ha demostrado en algunas especies, que la probabilidad de detección efectiva de la presencia de individuos en un solo censo es limitada. Por ejemplo, en un estudio en España con ejemplares radiomarcados de Mochuelo común (*Athene noctua*), en la primera sesión de muestreo tan solo se detectó un 40 % de los individuos presentes, pero este número fue muy inferior si se restringió el análisis a 5 o 10 minutos, y fue aumentando al aumentar la duración del tiempo de muestreo (Zuberogoitia *et al.* 2011). Es posible que los contextos sociales, o la presión interespecífica en los ambientes más fragmentados limiten la respuesta de ambas especies cuanto más lejos del hábitat óptimo (Rudolph 1978, Sergio e Hiraldo 2008), aunque este último caso pareciera menos probable, ya que el principal posible depredador dentro del gremio de las rapaces nocturnas en la zona es la Lechuza de campanario (*Tyto alba*) que tiene abundantes poblaciones tanto en los ambientes agrícolas como en los forestales (López y Grande pers. obs.). Sin duda, serán necesarios trabajos más profundos y específicos con ambas especies para dilucidar estos posibles efectos.

La pérdida y fragmentación de hábitat se ha convertido en la principal amenaza para la conservación de la biodiversidad a nivel global (Renjifo 1999, Arroyo Rodríguez *et al.* 2008, Boscolo y Metzger 2011). Si bien la destrucción per se tiene un efecto extremadamente negativo, las consecuencias de la fragmentación muchas veces pasan desapercibidas en los análisis globales. Sin embargo, la teoría y los estudios empíricos indican sin lugar a dudas que estos procesos juegan un papel fundamental en la evolución de las poblaciones animales y vegetales (Renjifo 1999, Laurence *et al.* 2000). Los resultados de este trabajo, sugieren que el proceso de fragmentación estaría afectando al menos a algunas de las especies forestales que se encuentran en los ambientes del centro de Argentina, asociados a los bosques secos del Espinal y del Chaco. Si bien las dos especies evaluadas en este capítulo tendrían poblaciones abundantes y estar lejos de estar amenazadas, los bosques que habitan estas especies en la región han sufrido una severa reducción en su extensión (SA y DS 2007) por lo que es lógico pensar que lo mismo

habrá ocurrido con el área de distribución de estas especies. Los resultados de este trabajo sugieren que la rarefacción de estas especies debido a los procesos de fragmentación, podría estar ocurriendo con otras especies asociadas a estos ambientes, pero con rangos de distribución más limitados o con peor estatus de conservación como el Halconcito gris (*Spizapteryx circumcincta*) o el Águila coronada (*Buteogallus coronatus*) (Capítulos II y IV). Como ya se mencionó en este estudio, a pesar de ser especies muy comunes en muchas áreas del país e incluso dentro de sus amplias áreas de distribución, la información disponible sobre el Caburé chico y el Alilicucú común es mínima. No se sabe casi nada de la biología básica de ambas especies y menos aún de los factores que pueden estar actuando sobre sus poblaciones. Lo mismo ocurre para gran parte de las rapaces nocturnas argentinas (Trejo *et al.* 2012). Este trabajo sugiere la necesidad de realizar aproximaciones al seguimiento de estas especies de forma más fina, que permita entender cómo se da el proceso de ocupación y extinción de estas especies en los fragmentos de bosque nativo. Estos trabajos por lo tanto deberían abarcar en profundidad aspectos de la ecología de estas rapaces y particularmente de su demografía, productividad, supervivencia, dispersión y cómo estos parámetros están determinados por las características de los parches y de la matriz de origen de los individuos. Todo esto en relación a un bosque que enfrenta amenazas a diversas escalas en el centro de Argentina. Sólo con la generación de esta información científica de forma sólida, será posible la planificación y la toma de medidas de mitigación efectivas para evitar los efectos adversos de la fragmentación de estos ambientes.

BIBLIOGRAFÍA

- Andren, H. 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology*, 73(3), 794-804.
- Antongiovanni, M., & Metzger, J. P. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*, 122(3), 441-451.
- Arroyo-Rodríguez, V., & Mandujano, S. 2008. Efectos de la fragmentación sobre la *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*, 179.
- Boscolo, D., & Metzger, J. P. 2011. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography*, 34(6), 1018-1029.
- Bruun, M., & Smith, H. G. 2003. Landscape composition affects habitat use and foraging flight distances in breeding European starlings. *Biological Conservation*, 114(2), 179-187.
- Cadenasso, M. L., & Pickett, S. T. A. 2000. Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. *Journal of Ecology*, 88(1), 31-44.
- Cabrera, A. L. 1976. *Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería: regiones fitogeográficas Argentinas*. Acme.
- Campioni, L., Sarasola, J. H., Santillán, M., & Reyes, M. M. 2013. Breeding season habitat selection by ferruginous pygmy owls *Glaucidium brasilianum* in central Argentina. *Bird Study*, 60(1), 35-43.
- Carabelli, F. 2005. El paisaje en la ordenación forestal.
- Caro, T. M., & O'doherty, G. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation biology*, 13(4), 805-814.
- Casagrande, G., Vergara, G., & Bellini, Y. 2006. Cartas agroclimáticas actuales de temperaturas, heladas y lluvias de la provincia de La Pampa (Argentina). *Rev. Fac. Agron. UNLPam*, 17(1/2), 15-22.
- Cayuela, L. 2006. Deforestación y fragmentación de bosques tropicales montanos en los Altos de Chiapas, México. Efectos sobre la diversidad de árboles. *Revista Ecosistemas*, 15(3).
- Cayuela, L. 2009. Modelos lineales generalizados (GLM). *Materiales de un curso del R*

del IREC.

- Chen, J., Franklin, J. F., & Spies, T. A. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. *Ecological applications*, 2(4), 387-396.
- Conway, C. J., & Simon, J. C. 2003. Comparison of detection probability associated with burrowing owl survey methods. *The Journal of wildlife management*, 501-511.
- Correa, J. J., Volante, J., & Seghezzo, L. 2012. Análisis de la fragmentación y la estructura del paisaje en bosques nativos del norte argentino. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 16.
- Crooks, K. R., & Soulé, M. E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400(6744), 563.
- Crozier, G. E., & Niemi, G. J. 2003. Using patch and landscape variables to model bird abundance in a naturally heterogeneous landscape. *Canadian Journal of Zoology*, 81(3), 441-452.
- De la Peña, M. R. y Rumboll, M. 1998. Birds of southern South America and Antarctica. Harper Collins Publishers, London, UK.
- De la Peña, M. R., & Tittarelli, R. F. 2011. Guía de aves de La Pampa. *Gobierno de La Pampa, Santa Rosa*.
- Días, R. I., & Lima, M. R. 2015. Breeding biology and nest survival in Tropical Screech-Owls (*Megascops choliba*) in the Brazilian Cerrado Breeding biology and nest survival in Tropical Screech-Owls (*Megascops choliba*) in the Brazilian Cerrado. *The Wilson Journal of Ornithology*, 127(3), 432–440. <https://doi.org/10.1676/14-099.1>
- Donoso, D. S., Grez, A. A., & Simonetti, J. A. 2004. Effects of forest fragmentation on the granivory of differently sized seeds. *Biological Conservation*, 115(1), 63-70.
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G. & Münkemüller, T. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1), 27-46.
- Esler, D. 2000. Applying metapopulation theory to conservation of migratory birds. *Conservation Biology*, 14(2), 366-372.
- Esri, A. D. 2011. Release 10. *Documentation Manual*. Redlands, CA, Environmental Systems Research Institute.

- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515.
- Fahrig, L., & Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation biology*, 8(1), 50-59.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B. 2006. Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. *Oikos* 112:473-480.
- Flesch, A. D., & Steidl, R. J. 2007. Detectability and Response Rates of Ferruginous Pygmy- Owls. *The Journal of wildlife management*, 71(3), 981-990.
- Flesch, A. D., & Steidl, R. J. 2010. Importance of environmental and spatial gradients on patterns and consequences of resource selection. *Ecological applications*, 20(4), 1021-1039.
- Forman, R.T. y M. Gordon. 1986. Landscape ecology. John Wiley & Sons, New York.
- Foufopoulos, J., & Ives, A. R. 1999. Reptile extinctions on land-bridge islands: life-history attributes and vulnerability to extinction. *The American Naturalist*, 153(1), 1-25.
- Fox, J., & S. Weisberg. 2011. An {R} Companion to Applied Regression Second. Sage, Thousand Oaks, CA.
- Franklin, A. B., Ward, J. P., Gutiérrez, R. J., & Gould Jr, G. I. 1990. Density of northern spotted owls in northwest California. *The Journal of Wildlife Management*, 1-10.
- Franklin, A. B., Anderson, D. R., Gutiérrez, R. J., & Burnham, K. P. 2000. Climate, habitat quality, and fitness in northern spotted owl populations in northwestern California. *Ecological Monographs*, 70(4), 539-590.
- Friesen, L., Cadman, M. D., & MacKay, R. J. 1999. Nesting success of Neotropical migrant songbirds in a highly fragmented landscape. *Conservation Biology*, 13(2), 338-346.
- Galli, A. E., Leck, C. F., & Forman, R. T. 1976. Avian distribution patterns in forest islands of different sizes in central New Jersey. *The Auk*, 356-364.
- Gascon, C., Lovejoy, T. E., Bierregaard Jr, R. O., Malcolm, J. R., Stouffer, P. C., Vasconcelos, H. L. & Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological conservation*, 91(2-3), 223-229.

- González-Roglich, M., Southworth, J., & Branch, L. C. 2012. The role of private lands for conservation: Land cover change analysis in the Caldenal savanna ecosystem, Argentina. *Applied Geography*, 34, 281–288.
- Grau, H. R., Aide, T. M., & Gasparri, N. I. 2005. Globalization and soybean expansion into semiarid ecosystems of Argentina. *Ambio*, 34(3), 265.
- Green, R.H. 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. John Wiley and Sons, New York. 24-43.
- Haila, Y., & Hanski, I. K. 1984. Methodology for studying the effect of habitat fragmentation on land birds. In *Annales Zoologici Fennici* (pp. 393-397). Finnish Academy of Sciences, Societas Scientiarum Fennica, Societas pro Fauna et Flora Fennica and Societas Biologica Fennica Vanamo.
- Hames, R. S., Rosenberg, K. V., Lowe, J. D., & Dhondt, A. A. 2001. Site reoccupation in fragmented landscapes: testing predictions of metapopulation theory. *Journal of Animal Ecology*, 70(2), 182-190.
- Harris, L. D. 1984. The fragmented forest. University of Chicago Press, Chicago.
- Helle, E., & Helle, P. 1982. Edge effect on forest bird densities on offshore islands in the northern Gulf of Bothnia. In *Annales Zoologici Fennici* (pp. 165-169). Finnish Academy of Sciences, Societas Scientiarum Fennica, Societas pro Fauna et Flora Fennica and Societas Biologica Fennica Vanamo.
- Herrera, J. M. 2011. El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Revista Ecosistemas*, 20(2-3).
- Hill, M. F., & Caswell, H. 2001. The effects of habitat destruction in finite landscapes: a chain-binomial metapopulation model. *Oikos*, 93(2), 321-331.
- Hosmer, D. W., Lemeshow, S., & Sturdivant, R. X. 1989. The multiple logistic regression model. *Applied logistic regression*, 1, 25-37.
- Ibarra, J. T., Gálvez, N., Gimona, A., Altamirano, T. A., Rojas, I., Hester, A. & Bonacic, C. 2012. Uso de hábitat por el concón (*Strix rufipes*) y el chuncho (*Glaucidium nanum*) en un gradiente de bosques perturbados y antiguos del bosque templado andino, Chile. *Environment*, 47(1), 33-40.

- Ibarra, E. J. T. 2014. *Andean temperate forest owls: detectability, habitat relationships and reliability as biodiversity surrogates* (Doctoral dissertation, University of British Columbia).
- Johnsgard, P. A. 1988. North American owls: biology and natural history.
- Kotliar, N. B., & Wiens, J. A. 1990. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos*, 253-260.
- Laurance, W. F., & Yensen, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological conservation*, 55(1), 77-92.
- Laurance, W. F., Delamônica, P., Laurance, S. G., Vasconcelos, H. L., & Lovejoy, T.E. 2000. Conservation: rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, 404(6780), 836.
- Lisa Takats, D. L., Francis, C. M., Holroyd, G. L., Duncan, J. R., Mazur, K. M., Cannings, R. J. & Holt, D. 2001. Guidelines for nocturnal owl monitoring in North America.
- Lisa Takats, D. L., Francis, C. M., Holroyd, G. L., Duncan, J. R., Mazur, K. M., Cannings, R. J. & Holt, D. 2001. for Nocturnal Owl Monitoring in North America.
- Lopez de Casenave, J., Pelotto, J. P., & Protomastro, J. 1995. Edge-interior differences in vegetation structure and composition in a Chaco semi-arid forest, Argentina. *Forest Ecology and Management*, 72(1), 61-69.
- Lopez de Casenave, J., Pelotto, J. P., Caziani, S. M., Mermoz, M., & Protomastro, J. 1998. Responses of avian assemblages to a natural edge in a Chaco semiarid forest in Argentina. *The Auk*, 425-435.
- Lopez de Casenave J. 2000. Fragmentación en el bosque chaqueño semiárido: cerca del borde. En Situación Ambiental Argentina 2000 (Fundación Vida Silvestre Argentina). Pp. 396 - 397.
- Lynch, J. F., & Saunders, D. A. 1991. Responses of bird species to habitat fragmentation in the wheatbelt of Western Australia: interiors, edges and corridors.
- Manning, A.D., Lindenmayer, D.B. Nix, H.A. 2004. Continua and umwelt: novel perspectives on viewing landscapes. *Oikos* 104:621-628.
- Marks, J. S., Cannings, R. J., and Mikkola, H. 1999. Family Strigidae (typical owls), in

- Handbook of the Birds of the World (J. del Hoyo, A. Elliott, and J. Sargatal, J., eds.), pp. 76-242. Lynx Edicions, Barcelona.
- Martin, T. E. 1988. Habitat and area effects on forest bird assemblages: Is nest predation an influence? *Ecology*, 69(1), 74-84.
- Martin, T. E. 1992. Breeding productivity considerations: What are the appropriate habitat features for management? *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds*, 455-473.
- Martin, T. E. 1993. Nest predation and nest sites. *BioScience*, 43(8), 523-532.
- Martínez, J. A., Zuberogoitia, I., Colás, J. & Macía, J., 2002. Use of recorder calls for detecting Long-eared Owls *Asio otus*. *Ardeola*, 49: 97–101.
- Martínez, J. A., Zuberogoitia, I., Martínez, J. E., Zabala, J. & Calvo, J. F., 2007. Patterns of territory settlements by Eurasian Scops Owl (*Otus scops*) in altered semi-arid landscape. *Journal of Arid Environments*, 69: 400–409.
- Matlack, G. R. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge--trends in space and successional time. *Journal of Ecology*, 113-123.
- McIntyre, S., Hobbs, R.J. 1999. A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13:282-1292.
- Mikkola, H., 1983. *Owls of Europe*. T & A.D. Poyser. Calton.
- Montenegro, C., Gasparri, I., Manghi, E., Strada, M., Bono, J., & Parmuchi, M. G. 2004. Informe sobre deforestación en Argentina. *Dirección de Bosques. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable*.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & evolution*, 10(2), 58-62.
- Narosky, S., Yzurieta, D., & Matarasso, H. 2010. *Aves de Argentina y Uruguay: guía de identificación= Birds of Argentina & Uruguay: a field guide* (No. 598.2). Vazquez Mazzini.
- Noy-Meir, I., Mascó, M., Giorgis, M. A., Gurvich, D. E., Perazzolo, D., & Ruiz, G. 2012. Estructura y diversidad de dos fragmentos del bosque de Espinal en Córdoba, un ecosistema amenazado. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 47(1-2),

119- 133.

- Penteriani, V. 2003. Breeding density affects the honesty of bird vocal displays as possible indicators of male/territory quality. *Ibis*, 145(3), E127-E135.
- Pretelli M, Isacch JP, Cardoni DA. 2015. Effects of fragmentation and landscape matrix on nesting success of grassland birds in south-temperate grasslands of Argentina. *Ibis* 157:688-699.
- Pretelli M, Isacch JP, Cardoni DA. 2018. Species-Area Relationships of Specialist Versus Opportunistic Pampas Grassland Birds Depend on the Surrounding Landscape Matrix. *Ardeola* 65(1):3-23.
- Proudfoot, G. A., & Johnson, R. R. 2000. Ferruginous Pygmy-Owl (*Glaucidium brasilianum*). *The Birds of North America*, (498), 20.
- Radford JQ, Bennett AF y Cheers GJ. 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation*, 124: 317 – 337.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing.
- Renjifo, L. M. 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation biology*, 13(5), 1124-1139.
- Robinson, G. R., Holt, R. D., Gaines, M. S., Hamburg, S. P., Johnson, M. L., Fitch, H. S., & Martinko, E. A. 1992. Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. *Science*, 257(5069), 524-526.
- Robinson, S. K., & Wilcove, D. S. 1994. Forest fragmentation in the temperate zone and its effects on migratory songbirds. *Bird Conservation International*, 4(2-3), 233-249.
- Robinson, S. K., Thompson, F. R., Donovan, T. M., Whitehead, D. R., & Faaborg, J. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science*, 267(5206), 1987-1990.
- Rudolph, S.G. 1978. Predation ecology of coexisting Great Horned and Barn Owls. *Wilson Bull.* 90: 134–137
- Sarasola, J. H., & Negro, J. J. 2006. Role of exotic tree stands on the current distribution and social behaviour of Swainson's hawk, *Buteo swainsoni* in the Argentine Pampas. *Journal of Biogeography*, 33(6), 1096-1101.

- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*, 5(1), 18-32.
- Sawchik, J., Dufrêne, M., Lebrun, P., Schtickzelle, N., & Baguette, M. 2002. Metapopulation dynamics of the bog fritillary butterfly: modelling the effect of habitat fragmentation. *Acta oecologica*, 23(5), 287-296.
- Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 2007. Primer inventario nacional de bosques nativos. Inventario de campo de la Región del Espinal Distritos Caldén y Ñandubay. Informe Regional Espinal Segunda Etapa. 1ra. Ed. Buenos Aires. 125 pp.
- Senft, R. L., Coughenour, M. B., Bailey, D. W., Rittenhouse, L. R., Sala, O. E., & Swift, D. M. 1987. Large herbivore foraging and ecological hierarchies. *BioScience*, 37(11), 789-799.
- Sergio, F., & Hiraldo, F. 2008. Intraguild predation in raptor assemblages: a review. *Ibis*, 150, 132-145.
- Sih, A., Jonsson, B. G., & Luikart, G. 2000. Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(4), 132-134.
- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological conservation*, 83(3), 247-257.
- Sisk, T. D., Haddad, N. M., & Ehrlich, P. R. 1997. Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats. *Ecological Applications*, 7(4), 1170-1180.
- Stratford, J. A., & Robinson, W. D. 2005. Gulliver travels to the fragmented tropics: geographic variation in mechanisms of avian extinction. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(2), 85-92.
- Stupino, S. A., Arturi, M. F., & Frangi, J. L. 2015. Estructura del paisaje y conservación de los bosques de *Celtis tala* Gill ex Planch del NE de la provincia de Buenos Aires. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*, 105(2), 37-45.
- Suarez, A. V., Pfennig, K. S., & Robinson, S. K. 1997. Nesting Success of a Disturbance-Dependent Songbird on Different Kinds of Edges: Exito de Nidación de un Ave Paserina Dependiente de Disturbaciones en Diferentes Tipos de Bordes. *Conservation Biology*, 11(4), 928-935.

- Trejo, A., Bó, M. S., & Biondi, L. 2012. Búhos de Argentina: estado de conservación y prioridades de investigación. *Ornitología Neotropical*, 23, 225-232.
- Turner, M. G., Gardner, R. H., O'Neill, R. V., Gardner, R. H., & O'Neill, R. V. 2001. *Landscape ecology in theory and practice* (Vol. 401). New York: Springer.
- Valdés, A. 2011. Modelos de paisaje y análisis de fragmentación: de la biogeografía de islas a la aproximación de paisaje continuo. *Ecosistemas* 20(2-3):11-21.
- Villard, M. 1992. Metapopulation theory and Neotropical migrant birds in temperate forests: An empirical investigation.
- Villard, M. A., Martin, P. R., & Drummond, C. G. 1993. Habitat fragmentation and pairing success in the Ovenbird (*Seiurus aurocapillus*). *The Auk*, 759-768.
- Wethered, R., & Lawes, M. J. 2003. Matrix effects on bird assemblages in fragmented Afri-montane forests in South Africa. *Biological Conservation*, 114(3), 327-340.
- Wethered, R., & Lawes, M. J. 2005. Nestedness of bird assemblages in fragmented Afri-montane forest: the effect of plantation forestry in the matrix. *Biological Conservation*, 123(1), 125-137.
- Wiens, J. A., Chr, N., Van Horne, B., & Ims, R. A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, 369-380.
- Wilcove, D. S., McLellan, C. H., & Dobson, A. P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation biology*, 6, 237-256.
- Zamar, J. L., Alessandria, E. E., & Abril, E. G. 2007. Reducción y fragmentación de bosques de la región del Espinal en la cuenca Rafael García-Lozada, Córdoba. Reduction and fragmentation of forests from the Espinal region in the Rafael García-Lozada watershed in Córdoba. *RCA. Revista científica agropecuaria*.
- Zuberogoitia, I. & Campos, L. F., 1998. Censusing owls in large areas: a comparison between methods. *Ardeola*, 45: 47-53.
- Zuberogoitia, I., 2002. *Eco-etología de las rapaces nocturnas de Bizkaia*. Ph. D. Thesis, Basque Country University, Leioa.
- Zuberogoitia, I., Zabala, J., & Martínez, J. E. 2011. Bias in little owl population Coeficientes using playback techniques during surveys.

CAPÍTULO V

Evaluación de la distribución potencial del águila coronada (*Buteogallus coronatus*) en los bosques semiáridos de Sudamérica

RESUMEN

Los modelos de distribución de especies intentan predecir la distribución de las mismas, relacionando los datos de presencia de las especies con las características naturales y antrópicas que hay en los puntos de presencia de las especies y después, en función de esas características, proyectar la posible distribución de las especies a otras zonas donde están esas características, pero no se cuenta con datos de presencia. En los últimos años se han desarrollado diversas herramientas para el estudio del uso de hábitat de especies como así también modelos diseñados para proyectar rangos de distribución potencial. El Águila coronada se distribuye desde el norte de la Patagonia hacia el norte de Argentina, Paraguay, zonas particulares de Bolivia y sur de Brasil. El Gran Chaco americano y el Cerrado brasileño, dos de los ambientes que han sufrido una mayor deforestación en las últimas décadas, se consideraban el corazón de la distribución de la especie. En el presente capítulo se construyeron modelos de distribución potencial del Águila coronada utilizando 698 registros de la especie e información bioclimática, de cobertura y de presión antrópica mediante el uso de dos técnicas de modelado, sólo presencia (MaxEnt) y presencias vs pseudoausencias (Modelos Lineales Generalizados). Ambos modelos sugieren distintas zonas con máxima probabilidad de presencia. El MaxEnt indica máxima probabilidad en la franja de Monte, Espinal y más al norte, Chaco, que va desde La Pampa hasta Santiago del Estero, en el este de la provincia del Chaco, en una franja estrecha desde el Monte mendocino y la precordillera hacia el norte hasta las faldas de los Andes y los valles interandinos en Bolivia. Finalmente, una cuarta zona separada en zonas interiores de la Mata Atlántica en Brasil. Por el contrario, el GLM indicó una zona con máxima probabilidad en el norte de la Patagonia. Ambos modelos sugieren que gran parte del Chaco Seco americano y el Cerrado, no son los mejores hábitats para la especie y que la cobertura de cultivos afecta a la distribución de la especie. Las estimaciones de números de territorios posibles para la especie variaron entre 545 y 11.428 según los modelos. Las comparaciones con las estimaciones de población de la especie para la población mejor estudiada que se localiza en La Pampa, sugieren que los modelos de MaxEnt sobreestiman los números de territorios posibles y los GLM los infraestiman. Sin embargo, las estimaciones de número de territorios más plausible, indicarían que podría llegar a haber menos de 2.500 individuos maduros en la población (límite para la categoría En Peligro de la UICN) o en otros casos menos de 10.000 individuos maduros (límite para Vulnerable) con un declive probable de su hábitat (y sus poblaciones) situado entre el 30-50% en 100 años (pérdida de hábitat). Nuevamente estos valores indican que, según los criterios y los modelos elegidos, la especie debería considerarse Vulnerable o En Peligro. Es urgente coleccionar información poblacional de la especie en otras zonas de estudio del país y en otros países, para poder ajustar mejor los resultados de este trabajo y obtener información más consistente que permita evaluar con más solidez el estado de conservación de esta especie.

INTRODUCCIÓN

La transformación de los ambientes naturales por acción directa del hombre, es hoy en día una de las mayores amenazas para la fauna silvestre, generando reducciones poblacionales y extinciones locales por la desaparición de sus hábitats (Ojasti *et al.* 2000, Burkart 2005, Jetz *et al.* 2007). El acelerado proceso de pérdida y fragmentación de ambientes naturales ha acrecentado la necesidad de comprender los efectos de estos cambios en las poblaciones animales silvestres. Conocer la distribución ecológica y geográfica de las especies sometidas a estos cambios en el paisaje tiene grandes implicancias en ecología y en conservación, entre otras disciplinas (Sunquist y Sunquist 2001, Rushton *et al.* 2004, Ferraz *et al.* 2012). Sin embargo, contar con datos de presencia de una especie en toda su área de distribución o en un área de estudio es muchas veces difícil. Generalmente los datos de presencia para muchas especies raras, escasas o que habitan ambientes difíciles de muestrear, son escasos y se encuentran limitados a las áreas de mayor accesibilidad (Elith *et al.* 2006, Phillips *et al.* 2009). Los modelos de distribución de especies, intentan predecir la distribución de una especie, relacionando los datos de presencia con las características ambientales y antrópicas que se dan en esos lugares de presencia (Elith *et al.* 2006, Soberon *et al.* 2017). Estos modelos estiman la respuesta funcional de cada característica, o variable, y el grado de contribución de esa variable a la presencia de la especie. Con esa información, el modelo calcula la probabilidad de la presencia de la especie en todo el rango del área de estudio (Elith *et al.* 2006, Phillips *et al.* 2006, Aneja, *et al.* 2006a, Fourcade *et al.* 2014). Además, los modelos de distribución de especies son utilizados para estimar las áreas de mayor aptitud para una especie y así predecir la potencial presencia de la especie en sitios que no han sido monitoreados (Elith y Burgman 2002, Ferraz *et al.* 2012), siendo una herramienta muy útil para evaluar y elaborar medidas de conservación y manejo (Chefaoui *et al.* 2005, De Angelo 2011, Ferraz *et al.* 2012). Los modelos de distribución de las especies son realmente modelos de distribución del hábitat de las especies en estudio y el resultado por lo tanto es un mapa de la aptitud del mismo.

Durante las últimas décadas se han desarrollado una gran variedad de algoritmos para generar modelos de distribución. Estos algoritmos se dividen entre los que utilizan datos de presencias y ausencias (Guisan y Zimmermann 2000, Elith y Burgman 2002), y los que sólo utilizan datos de presencia (Phillips *et al.* 2006, Tsoar *et al.* 2007). Contar con datos de ausencia pocas veces es factible, y cuando esos datos están disponibles, son muchas veces cuestionables (Anderson 2003), por lo que los modelos que utilizan solamente datos de presencia han ganado terreno en los últimos años (Elith *et al.* 2011, Fourcade *et al.* 2014). Sin embargo, es importante tener en cuenta que los datos de presencia suelen presentar sesgos espaciales de autocorrelación

y de muestreo (Phillips *et al.* 2009). Por lo tanto, para generar modelos confiables es fundamental controlar estos sesgos, mediante distintas técnicas reportadas en la bibliografía, como por ejemplo considerar sólo los registros independientes (Phillips *et al.* 2009, Kramer-Schadt *et al.* 2013, Merow *et al.* 2013, Fourcade *et al.* 2014). También es importante utilizar datos de presencia de buena calidad (confiables y bien georreferenciados) y que las variables predictivas sean de relevancia para la especie y para los objetivos del análisis (Elith *et al.* 2008, Ferraz *et al.* 2012).

Otro factor relevante a tener en cuenta en la construcción de modelos de distribución es la selección de la escala del trabajo (Ferraz *et al.* 2012). Esta selección debe estar basada en los objetivos del estudio y los datos disponibles. Estudios orientados a comprender procesos ecológicos detallados y/o a planificar acciones de conservación utilizan extensiones locales o regionales, mientras que estudios orientados a comprender cambios o procesos globales utilizan extensiones mayores, como continentales o todo el planeta (Elith *et al.* 2008).

Si bien la mayoría de los modelos de distribución utilizan variables climáticas, es posible incluir otros tipos de variables, como variables edáficas, tipos de vegetación o índices de impacto antrópico (Elith *et al.* 2008, Scheldeman y van Zonneveld 2011). Esto ocurre sobre todo en estudios a escala local, donde la variabilidad climática es mínima, y otros factores toman relevancia, como el tipo de ambiente o el impacto humano sobre el ambiente nativo.

En los últimos años se han desarrollado diversas herramientas para el estudio del uso de hábitat de especies como así también modelos diseñados para hipotetizar rangos de distribución potencial (Stockwell y Noble 1992). Entre ellos se encuentran el software MaxEnt y los Modelos Lineales Generalizados que pueden llevarse a cabo con la mayoría de los softwares estadísticos disponibles. El software MaxEnt (Phillips *et al.* 2006, Merow *et al.* 2013) es un sistema de cómputo utilizado para producir la predicción de distribuciones de especies. Este programa utiliza el principio de máxima entropía, estimando la distribución de las especies a lo largo de un espacio geográfico (Hijmans y Graham 2006, Waltari & Guralnick 2009). Los Modelos Lineales Generalizados (GLM), son extensiones matemáticas de modelos lineales, que utilizan una función de enlace para inducir linealidad entre la variable de respuesta y las variables predictoras, que incorporan la variación no constante directamente en el análisis y restringen la respuesta dentro de un rango específico (ReGLern *et al.* 2006).

Las aves rapaces son un grupo polifilético de aves que, por sus características, depredadores en lo alto de las redes tróficas, requieren de amplias superficies de hábitat, suelen tener bajas densidades, tamaños poblacionales reducidos, tamaños corporales relativamente

grandes y madurez sexual retardada (Newton 1979, Sergio *et al.* 2008). Todas estas características las hacen particularmente vulnerables a las alteraciones antrópicas de los ecosistemas tales como la destrucción de hábitat (Duffy 2002), la introducción de infraestructuras en dichos hábitats (Newton 1979; Ferrer 2001), una elevada extracción de individuos (Baum *et al.* 2003), una alta persecución (Whitfield *et al.* 2004, Paviolo *et al.* 2008, Pohja-Mykrä *et al.* 2012) y el cambio climático (Voigt *et al.* 2003, Galmes 2017).

El Águila coronada (*Buteogallus coronatus*) es un ave rapaz del orden Accipitriformes, familia Accipitridae, subfamilia Buteoninae (Del Hoyo *et al.* 2014). La especie fue descrita por primera vez en 1817 por Vieillot y desde entonces su nombre ha cambiado en distintas revisiones taxonómicas. Es una especie de gran tamaño que puede pesar cerca de 3 kg, con estrategia reproductiva lenta, tiene un tamaño de puesta de un solo huevo, por lo que tiene una productividad máxima de un pichón por temporada y posee madurez sexual retrasada (Ferguson-Lees *et al.* 2001, Galmes 2017). En cuanto a su distribución se sabe que ocupa grandes territorios y lo hace en bajas densidades. Se distribuye a lo largo de cuatro países en Sudamérica desde el este de Bolivia, el centro y sur de Brasil, en Paraguay llegando hasta el norte de la Patagonia en Argentina, convirtiéndose en el Águila crestada de distribución más austral del continente (Ferguson-Lees *et al.* 2001, Del Hoyo *et al.* 2014). En Uruguay se la considera localmente extinta (BirdLife International 2016), aunque algunos autores recientemente han puesto en duda que la especie haya criado alguna vez en ese país (Azpiroz y Cortés 2014). La especie es poco frecuente a lo largo de su rango de distribución con predominancia de observaciones en regiones de baja altitud, en ambientes de sabanas y bosques abiertos (Ferguson-Lees *et al.* 2001, Chebez 2008, Del Hoyo *et al.* 2014). La presencia de árboles sería fundamental para la especie debido a que no se la encuentra más allá del ecotono entre la Región fitogeográfica del Espinal y la Estepa Patagónica (Bellocq *et al.* 1998, Bellocq *et al.* 2002, Chebez 2008). En este sentido, todos los registros conocidos de nidificación indican que la especie cría en árboles y rara vez en estructuras hechas por el hombre (Ferguson-Lees *et al.* 2001, Chebez 2008, Sarasola 2018). La especie se considera en peligro de extinción a nivel global por el reducido tamaño de su población (estimado en no más de 1.000 individuos maduros) y su tendencia poblacional negativa (BirdLife International 2018), debida aparentemente a la pérdida de hábitat y una elevada mortalidad no natural por persecución humana y electrocuciones en tendidos eléctricos (Sarasola *et al.* 2010, Fandiño y Pautasso 2013, Barbar *et al.* 2016, Galmes *et al.* 2017). La situación crítica de la especie desde el punto de vista de la conservación, le ha valido ser seleccionada como especie prioritaria para la investigación dentro de la Alianza de Extinción Cero, que identifica y busca salvaguardar los sitios más importantes para prevenir las extinciones de determinadas

especies a nivel global (<http://zeroextinction.org/>), así como ser propuesta para la figura de Monumento Natural Nacional por la Ley 22.351 de Administración de Parques Nacionales (<https://www.parquesnacionales.gob.ar/ley22351/>). Sin embargo, la especie ha sido escasamente estudiada y tan solo en la provincia de La Pampa existe un trabajo intensivo, a una escala importante (que no se limite al estudio de uno o pocos nidos) y continuado en el tiempo sobre su ecología y las amenazas que enfrentan (Sarasola y Maceda 2006, Maceda 2007, Sarasola *et al.* 2010, Galmes 2017, Galmes *et al.* 2017, Galmes *et al.* 2018). Las ecorregiones que formaron el corazón de la distribución de la especie, el Espinal en Argentina, el Gran Chaco Americano en Argentina, Paraguay, Brasil y Bolivia y el Cerrado en Brasil, han sufrido fuertes procesos de deforestación y degradación desde hace décadas. El Espinal ha perdido más de dos terceras partes de su distribución (SA y DS 2007), el Gran Chaco casi un 30% de su superficie en tan solo tres décadas (Vallejos *et al.* 2015) y el Cerrado ha perdido más de la mitad de su superficie original (Hosono *et al.* 2016). Esta información sugiere que la especie puede haber perdido una porción muy significativa de su distribución original.

Si bien se han ido desarrollando distintas hipótesis de distribución de la especie (Fig. 5.1 y Fig. 5.2), no existe hasta la fecha un modelo de idoneidad de hábitat para la especie que permita evaluar cuál es dicho hábitat potencial y cuál puede ser el impacto real de esta gran destrucción de bosques que ha ocurrido en su área de distribución, sobre la distribución y la persistencia de la especie. En este contexto, el objetivo de este capítulo es elaborar un modelo de distribución para Águila coronada a escala de su distribución latinoamericana, estimar el tamaño poblacional potencial y el efecto sobre este de los procesos de destrucción de los bosques nativos ocurridos dentro de su rango de distribución.

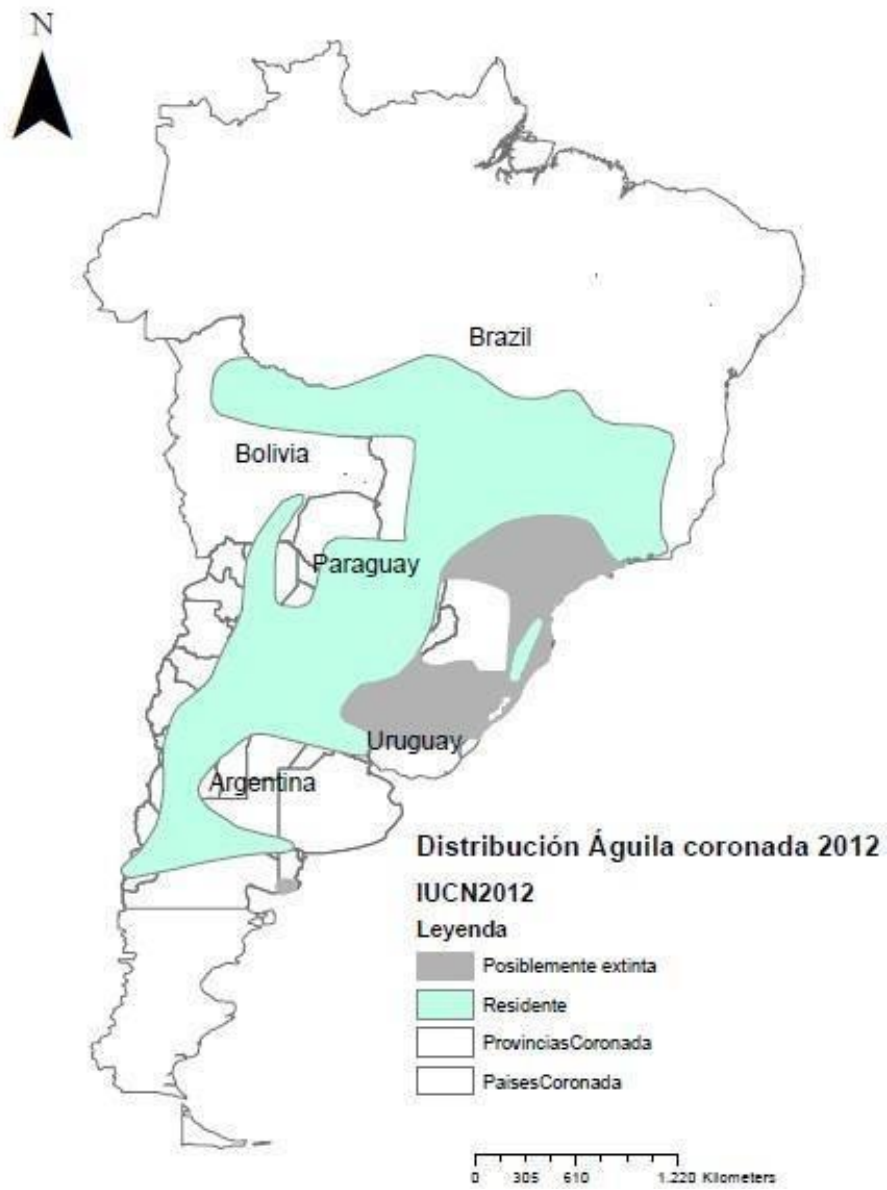


Figura 5.1. Distribución de *Buteogallus coronatus* según la IUCN (2012).



Figura 5.2. Distribución de *Buteogallus coronatus* según la IUCN (2016)

MATERIALES Y MÉTODOS:

Área de estudio:

El Águila coronada tiene un rango muy amplio de distribución. En Brasil existen registros de la especie desde Maranhão y Bahía al noreste hasta Mato Grosso al oeste y suroeste y hasta Rio Grande do Sul al sur. En Bolivia cuenta con registros en el Beni y Santa Cruz. En Paraguay se ha registrado en todo el país. En Argentina, se ha registrado desde Jujuy y Salta al norte, hasta el sur de la provincia de Buenos Aires y Río Negro con registros esporádicos en Neuquén (Giai 1952, Gonnet y Blendinger 1998, Delhey 1992, Ecoregistros 2019) y un registro de 1879 de Chubut (Pereyra-Lobos 2004). No hay registros inequívocos en Uruguay (Azpiroz y Cortés 2014). Por lo tanto, el área de estudio de este trabajo es muy amplia. Incluye toda la superficie de Brasil al sur de Porto Velho y Natal, así como toda Bolivia, Paraguay, Uruguay y toda la superficie en Argentina situada al norte de los límites sur de la provincia de Río Negro y Neuquén.

Obtención de registros

Para compilar los registros de la especie, se realizó una detallada búsqueda bibliográfica (Barrionuevo 2011, Pereyra Lobos 2004 y 2010, Libro Rojo 1997, Barcellos *et al.* 2006, Cano *et al.* 2016, Gonnet *et al.* 1998, De Lucca 2012, Maceda 2007, Berkunsky *et al.* 2013, Coria *et al.* 2013, Granzinoli *et al.* 2017, Aves Argentinas), así como de los registros subidos a las plataformas de registros de internet de eBird 2012 (<https://ebird.org/home>), Ecoregistros (<http://www.ecoregistros.org/site/index.php>) y Wikiaves (<https://www.wikiaves.com.br/>) y consultas con expertos (Diego Méndez, Jonas Kilpp, Alex Janh). Dada la gran información disponible para la provincia de La Pampa, y de cara a reducir los sesgos en la información, para esta provincia sólo se usaron registros de la especie en dicha provincia no asociados a las labores regulares de monitoreo de la especie desarrollado por el CECARA.

Obtención de variables

Para la construcción de los modelos de distribución potencial de la especie, se utilizaron variables climáticas, de cobertura y de presión antrópica. Las variables climáticas utilizadas se corresponden a las variables disponibles en WorldClim (Tabla 5.1). Las variables bioclimáticas se derivan de los valores mensuales de temperatura y precipitación para generar más variables biológicamente significativas. Estos se utilizan a menudo en

modelos de distribución de especies y en técnicas relacionadas de modelos ecológicos. Las variables bioclimáticas representan tendencias anuales (Temperatura media anual, precipitación anual) estacionalidad (Rango anual de temperatura y precipitación) y factores ambientales extremos o limitantes (Temperatura del mes más frío y más cálido y precipitación de lo húmedo y cuartos secos). Un trimestre es un período de tres meses (1/4 del año). Las capas de datos se generaron mediante la interpolación de los datos climáticos mensuales promedio de las estaciones meteorológicas en una cuadrícula de resolución de 30 segundos de arco (a menudo denominada resolución de "1~km²").

Tabla 5.1. Variables bioclimáticas del Worldclim.

Variables bioclimáticas
B1 = Temperatura media anual
B2 = Rango de temperatura diurno medio (Media todos los meses (Temp. Máxima – Temp. Mínima))
B3 = Isotermalidad (BIO 2/ BIO7) (* 100)
B4 = Estacionalidad de temperatura (desviación estándar * 100)
B5 = Temperatura máxima del mes más caliente
B6 = Temperatura mínima del mes más frío
B7 = Rango de temperatura anual (BIO 5 – BIO6)
B8 = Temperatura media del trimestre más húmedo
B9 = Temperatura media del trimestre más seco
B10 = Temperatura media del trimestre más frío
B11 = Temperatura media del trimestre más caliente
B12 = Precipitación total anual
B13 = Precipitación del mes más húmedo
B14 = Precipitación del mes más seco
B15 = Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)
B16 = Precipitación del trimestre más húmedo
B17 = Precipitación del trimestre más seco
B18 = Precipitación del trimestre más caliente
B19 = Precipitación del trimestre más frío

Tras una búsqueda exhaustiva de capas de cobertura, se decidió utilizar la capa de LandCover (Channan *et al.* 2014, Friedl *et al.* 2010) (<http://www.landcover.org/data/lc/>). LandCover es una colección de imágenes satelitales de alta resolución provistas en un formato estandarizado ortorectificado, que cubre toda la superficie terrestre del mundo (excepto la Antártida). El conjunto de las variables utilizadas en este trabajo, obtenidas del LandCover se encuentran detalladas en la Tabla 5.2.

Tabla 5.2. Variables de uso de suelo obtenidas del LandCover. Todas las variables de cobertura son cuantitativas continuas

Variable	Descripción de la variable
AGUA	Porcentaje de cobertura de agua
BOSQUE	Porcentaje de bosque de hoja perenne, bosque de hoja ancha, bosque caducifolio de hoja perenne, bosque caducifolio de hoja caduca, bosque mixto
MATORRAL	Porcentaje de arbustos cerrados y arbustos abiertos
SABANAS	Porcentaje de sabanas leñosas y sabanas
PASTIZAL	Porcentaje de pastizales
HUMEDAL	Porcentaje de humedales permanentes
CULTIVO	Porcentaje de tierras de cultivo
URBANO	Porcentaje de zonas urbanas o urbanizada
OTRAS TIERRAS-OT	Porcentaje de mosaico de vegetación natural, nieve y hielo y estéril o escasamente vegetado

Se utilizaron como variables de presión antrópica la densidad poblacional (GPW, gpw-v4-pd2015, CIESIN 2015, <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/collection/gpw-v4/sets/browse>), la distancia a ciudades (d_places) y distancia a rutas (d_roads) (estas dos últimas obtenidas de Api 2011, Contributors 2012).

Debido al gran proceso de destrucción de bosques que se ha producido a nivel global en las últimas décadas, varios son los estudios que se han encaminado a elaborar mapas de coberturas vegetales donde se evalúa de forma particular la deforestación. Para el presente

trabajo se han utilizado las capas disponibles sobre deforestación en Argentina entre 1976-2015 (cubre 133.058 km²) (Vallejos *et al.* 2015); la clasificación como Otras Tierras en la evaluación de las coberturas de bosque nativo realizadas por la Secretaria de Ambiente y Desarrollo de Nación (abarca 100.810 km²) en el marco de la implementación de la Ley 26.331 de presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos (SA y DS 2005).

Modelo de distribución potencial utilizando el software MaxEnt

MaxEnt es un software de libre acceso que se basa en el principio de máxima entropía (Phillips *et al.* 2006b). Se utilizan sólo datos de presencia de la especie y como variables explicativas se pueden incluir multitud de variables como las variables bioclimáticas que se pueden extraer del WorldClim o las de cobertura provenientes de LandCover. Dada su versatilidad y su libre acceso, este software ha sido ampliamente utilizado para el modelado de distribución de especies (Renjifo *et al.* 2014). La finalidad de MaxEnt es estimar la distribución de probabilidad de presencia de las especies a través de la distribución de probabilidad de máxima entropía (cercana a la uniforme), delimitado por un conjunto de variables para representar la información incompleta acerca de la distribución de destino. Básicamente, lo que hace MaxEnt es buscar una relación estadística entre puntos de presencia de una especie y un set de variables ambientales para predecir la idoneidad del hábitat en zonas no muestreadas. En términos generales, registros georreferenciados de la distribución de una especie son integrados en un sistema de información geográfica con capas ambientales (clima, vegetación, suelos, etc.) para determinar las características ambientales de los sitios donde la especie está presente. El programa modela posteriormente la presencia de la especie en función del ambiente dándole una estima de idoneidad del hábitat a sitios donde no hay registros de la especie, pero existe la información ambiental. Ya que MaxEnt se utiliza para modelar la distribución de especies con sólo registros de presencia, los píxeles del área de estudio se han convertido en el espacio en el que se delimita la distribución de probabilidad, los píxeles para registrar las ocurrencias de la especie son los puntos de muestreo, las variables explicativas son de clima, topografía, vegetación y presión antrópica. MaxEnt se configuró sólo con los registros de presencia de la especie; los puntos totales de ocurrencia de la especie se dividieron en: registros de entrenamiento (75 %) y validación (25 %). Se seleccionaron 10.000 puntos de trasfondo, la configuración predeterminada de los tipos de niveles de regularización y de características (Phillips y Dudik, 2008, Young 2011) y el formato de salida fue logístico. Los modelos logísticos finales se convirtieron en mapas binarios utilizando el valor de probabilidad de 10 % como umbral, para

maximizar la sensibilidad y minimizar la especificidad (Phillips *et al.* 2006). Para la construcción del modelo se utilizaron todos los registros de Águila coronada y las variables bioclimáticas, de cobertura y de presión antrópica arriba descritas, como variables explicativas (Tablas 5.1 y 5.2).

Modelo de Presencia/Ausencia con Modelos Lineales Generalizados

Para el modelado de la probabilidad de presencia del Águila coronada utilizando GLMs, se generó una variable dependiente de presencias y ausencias. Para la construcción del modelo, se partió el área de estudio en un reticulado de grillas con un tamaño de 30km x 30km. Se eligió este tamaño de grilla porque la información preliminar del seguimiento de individuos con emisores satelitales y VHF, sugieren que ese es el máximo rango de movimiento de los individuos territoriales (Canal *et al.* 2017, Galmes 2017). Se consideraron grillas ocupadas aquellas en que se detectó la presencia de la especie al menos una vez (698 registros) y se seleccionaron grillas en las que la especie no hubiera sido registrada (727 pseudoausencias). Como variables explicativas: se utilizaron las mismas variables que las utilizadas para el modelado en MaxEnt (variables bioclimáticas obtenidas del WorldClim, de cobertura del LandCover y de presión antrópica). La distancia a ciudad más cercana y distancia a rutas fueron las distancias en línea recta entre los registros de presencia y las pseudoausencias y la ciudad o ruta más cercano, obtenidas utilizando la herramienta Near Distance ArcGis 10.2 de la capa so-america-places-shape y so-america-roads-shape (Api 2011). Las variables de cobertura se construyeron sacando los porcentajes de cada tipo de cobertura (Tabla 4.2) en cada cuadrícula de la grilla.

Análisis estadístico:

Para evitar correlaciones múltiples entre variables, se realizó una matriz de correlaciones entre variables, utilizando los coeficientes de correlación de rango de Spearman (ver Tabla 6 ANEXO) (R Core Team. 2016). Cuando la correlación entre un par de variables fue de $r > 0.6$, se excluyó una de las dos variables. Se realizó la matriz con las variables B1, B2, B3, B4, B5, B6, B7, B8, B9, B10, B11, B12, B13, B14, B15, B16, B17, B18, B19, AGUA, BOSQUE, MATORRAL, SABANAS, PASTIZAL, HUMEDAL, CULTIVO, URBANO, OTRAS TIERRAS, GPW, d_places y d_roads. De las 19 variables bioclimáticas sólo se utilizaron para los modelos las variables que consideramos que tenían mayor significado biológico: B1 - temperatura media anual-, B4 Estacionalidad de temperatura (desviación estándar * 100)-, B15 - Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)- y B19- Precipitación del trimestre más frío-). Para la construcción de los modelos las variables explicativas consideradas fueron

AGUA, BOSQUE, MATORRAL, SABANAS, PASTIZAL, HUMEDAL, CULTIVO, URBANO, OTRAS TIERRAS, GPW, d_places, d_roads, B1, B4, B15 y B19.

Se utilizaron modelos lineales generalizados mixtos (GLMs), con presencia/ausencia (como variable dependiente), y variables bioclimáticas, de cobertura y de presión antrópica como variables explicativas. Se utilizó una distribución de la variable binomial y función de enlace *logit* (Cayuela *et al.* 2012). Para la selección de variables de los modelos se utilizó la modalidad de paso a paso hacia atrás donde se comenzó el análisis con un modelo saturado que incluyó todas las variables explicativas y se fueron eliminando las variables no significativas ($p > 0.05$) paso a paso.

Estimaciones de tamaños poblacionales potenciales

Considerar como área de distribución real de una especie toda la superficie que generan los modelos donde la probabilidad de presencia es mayor de 0, generaría una enorme sobreestimación del área ocupada por la especie. Sin embargo, fijar cuál rango de probabilidades de los que genera el modelo, es más realista (adecuado), es siempre subjetivo. La población de Águila coronada de la provincia de la Pampa se encuentra prácticamente en el límite sur de la distribución de la especie, sin embargo, hasta la fecha es la población mejor estudiada, por lo que se utilizará como límite inferior de probabilidad válido, el que se ajuste mejor a la distribución actual de la especie en dicha zona. Los modelos generados tanto a través del uso de MaxEnt como del uso de GLMs predicen una probabilidad diferencial de presencia entre zonas, con mayores probabilidades en determinadas zonas y menores probabilidades en otras. Para considerar esta gradación en la idoneidad del hábitat se ponderará la superficie ocupada por cada rango de probabilidades con dichas probabilidades siguiendo la siguiente fórmula modificada de Renjifo *et al.* (2014):

$$AOO = \sum_{i=1}^N A_i S_i$$

donde A_i es el área en cada categoría de idoneidad (i) ocupada por la especie y S_i es la idoneidad de hábitat de la celda i , pertenecientes al conjunto de N categorías de probabilidad de la distribución actual (Renjifo *et al.* 2014). De esta selección, por lo tanto se obtendrá el hábitat potencial de distribución de la especie, esta superficie, se dividirá por el tamaño promedio de territorios de la especie, obtenido del trabajo con la especie en la provincia de La Pampa (donde la distancia promedio entre nidos más cercanos fue de 14,6 km, por lo que la superficie estimada de cada territorio sería de unos 167 km²; Galmes 2017) y se obtendrá una estima del número de territorios posibles de la especie para su área de distribución.

RESULTADOS:

Se obtuvieron un total de 698 registros para la especie en todo su rango de distribución. Se incluyeron registros en los cuatro países con presencia comprobada de la especie, Brasil (282 registros), Bolivia (34 registros), Paraguay (25 registros) y Argentina (346 registros). No se obtuvo ningún registro concreto para Uruguay. Se obtuvieron registros que fueron desde el año 1947 hasta el año 2017 por lo que se puede interpretar que los modelos resultantes son representativos de la distribución potencial de la especie en las últimas seis décadas.

Modelo de distribución con MaxEnt

Los resultados del modelo construido con MaxEnt para la obtención de un mapa de la distribución potencial del Águila coronada indican que el mismo es aceptable (0.745 ± 0.018) con un área bajo la curva (AUC) mayor a 0.7. (Fig. 5.3).

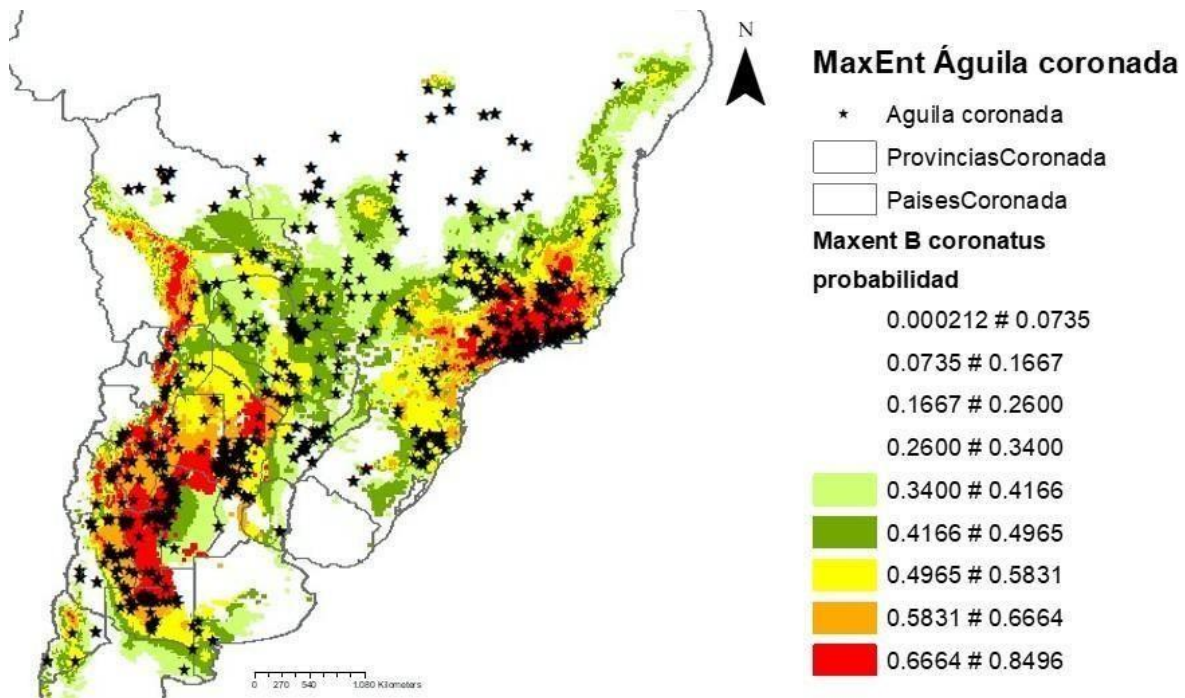


Figura 5.3. Modelo de distribución potencial del Águila coronada en Sudamérica obtenido a través de la modelización de datos de presencia con MaxEnt (salida logística).

Las variables con mayor contribución a la construcción del modelo fueron las variables bioclimáticas Estacionalidad de temperatura (B4, 37.9%), temperatura media anual (B1, 21.8%), estacionalidad de la precipitación (B15, 13.5%) y precipitación del trimestre más frío (B19, 13.1%). También contribuyeron varias variables de cobertura, siendo la variable cultivo la que más contribuyó (8.1%), seguido de sabana (2.8%) y bosque (1.5%). El resto de variables de cobertura (matorral, pastizal y humedal) contribuyeron 0.5% o menos.

Este modelo, sugiere la existencia de cuatro áreas de máxima idoneidad para la especie. Dos de ellas de considerable extensión (una en Argentina y otra en Brasil). La primera de las localizadas en territorio argentino, iría desde el centro norte de la Provincia de la Pampa hacia el norte, ocupando toda la provincia de San Luis, las sierras y el Chaco cordobés, incluyendo el Espinal y el Chaco Seco y Serrano de dichas provincias, así como una cuarta parte más o menos del sur de la provincia de Santiago del Estero (Chaco semiárido). Una segunda zona mucho menor se encontraría en el este del Chaco húmedo en la provincia de Chaco. Por otra parte, hay una tercera zona que comenzaría en Argentina y continuaría hasta más allá de la mitad de Bolivia. Esta zona constaría de una tira fina de hábitat idóneo a lo largo de la precordillera en zonas de transición del bosque chaqueño seco o Monte al bosque chaqueño serrano y a las yungas, comenzando con una pequeña zona en Mendoza y subiendo a través de San Juan y La

Rioja cruzando después todas las provincias del NOA (Catamarca, Tucumán, Salta y Jujuy) y entrando a Bolivia, aparentemente por zonas de Yungas y transición a bosques Chaqueños. (Fig. 5.3). La otra gran zona con idoneidad máxima para la especie se halla en Brasil en zonas de sabana de la Mata Atlántica y zonas de transición al Cerrado en los estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro, Sao Paulo, Espírito Santo y Bahía (Olson *et al.* 2001). Para Bolivia el modelo predice una idoneidad alta (aunque no máxima) en zonas bastante reducidas de Selva Tucumano Boliviana, Chaco Serrano o Bosques Secos Interandinos, aunque predice una baja probabilidad de presencia para las zonas del Gran Chaco, los bosques del Beni o las Sabanas Inundables de Moixos (CEDIB 2012) donde se concentran la mayoría de los registros de la especie para el país (Fig. 5.3). En el caso de Paraguay, el modelo tan solo predice probabilidades de presencia altas en una franja que viene desde Formosa y que coincidiría con el Chaco húmedo (Fig. 5.3; Olson *et al.* 2001). Este modelo le otorga una probabilidad de presencia al Águila casi nula en Uruguay.

Análisis de disponibilidad de hábitat usando GLM.

En el análisis utilizando GLM, las variables que explicaron la probabilidad de presencia de la especie incluyeron una variable de cobertura, el Cultivo con sentido negativo, es decir que la probabilidad de presencia del águila es mayor cuanto menor es la proporción de cultivos, además de las variables bioclimáticas B4, B15 y B19 y dos variables relacionadas con la presencia humana, la distancia a carreteras y a localidades (Tabla 5.3). La relación con B4 fue positiva, mientras que con las otras variables fue negativa, de forma que la probabilidad de presencia del águila disminuyó con la cobertura de cultivos y con la distancia a pueblos y rutas. Las variables B4, d_places y d_roads tuvieron coeficientes muy bajos (<0.10). En cambio, las variables CULTIVO, B15 Y B19 reflejaron coeficientes de mayor magnitud (>0.10). El modelo tuvo un ajuste moderadamente bueno (R^2c ligeramente superior al 30%).

Tabla 5.3. Resultados del GLM en el que se modeló la probabilidad de Presencia/Ausencia del Águila coronada en todo su rango de distribución. Tanto el R²m como el R²c fueron del 31.99% y los VIF<2.

Variable	Coefficiente	SE	Chisq	GL	Pr(>Chisq)
Intercepto	-2.01E+03	1.06E+02			
CULTIVO	-1.81E+01	2.88E+00	58.751	1	1.789e-14 ***
B4	9.42E-02	2.58E-02	13.132	1	0.0002903 ***
B15	-8.20E+00	2.08E+00	17.566	1	2.775e-05 ***
B19	-2.36E+00	5.90E-01	18.218	1	1.970e-05 ***
d_places	-6.64E-03	1.12E-03	47.198	1	6.415e-12 ***
d_roads	-1.29E-02	2.98E-03	35.329	1	2.784e-09 ***

Los rangos de probabilidad de presencia del Águila coronada que se desprenden del GLM fueron bastante menores que los provistos por el MaxEnt, rango máximo de 0.1314 - 0.1545 en el primer caso frente a 0.677-0.85 en el segundo. El mapa predictivo indica una sola área de gran probabilidad de presencia que se correspondería con las provincias de Neuquén y Rio Negro y en menor medida zonas del suroeste de La Pampa y áreas puntuales en zonas de Monte de Mendoza. La especie sería algo menos frecuente en las zonas del Monte de las provincias de Mendoza, San Juan y en el Espinal en San Luis. Con menor probabilidad habría un arco que incluiría las zonas de Monte y Chaco de La Rioja, Catamarca, gran parte de Santiago del Estero, Formosa y el Chaco Húmedo hasta el norte de Santa Fe. Según este modelo las probabilidades de presencia en los otros países serían bastante bajas excepto en algunas zonas muy concentradas. Según este mapa, la probabilidad de presencia en Brasil y Bolivia sería mínima, siendo algo superior en zonas del Chaco Seco y Húmedo de Paraguay. Según este modelo, en casi la mitad de Uruguay la especie tendría el mismo rango de probabilidad de presencia que en Paraguay. (Fig. 5.4).

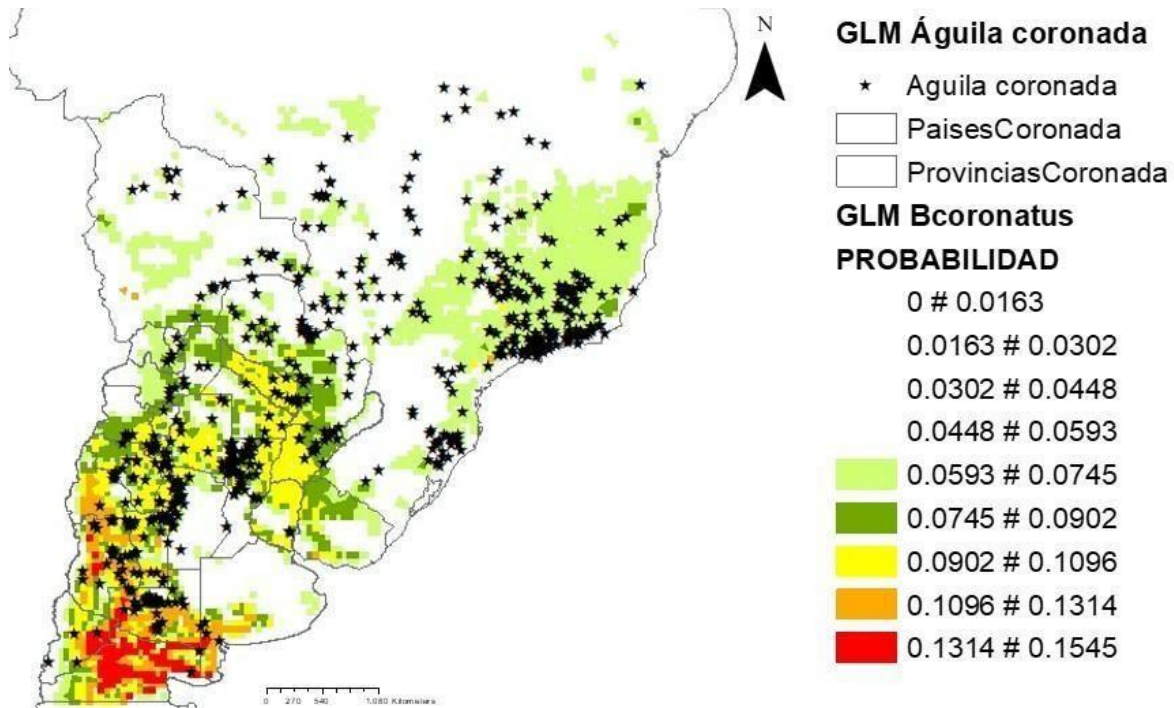


Figura 5.4. Modelo predictivo de distribución potencial del Águila coronada, obtenido a través del análisis con GLM.

Estimaciones de superficie y tamaños poblacionales potenciales

Para una interpretación más sencilla y cuantitativa del modelo, se establecieron rangos de probabilidades de ocurrencia de la especie en toda el área de su distribución. El modelo de MaxEnt da probabilidades de ocurrencia de entre 0.036 y 0.758 para una superficie total de modelado de 8.485.751 km². De acuerdo con el conocimiento que se tiene de la distribución del Águila coronada en La Pampa, deberíamos considerar como zonas con presencia válida de la especie aquellas que se encuentran en el rango de probabilidad 0.4965 – 0.5831 o superior (si se quiere ser más restrictivo) o 0.3400 – 0.4166 si se quiere dar un valor menos conservador (ver Figura 5.3; Galmes y Grande com.pers.; serían aquellas categorías que de forma más ajustada o amplia incluye la mayor parte del Espinal histórico y las zonas del Monte donde pueden existir zonas de arbolado disperso que la especie podría ocupar para reproducirse). Si se considera estos rangos de probabilidad mínima como válidos, la superficie total de hábitat potencial para la especie estaría entre 1.628.867 y 3.756.433 km². Sin embargo, al ponderar por la idoneidad del hábitat, esta superficie se reduciría a un rango entre 1.004.072 – 1.887.117 km². Tomando estas superficies el número máximo de territorios de Águila coronada para su rango de distribución de acuerdo al modelo de MaxEnt, siguiendo la metodología sugerida en Renjifo *et al.* (2014) estaría entre 6.080 y 11.428 territorios posibles.

Si consideramos la información sólo para Argentina, para intentar evaluar la evolución del hábitat de la especie, y sus posibles efectos en la población, las superficies de hábitat idóneo estarían entre 542.787 y 744.983 km² lo que sugeriría un número de territorios de entre 3.287 y 4.511 para el país, es decir entre un 54 y un 39.5 % de los territorios de la especie a nivel global. Sin embargo, si consideramos sólo las tierras forestales y otras tierras forestales de acuerdo al inventario de la Ley de Bosques (SA y DS 2007), las superficies de hábitat idóneo estarían entre 352.110 y 471.118 o lo que es lo mismo, el número de parejas en el país estarían entre 2.132 y 2.853. Este mismo análisis sólo para la Provincia de La Pampa arrojó una cifra de entre 342 y 405 territorios.

Repetiendo estos cálculos con las previsiones del GLM, las probabilidades de presencia en este caso son bastante más bajas y según el modelo van en el rango entre 0 - 0.0163 y apenas 0.1314 - 0.1545. Los rangos de probabilidad de presencia que mejor se ajustan a la distribución más probable de la especie en la provincia de La Pampa (aquella que incluye la mayor parte del Espinal histórico y las zonas del Monte donde pueden existir zonas de arbolado disperso que la especie podría ocupar para reproducirse), son en este caso mucho menores, 0.0902 - 0.1096 si se quiere ser más restrictivo o 0.0593 - 0.0745 si se es menos restrictivo (Figura 5.4). Si se considera estos rangos de probabilidad mínima como válidos, la superficie total de hábitat ponderada por la idoneidad del hábitat sería de apenas entre 90.014 y 249.921 de km². Tomando estas superficies, el número máximo de territorios de Águila coronada para su rango de distribución de acuerdo al modelo de GLM, siguiendo la metodología sugerida en Renjifo *et al.* (2014) estaría entre 545 y 1.513 territorios posibles.

Si repetimos nuevamente la operación sólo para Argentina, dado que el modelo dió probabilidades extremadamente bajas de presencia de la especie en el resto de países, la estimación no cambia mucho. Las superficies de hábitat idóneo estarían entre 86.331 y 136.623 km² lo que sugeriría un número de territorios de entre 523 y 827, para el país, es decir entre un 95.96 % y un 54.66 % de los territorios de la especie a nivel global, respectivamente. Si recortamos de dicha superficie las áreas de tierras forestales y otras tierras forestales según la clasificación de la Ley de Bosques (SA y DS 2007), las superficies de hábitat idóneo estarían entre 59.461 y 81.273 km². De acuerdo a estas superficies el número de territorios de la especie podría situarse en Argentina entre 360 y 492. Esta misma metodología aplicada a La Pampa, sugiere una capacidad para la provincia de entre 56 y 71 territorios de la especie.

DISCUSIÓN

El presente estudio es la primera aproximación que se hace para intentar determinar de forma cuantitativa la distribución potencial del Águila coronada en toda su área de distribución, las variables que la determinan y los efectos de la transformación antrópica sobre dicha distribución. Esta especie amenazada se distribuye por diversos hábitats de América del Sur, y en particular, por algunos de los más extensos del continente como son el Gran Chaco Americano, las Sabanas de la Mata Atlántica o el Cerrado en Brasil (Ferguson-Lees *et al.* 2001, BirdLife International 2018). Sin embargo, la ecología de la especie y las amenazas a las que se enfrenta a lo largo de tan amplia distribución han sido muy poco estudiadas, con la excepción de la población del centro norte de la provincia de La Pampa que está siendo estudiada a largo plazo (Maceda 2007, Sarasola *et al.* 2010, Galmes 2017, Galmes *et al.* 2017, Galmes *et al.* 2018). Los trabajos realizados en esta zona y los datos ocasionales recogidos en otras áreas sugieren una elevada mortalidad no natural vinculada a los tendidos eléctricos, la persecución humana y los ahogamientos en tanques australianos (Maceda 2007, Sarasola *et al.* 2010, Barbar *et al.* 2016, Galmes 2017, Galmes *et al.* 2017), al menos en el rango de distribución de la especie en Argentina.

Aunque existe también un consenso generalizado de que la especie está amenazada por la pérdida de hábitat (BirdLife International 2018). La información previa publicada sugería que la especie centraba su distribución en el Gran Chaco Americano y el Cerrado brasileño (Ferguson-Lees *et al.* 2001), de hecho, el Comité de Clasificación para Sudamérica de la American Ornithological Society sugirió y aprobó cambiar su nombre común en inglés de Crowned o Crowned Solitary Eagle a Chaco Eagle (SACC 2015. Proposal 681). En los dos modelos elaborados en este trabajo las áreas de máxima probabilidad de presencia difieren bastante, sin embargo, en ambos, las zonas centrales del Chaco Seco serían de menor idoneidad que las áreas del Espinal, el Monte en zonas de La Pampa y Cuyo y de la periferia del Gran Chaco; el Chaco Árido en el sur, el Chaco Serrano y el Chaco Húmedo al oeste. En Brasil, según el modelo de MaxEnt las zonas de sabana de la Mata Atlántica serían también claramente más idóneas que el Chaco Seco. Finalmente, gran parte del Cerrado en Brasil, existirían también hábitats de relativa baja calidad para la especie dentro de su rango de distribución. La baja idoneidad sugerida por los modelos para el Chaco Seco, por ejemplo, podría explicar la baja idoneidad sugerida para la especie en Paraguay. Si bien la información existente sobre la distribución de la especie en Bolivia es escasa, existe una noción general de que la especie es poco común y restringida a algunas zonas del Beni y del Gran Chaco (Balderrama *et al.* 2009, Berkunsky *et al.* 2013). Los dos modelos elaborados en este trabajo sugieren zonas con

probabilidad de presencia moderada a baja en la zona del Gran Chaco boliviano, pero ambos sugieren una probabilidad prácticamente nula para el Beni. Es interesante que el modelo elaborado con MaxEnt sugiere una zona de alta probabilidad en las Yungas y su transición hacia el Chaco en este país.

La única variable de cobertura importante en el MaxEnt y que fue seleccionada en los modelos GLM fue el porcentaje de cobertura de cultivos, con una relación negativa. En el modelo de MaxEnt se incluyó además la cobertura de sabana y bosque, dos de los hábitats principales descritos para la especie (Ferguson-Lees y Christie 2001, BirdLife International 2018). Estos resultados indican la importancia de estos tres tipos de hábitat para definir la presencia/ausencia de la especie. Por otro lado, la relación negativa con la cobertura de cultivos en el GLM sugiere que la cobertura de este uso de suelo afecta negativamente a la presencia de la especie. La deforestación para la implementación de cultivos y pasturas para el ganado ha sido un motor histórico de la deforestación tanto en los bosques del Cerrado y la Mata Atlántica en la zona noreste de su distribución (Di Bitetti *et al.* 2003, Hosono *et al.* 2016) como del Chaco y el Espinal en las zonas centrales y sur de la distribución de la especie (SA y DS 2007, Vallejos *et al.* 2015). Sin embargo, debido a los altos valores de los granos y a situaciones ambientales y económicas particulares, en las últimas décadas, estos procesos de deforestación se han incrementado fundamentalmente debido al auge del cultivo de soja (Donald 2004, Zak *et al.* 2008, Adámoli *et al.* 2011). Esta expansión de los cultivos intensivos a costa de ambientes naturales se ha dado de forma predominante en el Espinal donde se estima que se ha perdido cerca de dos tercios del hábitat original (SA y DS 2007) y el Gran Chaco seco, donde se ha transformado un 20% de la cobertura boscosa original (Vallejos *et al.* 2015). Otras zonas como el Chaco Húmedo en Argentina habrían perdido menos superficie forestal debido a la gran preponderancia de humedales que dificultan seriamente el desarrollo agrícola (Ginzburg y Adámoli 2005). En la Mata Atlántica, la situación es también interesante ya que sólo queda un 12% de su cobertura original. Sin embargo, el análisis con MaxEnt, seleccionó zonas interiores y llanas de la Mata Atlántica, donde el porcentaje de bosque remanente es mínimo (Ribeiro *et al.* 2011), como uno de los mejores hábitats potenciales para la especie en Brasil. Esta información es difícil de evaluar dado el desconocimiento casi total que se tiene de la ecología de la especie en esa parte de su rango.

El Águila coronada ha sido descrita como una especie típica de bosques abiertos y zonas de sabanas y arbustales (Ferguson-Lees *et al.* 2001). En ese sentido, procesos de deforestación históricos como el ocurrido en zonas de la Mata Atlántica que se vienen produciendo al menos desde el siglo XVI (Ribeiro *et al.* 2011), podrían haber generado ambientes abiertos y de tipo

sabana en áreas previamente ocupadas por bosques subtropicales más cerrados. De igual forma, es posible que procesos de deforestación para la creación de zonas de pasturas en zonas del Impenetrable Chaqueño, puedan generar ambientes relativamente adecuados para la especie, o al menos mantener áreas utilizables por la misma, de forma que dichas zonas, aún con procesos importantes de degradación, podrían mantener poblaciones saludables de la especie. Estas hipótesis deberían ser evaluadas con estudios particulares en esos ambientes, aunque las escasas evidencias con que se cuenta, sugieren que al menos en los bosques secos, semiáridos y húmedos del Chaco y el Espinal, esto no es lo que ocurre. El análisis de registros y nidos conocidos en el Espinal de la provincia de Santa Fe, por ejemplo, claramente indicó que la especie desapareció de zonas en las que estaba presente y nidificaba, al ser transformadas dichas zonas a tierras agrícolas (Fandiño y Pautasso 2013). De igual forma, en la provincia de La Pampa, la distribución habitual actual de la especie se encuentra varias decenas de kilómetros al oeste de los límites actuales de la frontera agrícola, frontera que, por su parte, ha avanzado decenas de kilómetros sobre zonas de bosque donde la especie criaba hace algunas décadas (M. Galmes com. pers.).

Los datos particulares de La Pampa, sugieren que, además de que la especie es sensible al avance de la agricultura sobre los bosques nativos, posiblemente a través de la pérdida de hábitat de alimentación y de nidificación, el incremento en la actividad humana en las zonas de frontera agrícola, debe incidir negativamente sobre la especie a través de la persecución directa o el incremento de factores de riesgo como pueden ser la profusión de tendidos eléctricos o de tanques Australianos (Galmes 2017, Galmes *et al.* 2017). Situaciones similares se han detectado con otras grandes especies como la Harpía (*Harpia harpyja*) que desaparece de zonas selváticas de frontera a causa de la persecución, incluso bastante tiempo antes de que lleguen los procesos de deforestación (Vargas *et al.* 2006). Es cierto, no obstante que, si las condiciones son adecuadas y las águilas no son perseguidas, ciertas especies de grandes Águilas, como el Águila de Verraux (*Aquila verreauxii*) o el Águila imperial oriental (*Aquila heliaca*) son capaces de mantener poblaciones saludables y productivas en áreas agrícolas (Horvath *et al.* 2011, Murgatroyd *et al.* 2016a). Los casos de ambas especies sugieren que la diversificación en la dieta les permite adaptarse, criando con éxito incluso a tasas mayores que en las zonas con vegetación natural (Horvath *et al.* 2010, Murgatroyd *et al.* 2016b). La dieta del Águila coronada se basa en gran medida, sobre todo en la época reproductiva, en la ingesta de serpientes y distintas especies de armadillos (Sarasola *et al.* 2010, Pereyra Lobos *et al.* 2010), especies que posiblemente se vean afectadas negativamente por las prácticas mecánicas de la agricultura moderna, en cualquier caso, futuros estudios, en zonas de frontera agrícola, deberían evaluar cómo afectan esas transformaciones a la dieta de esta especie en esas zonas. El panel de expertos que elaboran las

categorizaciones de la UICN sugiere que el Águila coronada no tendría más de mil individuos maduros (BirdLife International 2018) o lo que es lo mismo unas 500 parejas o posibles territorios. Sin embargo, no está muy claro de dónde salen esas estimaciones, especialmente si tenemos en cuenta la enorme área de distribución de la especie en el continente y la escasa información existente.

En este capítulo, se ha intentado valorar cuantitativamente cuál podría ser ese número potencial de territorios de la especie. Si bien los rangos son muy variados, nuestras estimaciones sugieren valores que podrían ir desde más de 11.400 territorios a 545 según el modelo y estima utilizado. La divergencia entre modelos es muy amplia. Galmes (2017) reporta la presencia de 30 territorios seguros (si bien no todos ocupados) en una zona de unos 18.600 km², aunque se conocen al menos una decena de territorios más fuera de esa zona y se estima que posiblemente la población pampeana esté más cerca de los 100-150 territorios que de los 50-70 estimados por el GLM (Galmes 2017, Galmes com. pers.). Hay que destacar que los valores estimados por los investigadores, también son bastante menores que los 340-400 territorios estimados por el MaxEnt para la provincia.

Las estimaciones más conservativas del número de territorios del modelo GLM se aproxima a las estimaciones que maneja la UICN para valorar la categoría de amenaza del Águila coronada, si bien aparentemente según estas estimaciones, tan solo con la aproximación más conservadora el tamaño estimado se acercaría a los 1000 individuos maduros. Si consideramos estimaciones menos conservadoras, ese número de mil individuos se superaría ampliamente. El análisis de la información para La Pampa sugiere que los GLM posiblemente estén subestimando la abundancia de la especie. Además, la distribución predicha por este modelo es bastante particular y se contradice con gran parte de la evidencia y la bibliografía, sugiriendo zonas idóneas en áreas de la Patagonia donde la especie difícilmente puede llegar a criar debido a la falta de árboles y donde no existen apenas registros de la especie, lo que le confiere un halo de duda importante a las predicciones numéricas. El ajuste del modelo fue moderado, lo que refuerza esta idea de que hay que tomar estos resultados con cautela. La divergencia en la predicción de la idoneidad de las áreas es llamativa ya que las variables incluidas son prácticamente las mismas que para el caso del MaxEnt, que sin embargo da un modelo mucho más parsimonioso con la distribución de los registros. Sin duda, esta divergencia de predicciones es algo a explorar en más profundidad, pero sugiere que posiblemente el número real de territorios sea una figura intermedia entre las dos aproximaciones.

Las estimaciones ofrecidas en este capítulo deben ser tomadas con precaución. Por una parte, lo que ofrecen estos modelos ponderados es una probabilidad de presencia mientras que la

división entre el tamaño de los territorios ofrecería una estima máxima de territorios disponibles, no necesariamente ocupados. Por otra parte, el tamaño de territorio que se utilizó en este trabajo, si bien basado en datos empíricos para la especie, es muy grande. Los tamaños promedio de distancia entre nidos en otras especies de Águila de gran tamaño pueden llegar a ser mucho menores, en general entre 3-8 km, por ejemplo, en el Águila imperial oriental, el Águila real (*Aquila chrysaetos*) o el Águila perdicera (*Aquila fasciata*) (Pedrini y Sergio 2001, Katzner *et al.* 2003, Bosch *et al.* 2010) aunque en otras especies como el Águila monera de Filipinas (*Pithecophaga jefferyi*) estas distancias pueden alcanzar los 12 km (Bueser *et al.* 2003). Si la población de Águila coronada puede tener densidades mayores en otras zonas de su distribución, algo altamente probable ya que la especie se distribuye por zonas mucho más productivas que las áreas estudiadas en La Pampa, el número de territorios potenciales aumentaría.

Evaluando los criterios de la UICN, las tasas de destrucción de hábitat en algunas de las zonas por las que se distribuye la especie han sido muy altas, un 66,7 % del Espinal un (SA y DS 2007), un 20,7% del Gran Chaco en apenas 36 años (Vallejos *et al.* 2015), el Cerrado más de un 50% de su superficie original (Hosono *et al.* 2016), un 88% de la Mata Atlántica (Ribeiro *et al.* 2011). Estos valores sugieren que la especie puede haber perdido un porcentaje importante de su hábitat, posiblemente entre un 30 y un 50% en un tiempo de tres generaciones, lo que implicaría que la especie debería considerarse Vulnerable o En Peligro (según el porcentaje de pérdida de hábitat, criterios A1, A2, A3 y A4). Por otro lado, la especie cuenta con una distribución muy amplia pero un tamaño poblacional relativamente reducido (de acuerdo a nuestras estimaciones, estos valores estarían posiblemente por encima de los 1.000 individuos maduros, aunque según las estimaciones del MaxEnt podrían superar los 10.000 individuos. Si la población fuera de menos de 2500 individuos maduros, de acuerdo al criterio C1, la especie debería considerarse En Peligro, si la población fuera menor a 10.000 pero superior a 2.500, debería considerarse Vulnerable (UICN 2012).

Varios son los aspectos a mejorar del presenta trabajo. Evidentemente, es crucial que mejore la calidad de la información con la que se construyen los modelos, en ese sentido, muchas zonas del Chaco Seco, por ejemplo, son escasamente visitadas por ornitólogos o especialistas por lo que es posible que exista un sesgo en los muestreos y una subobservación de la especie en dichas zonas. Esta posibilidad debería ser descartada o apoyada en base a trabajo de campo específico para la especie en dichos hábitats. A su vez, para poder interpretar mejor los resultados de los modelos, es prioritario contar con información de calidad sobre la ecología de la especie en cada país o región, de forma que se pueda entender mejor como podrían afectar las transformaciones a la especie y hacer estimaciones de tamaños poblacionales más precisos.

También se debería incorporar información más detallada a las capas de SIG utilizadas en los modelos. Finalmente, incorporar información más detallada de los registros, como particularmente la edad de los individuos registrados, lo que podría permitir estimaciones más ajustadas de las zonas donde la especie efectivamente se reproduce y diferenciarla de zonas de posible dispersión de la especie.

Los modelos de aptitud de hábitat son herramientas muy útiles para generar recomendaciones de manejo y conservación, ya que al ser espacialmente explícitos permiten identificar áreas concretas en donde deben ser implementadas (Thorn *et al.* 2009, De Angelo 2011, Ferraz *et al.* 2012). Los modelos generados en el presente trabajo, pretenden, por lo tanto, ser una primera contribución a la modelación de distribuciones potenciales de especies en peligro de extinción como el Águila coronada.

BIBLIOGRAFÍA

- Adámoli, J., Ginzburg, R., & Torrella, S. 2011. Escenarios productivos y ambientales del Chaco Argentino: 1977-2010. *Buenos Aires: Facultad de Ciencias Exactas y Naturales-Universidad de Buenos Aires y Fundación Producir Conservando.*
- Aneja, V. P., Schlesinger, W. H., Nyogi, D., Jennings, G., Gilliam, W., Knighton, R. E. & Krishnan, S. 2006. Emerging national research needs for agricultural air quality. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 87(3), 25-29.
- Anderson, R. P. 2003. Real vs. artefactual absences in species distributions: tests for *Oryzomys albigularis* (Rodentia: Muridae) in Venezuela. *Journal of Biogeography*, 30(4), 591-605.
- API, O. 2011. Openstreetmap editing api for fetching and saving raw geodata from/to the global openstreetmap database. *Online Wiki Page: <http://wiki.openstreetmap.org/wiki/API>.*
- Azpiroz, A. B., & Cortés, G. D. 2014. On the status of Crowned Eagle *Buteogallus coronatus* in Uruguay.
- Balderrama, J.A., C. Quiroga, O. Martínez & M. Crespo. 2009. Vultur gryphus. In: L. F. Aguirre, R. Aguayo, J. Balderrama, C. Cortez y T. Tarifa, eds. Libro rojo de la fauna silvestre de vertebrados de Bolivia. Ministerio de Medio Ambiente y Agua. La Paz, Bolivia. pp. 363-364.
- Barbar, F., Capdevielle, A., & Encabo, M. 2016. Direct persecution of Crowned Eagles (*Buteogallus coronatus*) in Argentina: A new call for their conservation. *Journal of Raptor Research*, 50(1), 115-120.
- Barcellos, A., & Accordi, I. A. 2013. New records of the Crowned Eagle, *Harpyhaliaetus coronatus*, in the State of Rio Grande do Sul, southern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia-Brazilian Journal of Ornithology*, 14(27), 5.
- Barrionuevo, C., Fra, E., Salinas, R., Ortiz, D., Julio, L., Capllonch, P., & Aráoz, R. 2011. Nuevos registros del Águila coronada (*Harpyhaliaetus Coronatus*) para cuatro Provincias Argentinas. *Nuestras Aves*, 56, 13-16.
- Baum, J. K., Myers, R. A., Kehler, D. G., Worm, B., Harley, S. J., & Doherty, P. A. 2003. Collapse and conservation of shark populations in the Northwest Atlantic. *Science*, 299(5605), 389-392.

- Bellocq, M. I., Bonaventura, S. M., Marcelino, F. N., y Sabatini, M. 1998. Habitat use of crowned eagles (*Harpyhaliaetus coronatus*) in the southern limits of the species' range. *J Raptor Res* 32, 312–314.
- Bellocq, M. I., Ramírez-Llorens, P., y Filloy, J. 2002. Recent records of crowned eagles (*Harpyhaliaetus coronatus*) from Argentina. *Raptor Research* 36, 206–212.
- Berkunsky, I., Daniele, G., Kacolis, F. P., Faegre, S. I., Gandoy, F. A., González, L., & Luque, J. A. D. 2013. Records of the Crowned Eagle (*Urubitinga coronata*) in Moxos plains of Bolivia and observations about breeding behavior. *Revista Brasileira de Ornitologia-Brazilian Journal of Ornithology*, 20(50), 4.
- BirdLife International 2016. Species factsheet: *Buteogallus coronatus*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 22/02/2016.
- BirdLife International 2018. IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 02/11/2018.
- Bosch, R., Real, J., Tinto, A., Zozaya, E. L., & Castell, C. 2010. Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*. *Ibis*, 152(1), 105-117.
- Bueser, G. L. L., Bueser, K. G., Afan, D. S., Salvador, D. I., Grier, J. W., Kennedy, R. S., & Miranda Jr, H. C. 2003. Distribution and nesting density of the Philippine Eagle *Pithecophaga jefferyi* on Mindanao Island, Philippines: what do we know after 100 years? *Ibis*, 145(1), 130-135.
- Burkart, R. 2005. Las áreas protegidas de la Argentina. *La situación ambiental argentina*, 399-404.
- Canal, D., Roques, S., Negro, J. J., & Sarasola, J. H. 2017. Population genetics of the endangered crowned solitary eagle (*Buteogallus coronatus*) in South America. *Conservation genetics*, 18(1), 235-240.
- Cano, P. D., Saibene, C., Chatellenaz, M. L., Ball, H. A., & Vallejos, A. 2016. Adiciones a la avifauna del Parque Nacional Mburucuya, Corrientes, Argentina. *FACENA*, 26, 43-52.
- Cayuela, L. 2012. Modelos lineales mixtos (LMM) y modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) en R. *Universidad Rey Juan Carlos. España*.
- CEDIB. 2012. Centro de Documentación e Información Bolivia. Mapa 3 Ecorregiones. Fundación Amigos de la Naturaleza Noel Kempff, FAN-Bolivia.

- Channan, S., Collins, K., & Emanuel, W. R. 2014. Global mosaics of the standard MODIS land cover type data. *University of Maryland and the Pacific Northwest National Laboratory, College Park, Maryland, USA*, 30.
- Chebez, J. C., Maceda, J. J., & Pereyra-Lobos, R. 2008. Águila coronada. *CHEBEZ, JC*, 117-186.
- Chebez, J. C., Chiappe, A., & Teo, G. 2008. *Los que se van: fauna argentina amenazada* (No. 598.2). Albatros.
- Chefaoui, R. M., Hortal, J., & Lobo, J. M. 2005. Potential distribution modelling, niche characterization and conservation status assessment using GIS tools: a case study of Iberian Copris species. *Biological Conservation*, 122(2), 327-338.
- CIESIN. 2017. Center for International Earth Science Information Network - Columbia University. Gridded Population of the World, Version 4 (GPWv4): Population Density, Revision 10. Palisades, NY: NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC).
- Contributors, O. 2012. OpenStreetMap. URL www.openstreetmap.org.
- Coria, O. R., Lima, J., Suarez, Y., Arias, F., & Chale, M. S. 2013. Propuesta para declarar Monumentos Naturales a especies de la fauna silvestre de Santiago del Estero. *Quebracho (Santiago del Estero)*, 21(2), 81-89.
- De Angelo, C. 2011. Evaluación de la aptitud del hábitat para la reintroducción del yaguararé en la cuenca del Iberá. *Unpublished report*. http://www.proyectoibera.org/download/yaguarete/habitat_para_el_yaguarete_en_ibera.pGL.
- Del Hoyo, J., Collar, N. J., Christie, D. A., Elliot, A., & Fish pool, L. D. C. 2014. *Illustrated Checklist of the Birds of the World* (Vol. 1). Barcelona: Lynx Edicions.
- Di Bitetti, M. S., Placci, G., & Dietz, L. A. 2003. A biodiversity vision for the Upper Paraná Atlantic Forest eco-region: designing a biodiversity conservation landscape and setting priorities for conservation action. *WWF, Washington, DC*.
- Delhey, R. 1992. Algunas aves nuevas o poco conocidas para la región de Bahía Blanca. *Nuestras Aves*, 27, 31-32.
- De Lucca, E. R., & Morici, A. 2012. Nuevos registros del Águila Coronada (*Harpyhaliaetus coronatus*) para la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Nótulas Faunísticas (Segunda Serie)*, 93, 1-5.
- Donald, P. F. 2004. Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. *Conservation biology*, 18(1), 17-38.

- Duffy, J. E. 2002. Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos*, 99(2), 201-219.
- EcoRegistros. 2019. Águila Coronada (*Buteogallus coronatus*) - Ficha de la especie. Accedido de <http://www.ecoregistros.org> el 08/04/2019.
- Ebird. 2012. eBird: An online database of bird distribution and abundance.
- Elith, J., & Burgman, M. A. 2002. Predictions and their validation: rare plants in the Central Highlands, Victoria, Australia. *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*, 303-314.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A. & Li, J. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2), 129-151.
- Elith, J., Leathwick, J. R., & Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 77(4), 802-813.
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and distributions*, 17(1), 43-57.
- Fandiño, B., & Pautasso, A. A. 2013. Distribución, historia natural y conservación de *Harpyhaliaetus coronatus* (aves: accipitridae) en el centro-este de Argentina. *Natura Neotropicalis*, 1(44), 41-55.
- Ferguson-Lees, J., & Christie, D. A. 2001. *Raptors of the world*. Houghton Mifflin Harcourt.
- Fernández, G., Ojeda, J., Fraga, R. M., & Baigún, G. D. Y. R. 1997. Libro Rojo: Mamíferos y Aves Amenazadas de la Argentina. *APN-FUCEMA-AOP-SAREM*.
- Ferraz, K. M., Beisiegel, B. M., De Paula, R. C., Sana, D. A., De Campos, C. B., De Oliveira, T. G., & Desbiez, A. L. 2012. How species distribution models can improve cat conservation-jaguars in Brazil. *forest*, 20, 50.
- Ferraz, K. M. P. M. D. B., Ferraz, S. F. D. B., Paula, R. C. D., Beisiegel, B., & Breitenmoser, B. 2012. Species distribution modeling for conservation purposes. *Natureza & Conservação*, 10(2), 214-220.
- Ferrer, M. 2001. The Spanish Imperial Eagle. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Fourcade, Y., Engler, J. O., Rödder, D., & Secondi, J. 2014. Mapping species distributions with MAXENT using a geographically biased sample of presence data: a performance assessment of methods for correcting sampling bias. *PloS one*, 9(5), e97122.

- Friedl, M. A., McIver, D. K., Hodges, J. C., Zhang, X. Y., Muchoney, D., Strahler, A. H. & Baccini, A. 2002. Global land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. *Remote sensing of Environment*, 83(1-2), 287-302.
- Friedl, M. A., Sulla-Menashe, D., Tan, B., Schneider, A., Ramankutty, N., Sibley, A., & Huang, X. 2010. MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new datasets. *Remote sensing of Environment*, 114(1), 168-182.
- Galmes, M. A. 2017. Ecología y conservación del águila coronada (*Buteogallus coronatus*) en el centro de Argentina. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue. Rio Negro. Argentina.
- Galmes, M. A., Sarasola, J. H., Grande, J. M., & Vargas, F. H. 2018. Parental Care of the Endangered Chaco Eagle (*Buteogallus coronatus*) in Central Argentina. *The Journal of Raptor Research*, 52(3), 316-325.
- Galmes, M. A., Sarasola, J. H., Grande, J. M., & Vargas, F. H. 2018. Electrocutation risk for the endangered Crowned Solitary Eagle and other birds in semiarid landscapes of central Argentina. *Bird Conservation International*, 28(3), 403-415.
- Giai, A. 1952. Diccionario ilustrado de las aves argentinas 1. Aves continentales. Editorial Haynes, Buenos Aires
- Gonnet, J. M., & Blendinger, P. G. 1998. Nuevos registros de distribución del Águila Coronada (*Harpyhaliaetus coronatus*) en el oeste de Argentina. *El Hornero*, 15(01), 039-042.
- Granzinolli, M. A. M., Pereira, R. J. G., & Junior, J. C. M. 2013. The Crowned Solitary-eagle *Harpyhaliaetus coronatus* (Accipitridae) in the cerrado of Estação Ecológica de Itirapina, southeast Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia- Brazilian Journal of Ornithology*, 14(27), 4.
- Ginzburg, R., Adámoli, J., Herrera, P., & Torrella, S. 2005. Los Humedales del Chaco: clasificación, inventario y mapeo a escala regional. *Miscelánea*, 14, 121-138.
- Guerra, P. 2010. Wikiaves: a enciclopédia das aves do Brasil.
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, 135(2-3), 147-186.
- Hijmans, R. J., & Graham, C. H. 2006. The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global change biology*, 12(12), 2272-2281.
- Hijmans, R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones and A. Jarvis, 2005. Very high

- resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978
- Horváth, M., Szitta, T., Firmánszky, G., Solti, B., Kovács, A. and Moskát, C. 2010. Spatial variation in prey composition and its possible effect on reproductive success in an expanding eastern imperial eagle (*Aquila heliaca*) population. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 187-200.
- Horváth, M., Demeter, I., Fatér, I., Firmánszky, G., Kleszó, A., Kovács, A., Szitta, T., Tóth, I., Zalai, T. and Bagyura, J. 2011. Population dynamics of the Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in Hungary between 2001 and 2009. *Acta Zoologica Bulgarica* (Suppl. 3) 61-70.
- Hosono, A., da Rocha, C. M. C., & Hongo, Y. (Eds.). 2016. *Development for sustainable agriculture: the Brazilian cerrado*. Springer.
- Instituto Forestal Nacional. 2011. Mapa de la cobertura forestal del Paraguay 2011. Inventario Forestal Nacional, Programa ONU-REDD, Gobierno Nacional de Paraguay.
- IUCN 2012. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Segunda Edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido
- IUCN. 2016. The IUCN Red List of threatened species. IUCN, Gland.
- Jetz, W., Wilcove, D. S., & Dobson, A. P. 2007. Projected impacts of climate and land- use change on the global diversity of birds. *PLoS biology*, 5(6), e157.
- Katzner, T. E., Bragin, E. A., Knick, S. T., & Smith, A. T. 2003. Coexistence in a multispecies assemblage of eagles in central Asia. *The Condor*, 105(3), 538-551.
- Kramer-Schadt, S., Niedballa, J., Pilgrim, J. D., Schröder, B., Lindenborn, J., Reinfelder, V. & Cheyne, S. M. 2013. The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Diversity and Distributions*, 19(11), 1366- 1379.
- Maceda, J. J. 2007. Biología y conservación del Águila Coronada (*Harpyhaliaetus coronatus*) en Argentina. *El hornero*, 22(2), 159-171.
- Merow, C., Smith, M. J., & Silander Jr, J. A. 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10), 1058-1069.
- Murgatroyd, M., Underhill, L. G., Rodrigues, L., and Amar, A. 2016a. The influence of agricultural transformation on the breeding performance of a top predator: Verreaux's Eagles in contrasting land use areas. *The Condor* 118:238-252.

- Murgatroyd, M., Avery, G., Underhill, L. G. and Amar, A. 2016b. Adaptability of a specialist predator: the effects of land use on diet diversification and breeding performance of Verreaux's eagles. *Journal of Avian Biology* 47:834-845.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. Berkhamsted (UK): T & A D Poyser.
- Ojasti, J., & Dallmeier, F. 2000. *Manejo de fauna silvestre neotropical* (No. QL84. 3. A1. O53 2000.). Washington eD. CDC: Smithsonian Institution.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V., Underwood, E. C. & Loucks, C. J. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience*, 51(11), 933-938.
- Paviolo, A., De Angelo, C. D., Di Blanco, Y. E., & Di Bitetti, M. S. 2008. Jaguar *Panthera onca* population decline in the upper Paraná Atlantic forest of Argentina and Brazil. *Oryx*, 42(4), 554-561.
- Pedrini, P. & Sergio, F. 2001. Golden Eagle *Aquila chrysaetos* density and productivity in relation to land abandonment and forest expansion in the Alps. *Bird Study* 48(2), 194-199.
- Pereyra-Lobos, R. 2004. Nuevos registros de águila coronada (*Harpyhaliaetus coronatus*) para la provincia de Mendoza, Argentina. *Nuestras Aves*, 47, 25-26.
- Pereyra Lobos, R., H. López, and E. Nastale. 2010. New records of Crowned Solitary Eagle (*Harpyhaliaetus coronatus*) in the Sierra de las Quijadas National Park and Provincial Research, San Luis, Argentina. *Nuestras Aves* 55:28-29.
- Phillips, S. B., Aneja, V. P., Kang, D., & Arya, S. P. 2006. Modelling and analysis of the atmospheric nitrogen deposition in North Carolina. *International journal of global environmental issues*, 6(2-3), 231-252.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, 190(3-4), 231-259.
- Phillips, S., & Dudík, M. 2006. Una breve guía didáctica sobre MaxEnt. *Online [URL] <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/tutorial/tutorial-in-spanish.doc>* (Accessed on 4 June 2008).
- Phillips, S. J., & Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161-175.

- Phillips, S. J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C. H., Lehmann, A., Leathwick, J., & Ferrier, S. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological applications*, 19(1), 181-197.
- Phillips, S.J. Dudík, M. & Schapire, R. 2011 A brief tutorial on MaxEnt. AT&T Labs-Research, Princeton University, and the Center for Biodiversity and Conservation, American Museum of Natural History
- Pohja-Mykrä, M., Vuorisalo, T., & Mykrä, S. 2012. Organized persecution of birds of prey in Finland: historical and population biological perspectives. *Ornis Fennica*, 89(1), 1.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing.
- Renjifo, L. M., Gómez, M. F., Velásquez-Tibatá, J., Amaya-Villarreal, Á. M., Kattan, G. H., Amaya-Espinel, J. D., & Burbano-Girón, J. 2014. Libro rojo de aves de Colombia, vol. I: Bosques húmedos de los Andes y la costa Pacífica. *Bogotá, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Instituto Humboldt y Editorial de la Pontificia Universidad Javeriana.*
- Ribeiro, M. C., Martensen, A. C., Metzger, J. P., Tabarelli, M., Scarano, F., & Fortin, M. J. 2011. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In *Biodiversity hotspots* (pp. 405-434). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Rushton, S. P., Ormerod, S. J., & Kerby, G. 2004. New paradigms for modelling species distributions? *Journal of applied ecology*, 41(2), 193-200.
- Sarasola, J. H., & Maceda, J. J. 2006. Past and current evidence of persecution of the endangered crowned eagle *Harpyhaliaetus coronatus* in Argentina. *Oryx*, 40(3), 347-350.
- Sarasola, J. H., Santillán, M. Á., & Galmes, M. A. 2010. Crowned eagles rarely prey on livestock in central Argentina: persecution is not justified. *Endangered Species Research*, 11(3), 207-213.
- Sarasola, J. H. 2018. Nesting of the Endangered Chaco Eagle (*Buteogallus coronatus*) on a Human-made Structure. *Journal of Raptor Research*, 52(1), 108-111.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 2005. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 2007. Primer inventario nacional de bosques nativos. Inventario de campo de la Región del Espinal Distritos Caldén y Ñandubay. Informe Regional Espinal

- Segunda Etapa. 1ra. Ed. Buenos Aires. 125 pp.
- Scheldeman, X., & van Zonneveld, M. 2011. Modelación y análisis de distribución de especies. *Manual de Capacitación en Análisis Espacial de Diversidad y Distribución de Plantas. Bioversity International, Rome, Italy*, 139-158.
- Sergio, F., Caro, T., Brown, D., Clucas, B., Hunter, J., Ketchum, J. & Hiraldo, F. 2008. Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 39, 1-19.
- Soberón, J., Osorio-Olvera, L., & Peterson, T. 2017. Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(2), 437-441.
- Stockwell, D. R., & Noble, I. R. 1992. Induction of sets of rules from animal distribution data: a robust and informative method of data analysis. *Mathematics and computers in simulation*, 33(5-6), 385-390.
- Sunquist, M. E., & Sunquist, F. 2001. Changing landscapes: consequences for carnivores. *Conservation Biology Series-Cambridge-*, 399-418.
- Thorn, J. S., Nijman, V., Smith, D., & Nekaris, K. A. I. 2009. Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (Primates: Nycticebus). *Diversity and Distributions*, 15(2), 289-298.
- Tischendorf, L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape ecology*, 16(3), 235-254.
- Tsoar, A., Allouche, O., Steinitz, O., Rotem, D., & Kadmon, R. 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and distributions*, 13(4), 397-405.
- Vallejos, M., Volante, J. N., Mosciaro, M. J., Vale, L. M., Bustamante, M. L., & Paruelo, J. M. 2015. Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: a plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments*, 123, 3-11.
- Vargas, J. D. J., Whitacre, D., Mosquera, R., Albuquerque, J., Piana, R., Thiollay, J. M. & Matola, S. 2006. Estado y distribución actual del águila arpia (*Harpia harpyja*) en Centro y Sur América. *Ornitología Neotropical*, 17, 39-55.
- Voigt, W., Perner, J., Davis, A. J., Eggers, T., Schumacher, J., Bährmann, R. & Marsteller, R. 2003. Trophic levels are differentially sensitive to climate. *Ecology*, 84(9), 2444-2453.

- Waltari, E., & Guralnick, R. P. 2009. Ecological niche modelling of montane mammals in the Great Basin, North America: examining past and present connectivity of species across basins and ranges. *Journal of Biogeography*, 36(1), 148-161.
- Whitfield, D. P., Fielding, A. H., McLeod, D. R. A., & Haworth, P. F. 2004. Modelling the effects of persecution on the population dynamics of golden eagles in Scotland. *Biological Conservation*, 119(3), 319-333.
- Young, N., Carter, L., & Evangelista, P. 2011. A MaxEnt model v3. 3.3 e tutorial (ArcGIS v10). *Fort Collins, Colorado*.
- Zak, M. R., Cabido, M., Cáceres, D., & Díaz, S. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environmental Management*, 42(2), 181-189.

CAPÍTULO VI

Conclusiones generales

CONCLUSIONES

La expansión e intensificación de la agricultura, ha sido siempre un motor de transformación de hábitats naturales o seminaturales a sistemas agrícolas. En América del Sur, en las últimas décadas se han agudizado estos cambios, especialmente en los bosques secos americanos donde se ha dado un intenso proceso de deforestación y fragmentación de los bosques nativos (Zak *et al.* 2004, SA y DS 2005, Gasparri y Grau 2009, Vallejos *et al.* 2015). Las aves rapaces son un grupo de aves que al estar compuesto por depredadores y carroñeros se encuentran en la cúspide de las redes tróficas y juegan un papel fundamental en la estructuración de los ecosistemas. A su vez, por sus características, estas especies pueden jugar un triple rol fundamental como bioindicadores, ya que al ser muy sensibles a los cambios ambientales de magnitud, pueden ser utilizadas para evaluar impactos en los ecosistemas (Newton 1979, Sergio *et al.* 2005); también se pueden utilizar como especies paraguas ya que por sus requerimientos de hábitat y tróficos, la protección de sus poblaciones implica la protección de un número elevado de otras especies que usan rangos menores que ellas (Sergio *et al.* 2006, Donázar *et al.* 2016); finalmente, pueden ser utilizadas como especies bandera, ya que por sus características icónicas, atraen a la opinión pública y ayudan a fomentar la protección de los ambientes naturales que utilizan (Sergio *et al.* 2006, Donázar *et al.* 2016). El objetivo general de la presente tesis fue evaluar en base a análisis a distintas escalas y de distintas relaciones entre la presencia/ausencia o las abundancias de aves rapaces y distintas variables ligadas a los usos de suelo, bioclimáticas o de presión antrópica, cómo pueden haber afectado los cambios en el uso de la tierra en los bosques semiáridos americanos (vinculados fundamentalmente a procesos de deforestación) a este grupo de aves.

En base a un intensivo trabajo de campo, en el capítulo II se encontró que la comunidad de aves rapaces en la zona del Espinal de la provincia de La Pampa está compuesta por un número elevado de especies, de las cuales se registraron 16 en los puntos fijos censados y otras 3 en tramos de transectas entre los puntos. Entre estas especies, las más abundantes fueron el Chimango con 1615 registros, seguido del Carancho con 674, el Halconcito colorado con 447 individuos seguidos por el Jote de cabeza colorada con 370 individuos, el Aguilucho langostero con 187 y la Lechucita de las Vizcacheras con 103. Del resto de especies se registraron menos de 100 individuos.

De las rapaces mencionadas, las tres primeras, además de ser abundantes, estuvieron ampliamente distribuidas por gran parte de las parcelas muestreadas y en todos los ambientes, mientras que los dos Jotes se registraron sobre todo en parcelas de bosque y de pastizal y los Aguiluchos langosteros en parcelas agrícolas y en menor medida en parcelas de bosque. Las Lechucitas se distribuyeron principalmente entre áreas agrícolas y de pastizal.

Las rapaces fueron más abundantes en las zonas agrícolas (cultivos y pasturas) que en los ambientes naturales y estas mayores abundancias estuvieron determinadas en gran parte por la abundancia de Chimangos y Aguiluchos langosteros.

En los ambientes semiáridos, el agua y la calidad del suelo son factores limitantes para la agricultura, lo que genera que las tierras agrícolas se concentren en las tierras más productivas y que las tierras menos productivas tengan mayor probabilidad de mantener las cubiertas vegetales nativas. Así, una mayor disponibilidad de recursos totales (mayor productividad) de los ambientes agrícolas podría explicar mayores abundancias de depredadores (en este caso rapaces) en dichos ambientes. Esta situación sería aprovechada sobre todo por aquellas especies gregarias, oportunistas y más tolerantes a la actividad humana como el Chimango.

Si bien las diferencias fueron relativamente chicas y con poco soporte estadístico (bajo ajuste de los modelos), la riqueza promedio de especies fue mayor en las parcelas definidas como agrícolas seguidas de las de pastizal y finalmente las de bosque. Esta relación fue similar en los modelos con análisis de porcentaje de coberturas donde nuevamente la cobertura de bosque y de pastizal tuvieron un efecto negativo sobre la riqueza. Nuevamente con muy escaso soporte estadístico.

La riqueza total evaluada mediante curvas de acumulación de especies, indicaron que no hubo diferencias en la riqueza entre los distintos tipos de parcelas el primer año, sin embargo, el segundo año la riqueza fue mayor en primavera/verano en las parcelas de pastizal y en otoño/invierno en las parcelas de pastizal y de bosque. Estos resultados indican que en determinados años hay una mayor variabilidad en la composición de especies en esos ambientes, aunque en cada muestreo el número de especies detectado sea similar o incluso menor que en las parcelas agrícolas.

La comunidad de rapaces cambió su composición entre tipos de hábitat con algunas especies asociadas a los pastizales y arbustales del oeste de la provincia, otras al bosque y otras asociadas a las áreas agrícolas. A su vez, se puso de manifiesto la existencia

de especies migradoras que abandonan casi en su totalidad la zona de estudio en otoño/invierno, caso del Jote de cabeza colorada y el Aguilucho langostero, pero también la existencia de movimientos de alguna especie hacia la zona en dicha época, como en el caso del Gavilán ceniciento y el Águila mora. La existencia de movimientos migratorios o dispersivos hacia nuestra área de estudio también se refuerza por el incremento en las abundancias de gran parte de las especies que componen la comunidad estable de rapaces de la región.

Los gremios de rapaces no mostraron una distribución equilibrada entre los distintos ambientes, sino que hubo algunas asociaciones muy evidentes. Las especies oportunistas estuvieron asociadas a las zonas agrícolas, mientras que las insectívoras estuvieron asociadas positivamente al bosque y en menor medida a las zonas agrícolas. El gremio de depredadores de vertebrados estuvo asociado a las zonas de arbustal, bosque y pastizal y negativamente con las zonas agrícolas. Y finalmente, el gremio de carroñeras estrictas estuvo asociado al bosque, en menor medida al pastizal y arbustal y estuvo asociada muy negativamente a las zonas agrícolas. Esto indica que los gremios de carroñeros y depredadores de vertebrados estuvieron subrepresentados en los ambientes agrícolas, lo que podría estar relacionado con una menor abundancia de vertebrados y, por lo tanto, de carroñas en esos ambientes.

La mayoría de las especies que componen la comunidad de aves rapaces del Espinal y zonas aledañas, son especies típicas de ambientes abiertos y/o con distribuciones amplias que cubren ambientes muy variados a escala continental (Ferguson-Lees y Christie 2001), lo que podría explicar en parte las relaciones negativas de riqueza de especies o de la abundancia de rapaces y la cobertura de bosque. Los conteos de rapaces y el análisis de correspondencia indican, sin embargo, que los pocos registros de especies ligadas al bosque se concentran precisamente en esas parcelas, lo que indica que los ambientes agrícolas, si bien permiten la aparición y proliferación de algunas especies generalistas, traen aparejada la desaparición de las especies especialistas de los ambientes nativos transformados. En la medida en que estos procesos se acentúen, es esperable que un mayor número de especies especialistas de estos hábitats vayan empeorando su estatus de conservación, como ya le ocurre al Águila coronada.

En definitiva, de este capítulo se desprende que los procesos de cambios en los usos de la tierra con la deforestación de los bosques y su transformación a áreas agrícolas cambia la abundancia, afecta a la distribución de la riqueza de especies y a la composición

de las comunidades de aves rapaces.

Para desentrañar las relaciones entre la transformación del hábitat con sus respectivas coberturas de uso de la tierra y la presencia y abundancia de algunas de las especies más representativas de los distintos ambientes, se realizaron estudios a nivel específico en el Capítulo III. Varias especies fueron comunes y/o abundantes en todos los ambientes, más allá de que mostraran una mayor asociación con algunos ambientes en particular. En contraste, otras especies sólo estuvieron presentes o fueron abundantes en determinados ambientes, sugiriendo una mayor especificidad de hábitat. También los análisis específicos dejaron traslucir cómo varias especies mostraron incrementos estacionales siendo más abundantes en otoño/invierno, lo que podría estar asociado a la incorporación de pichones nacidos en la temporada de cría anterior y a movimientos estacionales de individuos. Algunas especies también mostraron variación entre años lo que podría indicar fluctuaciones en sus poblaciones que podrían estar asociadas a cambios en los recursos tróficos o a movimientos erráticos en el espacio.

El Carancho, el Halconcito colorado y el Milano blanco, son especies que ocuparon diversos ambientes, pero mostraron una relación positiva con la cobertura de bosque. En el primer caso, fue sólo la abundancia, mientras que en el caso del Halconcito colorado esta relación positiva fue con la presencia y la abundancia (si bien tuvo el efecto contrario a escala local) y en el caso del Milano blanco fue la probabilidad de presencia.

El Halconcito gris fue la única especie analizada que mostró una relación positiva con el bosque a escala local y negativa con los cultivos a gran escala, lo que indica que es una especie que requiere ambientes forestales, posiblemente para criar y como refugio, aunque esté presente en ambientes abiertos como los pastizales y los arbustales donde podría encontrar alimento. Sin embargo, la relación negativa con la cobertura agrícola a escala de paisaje indica que se vería negativamente afectado por la expansión agrícola e iría desapareciendo progresivamente de dichas áreas. Es destacable, que tan solo en el Caldenal esta especie ha perdido más del 50% de su hábitat original, pero, además, los otros ambientes donde se encuentra también han sufrido un marcado proceso de deforestación en el caso de los bosques chaqueños y de degradación en el caso del Monte. Esto indica que, si bien la especie está considerada como de preocupación menor por la UICN por su amplia distribución, de continuar los procesos de degradación de sus hábitats, esta situación podría cambiar drásticamente en el futuro.

Todas las especies que seleccionaron positivamente la cobertura agrícola son

especies de amplia distribución y que usan diversos hábitats, el Chimango, el Halconcito colorado, el Halcón plumizo y el Milano blanco. El Chimango fue sin duda la más evidentemente asociada a este ambiente ya que tanto la probabilidad de ocupación como la abundancia mostraron una relación positiva con la cobertura agrícola, mientras que, para el Halconcito colorado, la cobertura agrícola sólo estuvo asociada a una mayor abundancia. Las otras dos especies son observadas más frecuentemente en estos ambientes, si bien el caso del Milano blanco usaría también ambientes boscosos. En el caso del Halcón plumizo, además de verse más frecuentes en las zonas agrícolas, su abundancia tuvo una relación negativa con los bosques y arbustales, lo que sugiere una mayor abundancia en ambientes abiertos.

Las tres especies restantes analizadas, el Aguilucho común y las dos especies de jote, mostraron una relación negativa con la cobertura de cultivo a escala local lo que sugiere que seleccionan negativamente dicho hábitat. Además, las variables seleccionadas en los modelos a escala de paisaje para las tres especies indican un uso de zonas alejadas de poblaciones en el caso del Aguilucho común y poco pobladas en el caso de los dos jotes, lo que sugiere un efecto negativo de la presencia humana para las tres especies. Por otra parte, las tres especies mostraron algún grado de relación positiva con alguno (o los dos) ambientes más abiertos del oeste provincial, el arbustal y el pastizal, y cierta relación con negativa con el bosque.

La relación negativa de los dos jotes con la zona agrícola o con zonas más pobladas es llamativa y requiere de estudios particulares ya que en otras zonas de su distribución incluyendo otras zonas de Argentina, ambas especies ocupan ambientes muy degradados y con alta densidad humana como ciudades.

Finalmente, varias especies mostraron asociaciones positivas con la abundancia de otras especies, relaciones que se manifestaron evidentemente entre especies con hábitos alimenticios similares como por ejemplo el Chimango y el Carancho, insectívoros-carroñeros oportunistas, o los dos jotes y el Carancho, las tres carroñeras en mayor o menor medida. Tan solo se encontraron relaciones negativas entre la abundancia de Jotes de cabeza negra y la abundancia de Chimangos y entre la abundancia de Chimangos y los Jotes de cabeza colorada. Se encontraron relaciones positivas no esperadas entre algunas especies como una relación positiva entre la abundancia de Halconcito colorado y de Carancho (un potencial depredador) o entre Carancho y Aguilucho común, especies ambas de similar tamaño y hábitos depredatorios que podrían

competir entre sí, o la relación positiva entre la presencia del Halcón plumizo y la abundancia de Chimangos y Caranchos. Es evidente que estas relaciones podrían estar reflejando relaciones interespecíficas de facilitación y/o competencia, pero también pueden ser el reflejo de selecciones comunes u opuestas de estos pares de especies sobre elementos no cuantificados en este trabajo como podría ser la disponibilidad de recursos alimenticios o de lugares de nidificación o descanso. Estos datos indican la necesidad de profundizar en los estudios de comportamiento sobre las relaciones interespecíficas entre las distintas especies de rapaces.

Los resultados de este capítulo refuerzan la idea de que los cambios asociados con las actividades humanas pueden crear nuevos hábitats que en ocasiones pueden ser utilizados de forma oportunista por especies generalistas que ven favorecidas sus poblaciones (como en este caso del Chimango o el Halcón plumizo). Mientras que la alta presión humana en estos ambientes antrópicos y la transformación de características distintivas de la vegetación de los hábitats nativos, pueden expulsar a algunas de las especies nativas especialistas de dichos ambientes llegando a producir su extinción local.

El capítulo IV es el primer estudio que se realiza sobre los efectos de la fragmentación en el Caldenal sobre aves rapaces nocturnas y forestales, en este caso sobre el Alilicucú común y el Caburé chico. De los 94 puntos censados, se detectó una o las dos especies en un 40% de los puntos muestreados. En 15 puntos se detectó la presencia de Alilicucú y en 22 puntos se detectó la presencia de Caburé.

La distancia a la matriz de bosque continuo tuvo un efecto negativo sobre la probabilidad de presencia de ambas especies en los fragmentos, es decir, menor probabilidad de presencia cuanto más alejado de la matriz de bosque continuo. Si bien el ajuste del modelo estadístico para el Caburé chico fue muy bajo por lo que es evidente que al menos para esta especie hay otro cúmulo de factores que deben estar teniendo un efecto en la probabilidad de presencia de la especie en los fragmentos de Caldén. Además, en el caso del Alilicucú, también tuvo un efecto negativo la distancia al fragmento más cercano de forma que la probabilidad de ocupación de los fragmentos por esta especie dependió además de la distancia al fragmento más cercano. Estos resultados indican que ambas especies, pese a ser relativamente amplias en sus requerimientos ecológicos, como se desprende de su amplia distribución geográfica y la variedad de hábitats en los que se las puede encontrar, son sensibles a los procesos de deforestación ocurridos en los Caldenales en las últimas décadas.

El Alilicucú sería más sensible a estos procesos que el Caburé, ya que las distancias al bosque continuo predichas en los modelos fueron bastante menores que las predichas para el Caburé, además de ser independiente la probabilidad de presencia de ésta última, de la distancia al fragmento más cercano. Estos resultados sugieren que los procesos demográficos dentro de los fragmentos deben ser muy variables y eventualmente terminar en la extinción de las especies en dichos fragmentos si no hay un rescate desde el bosque continuo. Sin duda acá también se requieren trabajos específicos para entender qué variables actúan y cómo, sobre los parámetros demográficos de estas rapaces dentro de los fragmentos, para entender después como podrían funcionar a nivel metapoblacional en los fragmentos de bosque que persisten en la matriz agrícola.

En el capítulo V, se desarrolló por primera vez un modelo de distribución potencial para el Águila coronada a escala de toda su área de distribución. Los dos modelos realizados (modelado con MaxEnt y con GLM) seleccionaron un set similar de variables bioclimáticas y la cobertura de cultivos. Por su parte, en el modelo de MaxEnt, incluyó además la cobertura de sabana y de bosque, ambientes definidos como importantes para especie. Por otra parte, las distancias a ruta y a localidades influyeron la probabilidad de presencia del águila de acuerdo a los modelos lineales si bien con efectos negativos, lo que podría estar asociado a que es precisamente cerca de rutas y localidades donde hay más gente mirando y por lo tanto se detectan con más frecuencia estas especies poco comunes.

Tres de las cuatro variables bioclimáticas evaluadas y la cobertura de cultivos fueron incluidas en ambos modelos. A pesar de esto, los dos modelos predicen distintas distribuciones espaciales del Águila coronada en América. Mientras que el modelo de MaxEnt indicó la existencia de cuatro zonas de máxima probabilidad. Dos de ellas serían indudablemente más grandes, una ocuparía desde el centro norte de La Pampa hasta Santiago del Estero y la otra en Brasil, ocuparía amplias zonas de La Mata Atlántica interior en los estados de Sao Paulo, Minas Gerais, Espírito Santo y Bahía. Las dos áreas con alta idoneidad restantes se encontraron en el este de Chaco y en una larga franja en la zona de transición entre el Chaco y los Andes o más al norte las Yungas, franja que llegaría a gran parte del piedemonte de los Andes en dicho país. El GLM sólo predijo una zona amplia con máxima probabilidad de presencia en el norte patagónico y zona sur de la provincia de la Pampa. Contra lo esperado, ambos modelos indicaron que gran parte del Chaco Seco americano y el Cerrado, no son áreas con alta probabilidad de encontrar al

águila.

Las estimaciones de números de territorios posibles para la especie variaron entre 11.428 y 545 según los modelos y criterios utilizados. Dados los intensos procesos de deforestación sufridos en el último siglo y, especialmente en las últimas décadas, gran parte de los hábitats usados por la especie ha perdido amplias superficies, por lo que las pérdidas de hábitat para la especie en América posiblemente se encuentren por encima del 30% y tal vez incluso del 50%. Estos resultados indican que la especie a nivel global debería estar en estado de Vulnerable o En Peligro tanto en función de los criterios de porcentaje de pérdida de hábitat (criterios A1, A2, A3 y A4) como del criterio de poblaciones en declive (C1).

En definitiva, en los cuatro capítulos que forman el cuerpo principal de esta tesis, ha sido posible detectar asociaciones importantes entre los cambios en los usos de suelo producto de la deforestación y la fragmentación de los bosques secos americanos sobre las poblaciones de aves rapaces que las habitan. Esto ha sido así, además, para las distintas escalas de trabajo abordadas, desde la escala local a la escala continental y para las distintas especies. Se detectaron cambios en la abundancia, la riqueza específica, en la probabilidad de presencia en fragmentos e incluso en la distribución de las especies a gran escala, lo que pone de manifiesto la relevancia de estos procesos sobre las poblaciones de aves rapaces.

Los cuatro capítulos señalan como una limitación importante para el análisis y la correcta interpretación de muchos de los resultados, la escasez de información referente a la ecología básica y la demografía de muchas de las especies y en el caso de aquellas para las que hay algo de información, la escasez o inexistencia de réplicas en otras zonas. Esta falta de información les da incertidumbre a muchos de los resultados obtenidos y dificulta extraer conclusiones más robustas de los resultados, pero pone de manifiesto también la relevancia del trabajo expuesto en esta tesis. Si bien la investigación con aves rapaces se ha incrementado mucho en los últimos años, es evidente, que sigue siendo insuficiente de cara a prever cómo evolucionarán las distintas poblaciones de rapaces en estos contextos de cambio de paisaje a gran escala. La profundización de los estudios que ya se están llevando a cabo con muchas de las especies mencionadas en la tesis, sin duda ayudarán a clarificar en el futuro algunos de los resultados encontrados.

BIBLIOGRAFÍA

- Donázar, J. A., Cortés-Avizanda, A., Fargallo, J. A., Margalida, A., Moleón, M., Morales-Reyes, Z., Moreno-Opo, R., Pérez-García, J. M., Sánchez-Zapata, J. A., Zuberogoitia, I. & Serrano, D. 2016. Roles of raptors in a changing world: from flagships to providers of key ecosystem services. *Ardeola*, 63(1), 181-235.
- Gasparri, N. I., & Grau, H. R. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *Forest ecology and Management*, 258(6), 913-921.
- Newton, I. (1979) Population Ecology of Raptors. T. & A. D. Poyser, Berkhamsted, UK.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. 2005. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos, Informe Nacional. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Ministerio de Salud y Ambiente de la Nación, Buenos Aires, Argentina.
- Sergio, F., Newton, I. & Marchesi, L. 2005. Top predators and biodiversity. *Nature*, 236: 192.
- Sergio, F., Newton, I. A. N., Marchesi, L., & Pedrini, P. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1049-1055.
- Vallejos, M., Volante, J. N., Mosciaro, M. J., Vale, L. M., Bustamante, M. L., & Paruelo, J. M. 2015. Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: a plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments*, 123, 3-11.
- Zak, M. R., Cabido, M., & Hodgson, J. G. 2004. Do subtropical seasonal forests in the Gran Chaco, Argentina, have a future? *Biological conservation*, 120(4), 589-598.

ANEXO

ANEXO

TABLAS DE CORRELACION

Tabla 1. Matriz de correlación de los coeficientes de Spearman para el análisis de abundancia y riqueza a escala de parcela (Capítulo II). PPMA (precipitación media anual), TMA (temperatura media anual), DENSPOBL (densidad poblacional), D_LOCALI (distancia a localidad más cercana), IHA (Índice de Heterogeneidad Ambiental), NPA (Número de parches de hábitat en el área del buffer) y RIC (Número de variedades de uso de suelo en el área del buffer). El número en negrita denota una correlación estadísticamente significativa ($p < 0.05$).

	ARBUSTAL	BOSQUE	CULTIVO	PASTIZAL	PPMA	TMA	DENSPOBL	D_LOCALI	IHA	NPA	RIC
ARBUSTAL	1										
BOSQUE	-0,057	1									
CULTIVO	-0,532	-0,583	1								
PASTIZAL	0,296	-0,223	-0,562	1							
PPMA	-0,700	-0,211	0,790	-0,582	1						
TMA	-0,250	-0,240	0,347	-0,137	0,599	1					
DENSPOBL	-0,258	-0,334	0,524	-0,280	0,483	0,157	1				
D_LOCALI	0,429	0,231	-0,521	0,317	-0,544	-0,366	-0,215	1			
IHA	0,147	0,661	-0,628	0,085	-0,422	-0,376	-0,421	0,164	1		
NPA	0,115	0,442	-0,384	-0,037	-0,311	-0,399	-0,270	0,005	0,791	1	
RIC	0,096	0,454	-0,509	0,177	-0,379	-0,378	-0,296	0,120	0,696	0,756	1

Tabla 2. Matriz de correlación de los coeficientes de Spearman para el análisis de abundancia y riqueza a escala de puntos fijos (Capítulo II). PPMA (precipitación media anual), TMA (temperatura media anual), DENSPOBL (densidad poblacional), D_LOCALI (distancia a localidad más cercana), IHA (Índice de Heterogeneidad Ambiental), NPA (Número de parches de hábitat en el área del buffer) y RIC (Número de variedades de uso de suelo en el área del buffer). El número en negrita denota una correlación estadísticamente significativa ($p < 0.05$).

	ARBUSTAL	BOSQUE	CULTIVO	PASTIZAL	PPMA	TMA	DENSPOBL	D_LOCALI	IHA	NPA	RIC
ARBUSTAL	1										
BOSQUE	-0,171	1									
CULTIVO	-0,401	-0,567	1								
PASTIZAL	-0,030	-0,222	-0,436	1							
PPMA	-0,479	-0,179	0,706	-0,444	1						
TMA	-0,168	-0,171	0,318	-0,143	0,570	1					
DENSPOBL	-0,193	-0,206	0,431	-0,215	0,500	0,165	1				
D_LOCALI	0,408	0,219	-0,504	0,171	-0,460	-0,183	-0,126	1			
IHA	0,039	0,375	-0,396	0,038	-0,228	-0,235	-0,187	0,051	1		
NPA	0,073	0,114	-0,211	0,049	-0,202	-0,135	-0,152	-0,062	0,645	1	
RIC	0,096	0,130	-0,226	0,044	-0,215	-0,150	-0,137	-0,032	0,598	0,931	1

Tabla 3. Matriz de correlación de los coeficientes de Spearman para el análisis de uso y selección de hábitat a escala de puntos fijos (Capítulo III). PPMA (precipitación media anual), TMA (temperatura media anual), DENSPOBL (densidad poblacional), D_LOCALI (distancia a localidad más cercana), IHA (Índice de Heterogeneidad Ambiental), NPA (Número de parches de hábitat en el área del buffer) y RIC (Número de variedades de uso de suelo en el área del buffer). El número en negrita denota una correlación estadísticamente significativa ($p < 0.05$). (En la tabla no se incorporaron las variables de abundancia de cada una de las especies ya que estas no se correlacionaban con ninguna de las variables presentadas en esta tabla).

	ARBUSTAL	BOSQUE	CULTIVO	PASTIZAL	DENSPOBL	D_LOCALI	PPMA	TMA	IHA	NPA	RIC
ARBUSTAL	1										
BOSQUE	-0,171	1									
CULTIVO	-0,401	-0,567	1								
PASTIZAL	-0,030	-0,222	-0,436	1							
DENSPOBL	-0,056	-0,073	0,181	-0,126	1						
D_LOCALI	0,407	0,218	-0,503	0,172	-0,071	1					
PPMA	-0,479	-0,179	0,706	-0,444	0,209	-0,459	1				
TMA	-0,168	-0,171	0,318	-0,143	0,033	-0,182	0,570	1			
IHA	0,055	0,371	-0,407	0,044	-0,081	0,059	-0,246	-0,234	1		
NPA	0,073	0,114	-0,211	0,049	-0,104	-0,061	-0,202	-0,135	0,643	1	
RIC	0,096	0,130	-0,226	0,044	-0,098	-0,031	-0,215	-0,150	0,595	0,931	1

Tabla 4. Matriz de correlación de los coeficientes de Spearman para el análisis de uso y selección de hábitat a escala paisaje (Capítulo III). PPMA (precipitación media anual), TMA (temperatura media anual), DENSPOBL (densidad poblacional), D_LOCALI (distancia a localidad más cercana), IHA (Índice de Heterogeneidad Ambiental), NPA (Número de parches de hábitat en el área del buffer) y RIC (Número de variedades de uso de suelo en el área del buffer). El número en negrita denota una correlación estadísticamente significativa ($p < 0.05$). (En la tabla no se incorporaron las variables de abundancia de cada una de las especies ya que estas no se correlacionaban con ninguna de las variables presentadas en esta tabla).

	ARBUSTAL	BOSQUE	CULTIVO	PASTIZAL	DENSPOBL	D_LOCALI	PPMA	TMA	IHA	NPA	RIC
ARBUSTAL	1										
BOSQUE	-0,368	1									
CULTIVO	-0,343	-0,564	1								
PASTIZAL	-0,115	-0,162	-0,202	1							
DENSPOBL	-0,282	0,146	0,223	-0,141	1						
D_LOCALI	0,212	-0,316	-0,058	0,152	-0,215	1					
PPMA	-0,247	0,477	0,062	-0,269	0,483	-0,544	1				
TMA	-0,190	0,235	0,002	-0,053	0,157	-0,366	0,599	1			
IHA	0,055	0,371	-0,407	0,044	-0,081	0,059	-0,246	-0,234	1		
NPA	0,339	-0,147	-0,172	0,009	-0,270	0,005	-0,311	-0,399	0,643	1	
RIC	0,297	-0,225	-0,098	0,152	-0,296	0,120	-0,379	-0,378	0,931	0,756	1

Tabla 5. Matriz de correlación de los coeficientes de Spearman para el análisis del capítulo IV de presencia/ausencia de Caburé chico y Alilicucú común. DMATRIZ (distancia a la matriz de bosque continuo más cercana) y D1 (distancia al fragmento de bosque más próximo). El número en negrita denota una correlación estadísticamente significativa ($p < 0.05$).

	AREA	PERIMETRO	DMATRIZ	D1
AREA	1			
PERIMETRO	0,979	1		
DMATRIZ	-0,187	-0,239	1	
D1	-0,135	-0,175	0,479	1

Tabla 6. Matriz de correlación de los coeficientes de Spearman para el análisis de Águila coronada del capítulo V (sólo se muestran las correlaciones entre las variables bioclimáticas, ya que las de cobertura y las antrópica no se correlacionaban). El número en negrita denota una correlación estadísticamente significativa ($p < 0.05$).

	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15	B16	B17	B18	B19
B1	1																		
B2	0,650	1																	
B3	0,880	0,810	1																
B4	0,080	0,610	0,140	1															
B5	0,930	0,850	0,880	0,430	1														
B6	0,860	0,190	0,650	-0,370	0,620	1													
B7	0,460	0,920	0,570	0,860	0,760	-0,040	1												
B8	0,960	0,700	0,830	0,230	0,940	0,760	0,570	1											
B9	0,950	0,510	0,850	-0,120	0,810	0,910	0,280	0,830	1										
B10	0,960	0,770	0,860	0,340	0,990	0,720	0,660	0,970	0,860	1									
B11	0,960	0,470	0,830	-0,190	0,790	0,950	0,220	0,880	0,960	0,860	1								
B12	0,760	0,400	0,660	-0,120	0,650	0,720	0,220	0,680	0,770	0,680	0,780	1							
B13	0,780	0,420	0,730	-0,250	0,630	0,760	0,170	0,700	0,810	0,670	0,840	0,930	1						
B14	0,180	0,110	0,110	0,310	0,240	0,110	0,210	0,190	0,160	0,260	0,100	0,470	0,170	1					
B15	0,580	0,670	0,760	0,030	0,580	0,360	0,430	0,580	0,540	0,550	0,560	0,280	0,510	-0,390	1				
B16	0,780	0,410	0,720	-0,250	0,630	0,760	0,170	0,690	0,810	0,670	0,830	0,940	0,360	0,170	0,490	1			
B17	0,220	0,130	0,140	0,290	0,270	0,150	0,220	0,220	0,200	0,290	0,140	0,510	0,210	0,990	-0,370	0,200	1		
B18	0,660	0,420	0,580	0,050	0,580	0,540	0,300	0,660	0,590	0,630	0,630	0,820	0,780	0,440	0,290	0,770	0,470	1	
B19	0,300	0,150	0,260	0,180	0,320	0,280	0,170	0,250	0,340	0,340	0,260	0,540	0,290	0,840	-0,240	0,290	0,860	0,390	1