



**UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES**

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Departamento de Ecología, Genética y Evolución

**Efecto de la ganadería en la transformación del hábitat y  
en la comunidad de aves del pastizal salobre del sur de  
la Bahía de Samborombón**

Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de  
Buenos Aires en el área de Ciencias Biológicas

**Lic. María Gabriela Corral**

Director de tesis: Dr. Gustavo Javier Fernández

Consejero de Estudios: Dr. Juan Carlos Reboreda

Lugar de Trabajo: Departamento de Ecología, Genética y Evolución, FCEN, UBA

Buenos Aires, 27 de febrero de 2023

EFECTO DE LA GANADERÍA EN LA TRANSFORMACIÓN DEL HÁBITAT Y EN LA COMUNIDAD DE AVES DEL  
PASTIZAL SALOBRE DEL SUR DE LA BAHÍA DE SAMBOROMBÓN

RESUMEN

Los pastizales son uno de los ecosistemas más transformados del mundo por el desarrollo productivo. Si bien los pastizales salobres de la Bahía de Samborombón han resultado menos afectados por la poca aptitud de sus suelos para uso agrícola, están siendo degradados por la actividad ganadera. El objetivo de esta tesis fue estudiar los factores ambientales asociados a los cambios introducidos por la ganadería que influencian la presencia y abundancia de aves del pastizal salobre del sur de la Bahía de Samborombón. Mediante conteos de aves se describió la comunidad y se detectaron diferencias en la composición entre campos ganaderos y el Parque Nacional Campos del Tuyú (sin pastoreo). Se realizaron muestreos de vegetación que permitieron encontrar diferencias entre los campos y el Parque Nacional en cuanto a variables de estructura. El Espartillero Enano (*Spartonoica maluroides*) y la Ratona Aperdizada (*Cistothorus platensis*) se asociaron a sitios con mayor altura promedio y mayor homogeneidad de la vegetación, características que se encontraron más representadas en el Parque Nacional. Luego, se estudió la influencia de factores regulatorios en la abundancia de estas especies asociadas a la alimentación y el riesgo de depredación. Siendo aves insectívoras, se realizaron muestreos de artrópodos y se encontraron asociaciones positivas de ciertos órdenes de la dieta a las abundancias de estas aves, sugiriendo que la disponibilidad de presas podría ser un factor que explique su presencia y abundancia en los pastizales menos afectados por la ganadería. Además, se realizaron experimentos con nidos artificiales que permitieron cuantificar un mayor riesgo de depredación en campos pastoreados, lo que sugiere que la simplificación de la estructura de la vegetación debida al pastoreo facilitaría la detección de nidos por parte de los depredadores. Por lo tanto, esta tesis remarca la dependencia de algunas especies de aves con pastizales que mantengan una estructura vegetal conservada, lo cual refuerza la necesidad de considerar manejos ganaderos compatibles con estos requerimientos de hábitat.

*Palabras clave:* aves de pastizal, ganadería, pastizal salobre, espartillar, estructura de la vegetación, riesgo de depredación, disponibilidad de artrópodos

EFFECT OF CATTLE RANCHING IN THE HABITAT TRANSFORMATION AND BIRD COMMUNITIES OF THE SALTY  
GRASSLANDS OF THE SOUTH OF THE SAMBOROMBÓM BAY

ABSTRACT

Grasslands are one of the ecosystems most transformed by land development. Although the salty grasslands of the Samborombóm Bay have been less affected due to their inability to grow crops, they are, nonetheless, being degraded due to cattle ranching. The objective of this thesis was to study the environmental factors associated to the changes introduced by cattle ranching that influence the presence and abundance of birds in the salty grasslands of the south of the Samborombóm Bay. Bird communities were determined by counting the different species of birds in the areas where cattle graze versus the Campos del Tuyú National Park (no grazing). Differences in bird communities were detected between both areas. Vegetation sampling in both areas proved there were differences in structural variables. The Bay-capped Wren-spinetail (*Spartonoica maluroides*) and the Sedge Wren (*Cistothorus platensis*) were associated to higher average plant height as well as more homogeneous vegetation, which were more characteristic of the National Park. Factors regulating the abundance of these species associated to feeding and the risk of predation were also studied. Since these birds are insectivorous, arthropod sampling was performed, and positive associations were found between certain insect orders and the abundance of these birds, suggesting that the availability of prey could be a factor in the explanation of their presence and abundance in the grasslands less affected by cattle ranching. Additionally, experiments using artificial nests were performed, which allowed the quantification of a larger risk of nest predation in grazing grasslands, suggesting that the simplified vegetation structure due to the cattle grazing would facilitate the detection of bird nests by predators. Therefore, this thesis highlights the dependency that some bird species have with maintaining a conserved vegetation structure in grasslands, reinforcing the need to consider cattle grazing practices that are compatible with these habitat requirements.

**Key words:** grassland birds, cattle ranching, salty grasslands, saltmarsh, vegetation structure, predation risk, arthropod availability

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), a la Universidad de Buenos Aires y a la organización no gubernamental Neotropical Grassland Conservancy por haber financiado esta investigación.

A mi director de tesis, el Dr. Gustavo Fernández, por dirigir mi trabajo y por haberme guiado durante todos estos años.

Al Dr. Osvaldo Di Iorio por su asesoramiento para los muestreos de artrópodos y al Dr. Pablo Picca por sus consejos para los relevamientos de vegetación.

Al intendente del Parque Nacional Campos del Tuyú, Mario Beade, por asesorarme y facilitarme las tareas de campo. A los puesteros y dueños de los campos por permitir los accesos. A los estudiantes y colegas que vinieron a ayudarme en los muestreos.

A los colegas docentes con los que compartí clases que me han aconsejado y bancado con la tesis, especialmente a Vivi Alder por alentarme a finalizarla.

A mis compañeras de laboratorio que en distintas instancias me han acompañado con mates de por medio en las vicisitudes de la tesis, especialmente a Nati Duré, compañera de ruta, que hasta en pandemia nos seguimos haciendo el aguante por zoom.

A mis amigos, de la facu y de la vida, que desde la risa o desde la escucha me acompañan y alientan.

A mi mamá, mi papá y mis hermanos, por entender mis ausencias en este último tiempo de escritura y por estar siempre apoyándome.

A Andrés, mi compañero de vida, por todo, siempre. A Lupita, Rolo, Tony y Caquin.

# Índice

Resumen .....	1
Abstract.....	2
Agradecimientos .....	3
Capítulo 1: Introducción general .....	6
1.1 Marco teórico .....	7
1.2 Objetivo de la tesis .....	11
1.3 Organización de la tesis .....	11
Capítulo 2: Descripción del área de estudio y diseño de muestreo .....	12
2.1 Descripción del área de estudio .....	13
2.1.1 Clima.....	14
2.1.2 Características del suelo .....	15
2.1.3 Características de la vegetación .....	15
2.1.4 Historia de uso de la tierra .....	17
2.1.5 Áreas protegidas.....	17
2.2 Diseño de muestreo .....	19
Capítulo 3: Descripción de la comunidad de aves presente en el pastizal salobre del sur de la Bahía de Samborombón .....	22
3.1 Introducción .....	23
3.2 Métodos .....	26
3.2.1 Conteo de aves .....	26
3.2.2 Análisis estadístico.....	26
3.3 Resultados .....	30
3.3.1 Descripción de la comunidad de aves en primavera y verano .....	30
3.3.2 Composición de la comunidad de aves según el tipo de manejo .....	35
3.4 Discusión .....	39
Capítulo 4: Relación entre la comunidad de aves y las características de la vegetación del pastizal salobre del sur de la Bahía de Samborombón .....	42
4.1 Introducción .....	43
4.2 Métodos .....	46
4.2.1 Conteo de aves .....	46
4.2.2 Muestreo de vegetación.....	46
4.2.3 Análisis de datos .....	47
4.3 Resultados .....	51

4.3.1 Descripción de las características de la vegetación .....	51
4.3.2 Relación entre las especies de aves y las características de la vegetación .....	54
4.3.3 Evolución de las transectas quemadas .....	58
4.4 Discusión .....	62
Capítulo 5: Factores regulatorios en la abundancia de las aves de pastizal más afectadas por el manejo ganadero .....	66
5.1 Introducción .....	67
5.2 Métodos .....	71
5.2.1 Abundancia de artrópodos y su relación con las aves más afectadas por el manejo. ....	71
5.2.2 Riesgo de depredación de nidos.....	72
5.2.3 Análisis estadístico.....	73
5.2.3.1 Artrópodos y aves.....	73
5.2.3.2 Nidos artificiales .....	75
5.3 Resultados .....	76
5.3.1 Abundancia de artrópodos y su relación con las aves más afectadas por el manejo. ....	76
5.3.2 Nidos .....	79
5.4 Discusión .....	82
5.4.1 Disponibilidad de alimento.....	82
5.4.2 Riesgo de depredación de nidos.....	84
5.4.3 Conclusiones generales .....	86
Capítulo 6: Discusión general .....	88
6.1 Conclusiones generales .....	89
6.2 Recomendaciones de manejo de los pastizales en el área .....	95
Referencias.....	99

# **CAPÍTULO 1**

## INTRODUCCIÓN GENERAL

## **1.1 Marco teórico**

La causa principal de la pérdida de diversidad biológica, incluyendo la pérdida de especies, comunidades y variabilidad genética, es la transformación del hábitat que resulta de la expansión de las actividades humanas (Sechrest y Brooks 2002). Los pastizales están gravemente amenazados por la degradación en curso, lo que socava su capacidad para sustentar la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y el bienestar humano (Bardgett y col 2021).

Aproximadamente el 40 % de la superficie terrestre está cubierta por pastizales y se gestionan principalmente de manera tal que la vegetación sustente la ganadería (Holechek y col. 2011, Sayre y col. 2013). Actualmente, la producción ganadera en los pastizales apoya los medios de subsistencia de aproximadamente 1000 millones de personas y 2000 millones dependen de los productos de los pastizales (Sayre y col. 2013, Briske y col. 2015). Este contexto económico y social presenta un gran desafío para la conservación de estos ecosistemas.

Los pastizales templados son considerados el ecosistema terrestre más alterado del planeta y son reconocidos como el más amenazado en la mayoría de los continentes (Henwood 2010). De acuerdo al Millennium Ecosystem Assessment (2005), casi el 80 % de los pastizales templados del mundo han sido transformados, quedando el 20 % restante seriamente amenazado y con escasa o nula protección (Chape y col. 2008). El desarrollo agro-ganadero y la intensa explotación a la que fueron sometidos estos ambientes han generado profundos cambios en las estructuras de sus comunidades tanto vegetales como animales. En particular, las aves de pastizal son motivo de especial preocupación porque las poblaciones de muchas especies están disminuyendo (Peterjohn y Sauer 1999, Sauer y Link 2011). Las causas de estas disminuciones son numerosas, pero la pérdida y la degradación del hábitat contribuyen en gran medida a estas pérdidas (Askins y col. 2007). Por lo tanto, la protección y el manejo adecuado de los pastizales restantes serán importantes para la conservación de las aves de los pastizales.

Las aves de pastizal se definen como aquellas especies que pasan una parte predominante o todo su ciclo de vida en ambientes de pradera, en su mayoría nidifican en el suelo, debajo o en el centro de matas de gramíneas (Vickery y col. 1999). La intensidad del pastoreo puede cambiar la productividad y la estructura vegetal de un pastizal (Biondini y col. 1998, Briske y col. 2011), lo que puede influir en el uso del hábitat para las aves de pastizal (Ahlering y Merkord 2016). El cambio en la estructura vegetal afecta la disponibilidad de alimento y refugio, y disminuye el éxito de nidificación de numerosas especies (Bollinger y Gavin, 1989, Martin 1993, Herkert 1994, Koford 1999, Dion y col. 2000). El reemplazo de las especies vegetales nativas por pastos implantados y la reducción de su cobertura debida a la presión de herbivoría impuesta por la cría de ganado, además del manejo realizado sobre las pasturas, disminuye tanto la probabilidad de que las aves cuenten con sitios adecuados para su permanencia y nidificación exitosa (Pavel 2004), como los recursos asociados a la protección frente a predadores (Rotenberry y Wiens 1980, Fisher y Davis 2010). Aparte de los efectos del pastoreo sobre la calidad del hábitat, el ganado también puede afectar a las poblaciones de aves a través de la perturbación directa de los individuos (Thompson y Carroll 2009) y el pisoteo de nidos (Azpiroz 2000, Zalba y Cozzani 2004).

En América del Norte, donde el tamaño de las poblaciones de aves de pastizal ha sido monitoreado con mayor detalle, se reportan reducciones drásticas, tanto en su abundancia como en su rango de distribución (Askins 1993, Peterjohn y Sauer 1993, Knopf 1994). Esta declinación se atribuye principalmente a la destrucción y degradación de los hábitats naturales y a la fragmentación del ambiente. El avance de la agricultura, la ganadería y la forestación, el uso de pesticidas y fertilizantes y la adversidad climática en momentos inusuales, son algunas de las principales causas que estarían llevando a estas especies a una marcada disminución (Houston y Schmutz 1999, Knopf y Rupert 1999, Peterjohn y Sauer 1999, Vickery y col. 1999, Herkert y col. 2003, Murphy 2003, Askins y col. 2007).

En la región Neotropical, el monitoreo de las poblaciones de aves ha sido mucho menor que en el hemisferio norte, por lo que el impacto de las transformaciones sobre las poblaciones es menos conocido. Existen sin embargo un número creciente de estudios que muestran una fuerte retracción en la distribución y abundancia de diversas aves del pastizal (Bucher y Nores 1988, Krapovickas y Di Giacomo 1998, Fraga y col. 1998, Tubaro y Gabelli 1999, Fernández y col. 2003, Gabelli y col. 2004, Azpiroz y col. 2012).

Mientras en América del Norte sólo queda el 9.4 % de los pastizales nativos, en América del Sur se estima que queda un 21 % de los pastizales naturales (Gibson 2009) lo cual resalta la importancia de tomar medidas para proteger los remanentes de estos ecosistemas. En este sentido se debe tener en cuenta la problemática de la escasez de áreas protegidas, siendo que tan solo el 4.6 % de los pastizales se encuentran protegidos a nivel mundial (Hoekstra y col. 2005, Henwood 2010). Debido a que casi el 10 % de las especies de aves globalmente amenazadas en América del Sur habitan pastizales, en comparación con el 6.3 % del mundo en general (Collar y col. 1994), la conservación de las aves de pastizales en el Neotrópico es un tema crítico.

Uno de los pastizales más extensos del Neotrópico son los pastizales del sudeste de Sudamérica, denominados Pampas, que abarcan el este y nordeste argentino, el sur paraguayo, el sur brasileño, y Uruguay (Azpiroz y col. 2012). Estos pastizales albergan tanto especies residentes como migrantes, que conforman una diversa avifauna la cual se encuentra amenazada principalmente por la pérdida y degradación del ambiente (Azpiroz y col. 2012). Estas características llevan a que los pastizales del sudeste de Sudamérica sean reconocidos como especialmente importantes para la conservación de la avifauna (White y col. 2000).

En Argentina, el valor agrícola y ganadero de los pastizales pampeanos los convirtió en el ecosistema más intensamente transformado del país (Baldi y Paruelo 2008). Como consecuencia de esto, los agroecosistemas han sustituido a la mayoría de los pastizales de la región, observándose un descenso en la abundancia y retracción en la distribución de muchas

especies de aves de pastizal con respecto a su rango histórico, afectando en varios casos su estado de conservación (Fraga 2003, Codesido y Fraga 2009, Codesido y col. 2011).

El área costera de la región pampeana ha sufrido un impacto relativamente menor que el resto de la región, debido a que sus suelos no son aptos para el desarrollo agrícola intensivo, por ser inundables y salobres, por lo que es ahí donde persisten en la actualidad algunas de las áreas más extensas de pastizales nativos de la región (Bilena y Miñarro 2004, Isacch y col. 2006). Sus condiciones edáficas desfavorables para la agricultura no impidieron, sin embargo, que estos pastizales costeros sean objeto de otros usos que tienen consecuencias negativas sobre la biodiversidad nativa del pastizal, como el avance de las urbanizaciones y el aumento de prácticas asociadas a la ganadería (Isacch y Cardoni 2011).

Los pastizales salobres o marismas son ecosistemas únicos a nivel mundial dominados por vegetación halofítica, y restringida a la interfaz estrecha entre ecosistemas marinos y terrestres (Esselink y col. 2000, Adam 2002). La mayoría de las marismas del mundo están dominadas por pastos, principalmente diferentes especies del género *Spartina* (Adam 1990). A lo largo de la costa de la región pampeana ocurre el área más grande de marisma de *Spartina densiflora* de nuestro país (Cabrera 1976). Estas marismas costeras se utilizan para la producción ganadera, que es típicamente acompañada de quema prescrita (Isacch y col. 2004, Isacch y Cardoni 2011, Cardoni y col. 2012) debido a la baja digestibilidad de las plantas maduras para los herbívoros (Canepuccia y col. 2008).

Los pastizales naturales del área de la Bahía de Samborombón constituyen uno de los relictos de pastizal más importantes de la Pampa Deprimida y actualmente están bajo un proceso de degradación por pastoreo (Codesido y Bilena 2021). Por lo tanto, es fundamental ampliar el conocimiento de las comunidades de aves que habitan estos pastizales y los procesos que condicionan la persistencia de las mismas.

## **1.2 Objetivo de la tesis**

El objetivo general de esta tesis fue estudiar los factores ambientales asociados a los cambios introducidos por la ganadería que determinan la presencia y abundancia de las especies de aves del pastizal salobre del sur de la Bahía de Samborombón

Se plantearon los siguientes objetivos particulares:

1. Describir la comunidad de aves que habita en los pastizales salobres del sur de la Bahía de Samborombón y evaluar diferencias asociadas al manejo con o sin pastoreo.
2. Estudiar las características de la vegetación asociadas al manejo ganadero y su influencia en la presencia y abundancia de las distintas especies de aves de pastizal.
3. Estudiar la influencia de factores regulatorios asociados a la alimentación y al riesgo de depredación de nidos en la abundancia de las especies más afectadas por el pastoreo.

## **1.3 Organización de la tesis**

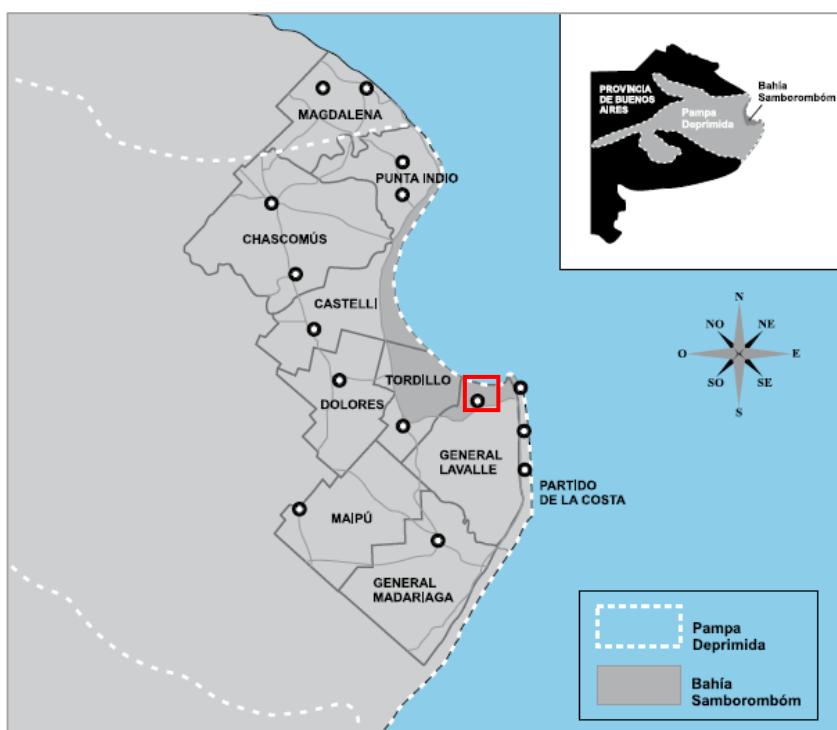
La tesis se encuentra organizada en seis capítulos. En el presente capítulo se introduce la problemática de la transformación que han sufrido los pastizales pampeanos debido al desarrollo agro-ganadero y su impacto en las comunidades de aves. En el Capítulo 2, se describen el área de estudio y los sitios de muestreo utilizados a lo largo de esta investigación. En el Capítulo 3, se describe la comunidad de aves que habita los pastizales salobres del sur de la Bahía de Samborombón y se evalúan diferencias asociadas al tipo de manejo del suelo. En el Capítulo 4, se estudian las características de la vegetación asociadas a la presencia y abundancia de las distintas especies de aves de pastizal y su vinculación con el manejo ganadero. En el Capítulo 5, se evalúa la influencia de factores regulatorios asociados a la alimentación y al riesgo de depredación de nidos en la abundancia de las especies de aves más afectadas por el pastoreo. En el Capítulo 6, se discuten los resultados obtenidos y se elaboran las consideraciones finales.

## **CAPÍTULO 2**

### **DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO Y DISEÑO DE MUESTREO**

## 2.1 Descripción del área de estudio

El estudio se llevó a cabo en los pastizales costeros del este de la provincia de Buenos Aires, al sur de la Bahía de Samborombón en el partido de General Lavalle (Figura 2.1). La Bahía de Samborombón se encuentra en el límite oriental de la región denominada Pampa Deprimida (Soriano y col. 1992) y se extiende desde Punta Piedras hasta Punta Rasa. Es el humedal mixohalino más extenso de la Argentina (244000 ha) y posee un ancho variable de 2 a 23 km y también incluye un sector de aguas someras (Canziani y col. 2013). Constituye una zona de interacción entre los ecosistemas acuático y terrestre, y de mezcla entre las aguas del Río de la Plata y el Océano Atlántico, lo que crea condiciones ecológicas particulares que le permite sustentar una gran biodiversidad (Volpedo y col. 2006).



**Figura 2.1.** Ubicación geográfica del área de estudio (recuadro rojo).

Extraído de Marino (2008).

### **2.1.1 Clima**

El clima regional es templado húmedo, con precipitaciones de 1000 mm anuales, y una temperatura media anual de 15 °C, con máximas de 40 °C y mínimas de 4 °C. La temperatura media de verano es de 21 °C mientras que en invierno es de 9 °C. Los vientos predominantes son del este, con velocidades medias que oscilan entre 11 y 16 km/h (Vervoost 1967).

En esta región las lluvias se producen durante todo el año, aunque son característicos dos períodos de lluvias: el primero y más importante se produce durante los primeros meses del año (marzo-abril), mientras que el segundo se produce entre octubre y noviembre. Los mínimos más importantes en las precipitaciones se producen uno a fines del invierno y otro en enero; este último coincide con las máximas temperaturas anuales y es el que más influye sobre el desarrollo de las comunidades vegetales (Vervoost 1967).

En los escenarios pronosticados para el cambio climático global (Barros 2004), la Bahía de Samborombón es el área más comprometida de la costa bonaerense, debido a que el ascenso del nivel del mar en esta área produciría dos tipos de impactos: el primer efecto directo es el avance del mar sobre un área plana, y el segundo, el incremento del nivel de base para la descarga de los ríos Salado y Samborombón, así como de otros arroyos menores y de los canales artificiales construidos en la zona. Además, Barros en su obra señala que la zona costera más vulnerable es el sur de la Bahía Samborombón, afectando particularmente las localidades de General Lavalle y San Clemente del Tuyú con el aumento del nivel de las aguas y con crecidas cada vez más frecuentes. La vulnerabilidad de la zona no sólo se debe a la escasa pendiente de algunas zonas costeras, sino por la estructura de su suelo que facilita la erosión ante la mayor frecuencia de las mareas y olas de gran altura (Barros 1998).

### **2.1.2 Características del suelo**

Desde el punto de vista topográfico, el relieve es casi plano con pendientes que no superan el 0.1 % y el drenaje es deficiente, lo que determina la ocurrencia de anegamientos frecuentes. Estas características limitan severamente el uso agrícola del suelo (Rodríguez 1996). El área es mayormente un ambiente de marismas y pantanos salobres de entremareas con una dinámica de inundación periódica (Cagnoni 1999).

En lo referente a las características geomorfológicas y geológicas del área se pueden diferenciar dos subáreas principales: los cordones litorales de conchilla de origen marino que representan las zonas altas; y la costa subreciente y actual que conforma la planicie aluvial del Río de la Plata, donde se encuentran cangrejales surcados por canales de marea y las depresiones inundables de origen eólico (Frenguelli 1950, Fidalgo y col. 1973, Tricart 1973). Las zonas altas poseen suelos de tipo Rendzina, arenosos, bien drenados, permeables, con bajos tenores de alcalinidad y salinidad. Los suelos dominantes en las zonas bajas (cangrejales y depresiones inundables) son de tipo aluvial, sódico salinos y semipantanosos de textura arcillosas, mal drenados, con permeabilidad lenta, elevada salinidad y alcalinidad (Fidalgo y col. 1973, Sánchez y col. 1976).

La amplitud de las mareas en la región es inferior a los 2 metros, aunque por la acción de los vientos, especialmente del sudeste, puede alcanzar valores hasta seis veces mayores e inundar gran parte del área. Esta influencia de mareas ocasiona un aporte de agua salobre, a su vez que los ríos, canales y arroyos aportan agua dulce (Fernández y col. 2004).

### **2.1.3 Características de la vegetación**

Desde el punto de vista fitogeográfico, la zona forma parte del Distrito Oriental de la Provincia Pampeana, con excepción de los talares a los cuales se los considera una prolongación,

a veces empobrecida, de la Provincia del Espinal (Cabrera 1971). La vegetación es azonal ya que se encuentra condicionada por las características edáficas, en contraposición a la vegetación climática que corresponde a flechillares y pajonales de paja colorada (Cabrera 1971, Cagnoni y Faggi 1993). La vegetación predominante es de naturaleza herbácea (Cagnoni y Faggi 1993).

Los pastizales naturales del área de la Bahía Samborombón constituyen uno de los relictos de pastizal más importantes de la Pampa Deprimida e incluyen una gran variedad de pastizales (Codesido y Bilenca 2021). Los pastizales de la zona pueden ser clasificados en función de diferencias leves en la altura o topografía del terreno, lo que determina zonas afectadas con mayor o menor intensidad por los anegamientos y la salinidad. Según esto, resulta posible discernir cuatro tipos o comunidades de pastizales: los pastizales de loma, media loma, bajo dulce y bajo salino (Marino 2008). Particularmente esta tesis se desarrolló en los pastizales de bajos salinos o marisma.

Tres principales especies vegetales dominan las marismas presentes en la Bahía de Samborombón y su área de influencia: *Spartina alterniflora*, *Spartina densiflora*, y *Salicornia ambigua* (Isacch y col. 2006). Estas especies pueden hallarse en comunidades monoespecíficas o compuestas, siendo el espartillar de *S. densiflora* la comunidad vegetal predominante (Vervoost 1967, Cagnoni y Faggi 1993, Isacch y col. 2006). Los espartillares se asocian a suelos muy arcillosos e inundables. Suelen alcanzar alturas de canopeo de hasta 1 m. Su composición es variable, pudiéndose encontrar espartillares prácticamente puros y otros donde *S. densiflora* es dominante y se asocia con otras gramíneas y hierbas tales como *Elymus scabrifolium*, *Cortaderia selloana*, *Distichlis spicata*, *Apium sellowianum*, *Malvella leprosa*, *Salicornia ambigua*, etc. Presentan también inclusiones de parches de cortadera (*Cortaderia selloana*), junco (*Juncus acutus*) y *Salicornia ambigua* (Cagnoni y Faggi 1993).

#### **2.1.4 Historia de uso de la tierra**

La principal actividad económica es la ganadería (Sánchez y col. 1976) ya que es muy baja la proporción de tierras aptas para la agricultura en la zona. Los productores cuentan con campos que van desde 50 hasta 10000 hectáreas, ubicándose la mayor proporción en la franja 100-1000 ha. Allí realizan mayoritariamente un manejo de pastoreo continuo con una carga que ronda los 0.7 animales por hectárea. Como resultado de décadas de este manejo de pastoreo continuo que provoca situaciones de sobrepastoreo y subpastoreo en distintas áreas de los campos, existe una degradación de los pastizales nativos, en particular de aquellos pastos de mayor calidad forrajera preferidos por el ganado (Comité Interinstitucional y Equipo Técnico de APN 2008).

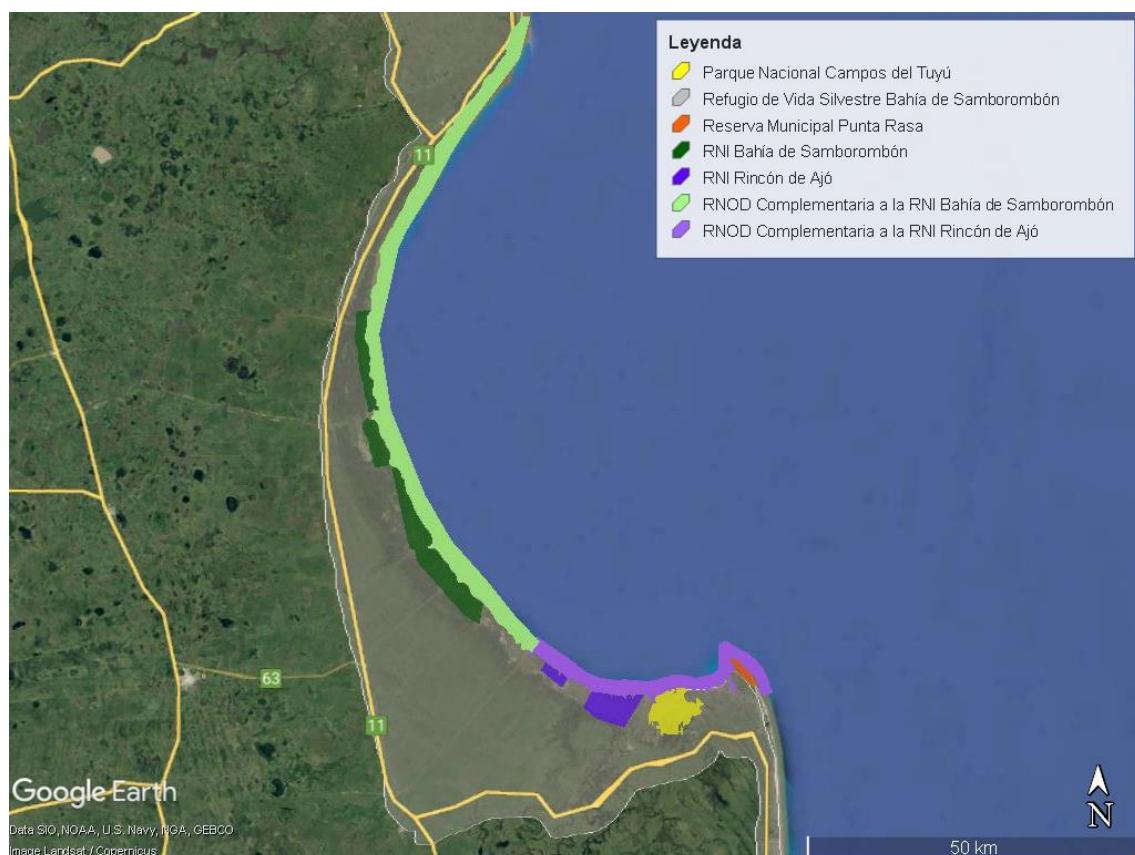
En la década del 90 comenzó un fuerte proceso de agriculturización fuera del área de estudio, lo cual empujó la frontera ganadera hacia los sitios más marginales. A partir del 2000 se incrementó notablemente el valor de la carne como bien de comercialización y capitalización. Esto condujo a un incremento en la cantidad de animales de la región en una superficie mucho menor y más marginal a lo que históricamente les estaba destinada. Estas modificaciones provocaron un grado de intensificación en la ganadería regional, alcanzando una carga media de 1.2 animales por hectárea para el año 2005 (Vázquez y col. 2008).

Para ganar aptitud en la calidad forrajera, el uso del fuego es una práctica habitual entre los productores locales. Esta práctica genera una reducción de la cobertura y altura de la vegetación, aunque el espartillar se regenera rápidamente (Cagnoni y Faggi 1993, Cagnoni 1999).

#### **2.1.5 Áreas protegidas**

La Bahía de Samborombón comprende áreas protegidas de diferente categoría, jurisdicción y administración, como son: el Parque Nacional Campos del Tuyú (3040 ha, Ley N°

22351), la Reserva Natural Integral (RNI) Bahía de Samborombón y su complementaria Reserva Natural de Objetivo Definido (RNOD) (10000 ha, Ley 12016, Decreto 3578), la Reserva Natural Integral (RNI) Rincón de Ajó y su complementaria Reserva Natural de Objetivo Definido (RNOD) (3200 ha, Ley 12016, Decreto 3578), el Refugio de Vida Silvestre Bahía de Samborombón (243965 ha, Ley 12016) y la Reserva Punta Rasa (520 ha, Ordenanza Municipal Nº 1023) (Figura 2.2).



**Figura 2.2:** Superficies ocupadas por las distintas áreas protegidas de la Bahía Samborombón.

Las distintas categorías de las áreas protegidas antes mencionadas representan diferentes implicancias en cuanto al grado de restricción de uso. Dentro del Parque Nacional Campos del Tuyú, el 90 % del área se delimitó como zona intangible y el resto se asignó a los accesos proyectados para recibir visitantes aunque por el momento el acceso del público no ha sido habilitado (Comité Interinstitucional y Equipo Técnico de APN 2018). Dentro de la

administración provincial, el Refugio de la Vida Silvestre implica la veda total y permanente de la caza, las Reservas Naturales de Objetivos Definidos permiten actividades humanas de forma reglamentada y en las Reservas Naturales Integrales el acceso está totalmente limitado. La Reserva Municipal Punta Rasa tiene una categorización de Reserva Ecológica Transitada (Comité Interinstitucional y Equipo Técnico de APN 2008).

El Parque Nacional Campos del Tuyú protege una muestra de pastizales templados que forman parte de los pastizales del Río de la Plata (Soriano y col. 1992), dentro de la Ecoregión Pampa (Burkart y col. 1999). Los pastizales templados representan el bioma con menor nivel de protección a nivel global, con apenas un 0.7 % de su superficie incluido dentro de un sistema de áreas con algún estatus de protección (Hoekstra y col. 2005). En los pastizales templados de América del Sur, el porcentaje cubierto por áreas protegidas es inferior a 0.3 % (Bilanca y Miñarro 2004). Particularmente, los pastizales de la pampa deprimida (Soriano y col. 1992) no se encuentran protegidos en ninguna otra unidad de conservación nacional.

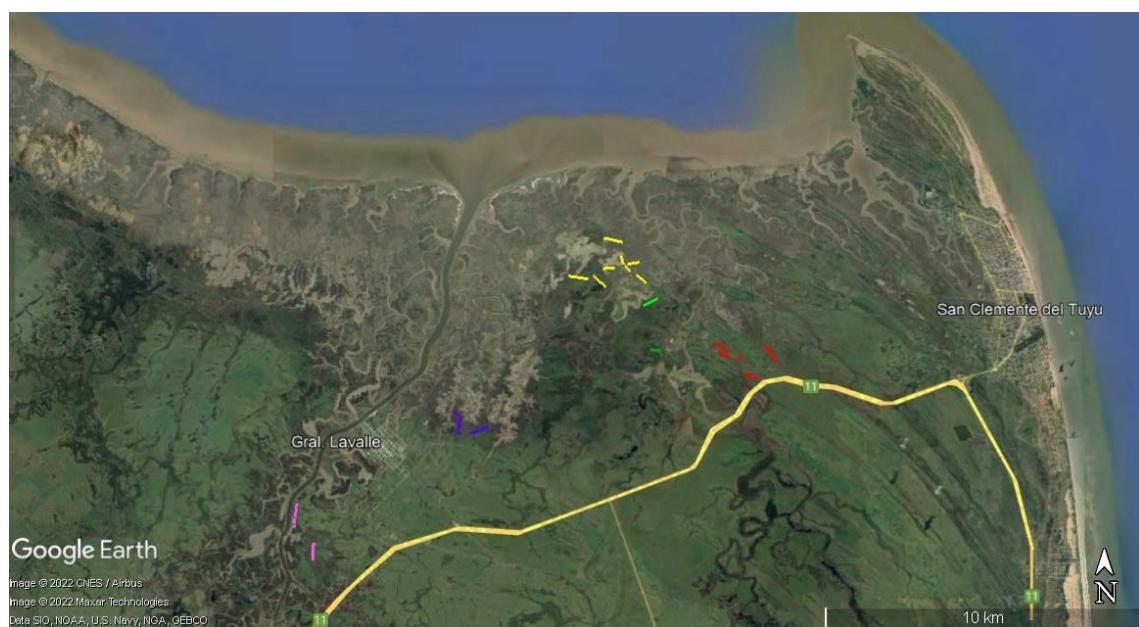
Tanto a nivel internacional como nacional se ha reconocido el valor del área para la conservación de humedales (Sitio Ramsar nº 885 desde 1997), para la conservación de pastizales (Área Valiosa para la conservación de Pastizales nº 14, Bilanca y Miñarro 2004), para la conservación de las aves playeras (Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras, RHRAP 2013) y para la conservación de las aves y de la biodiversidad en la Argentina (AICA BA23, Di Giacomo 2005).

## **2.2 Diseño de muestreo**

El estudio se realizó en el Parque Nacional Campos del Tuyú y en distintos establecimientos ganaderos ubicados en el Partido de General Lavalle: Estancia El Divisadero, Estancia La Linconia, Estancia Los Zorzales y Estancia Las Tijeras. En estas estancias se realiza mayormente un manejo de pastoreo continuo. En el Parque Nacional Campos del Tuyú, no se

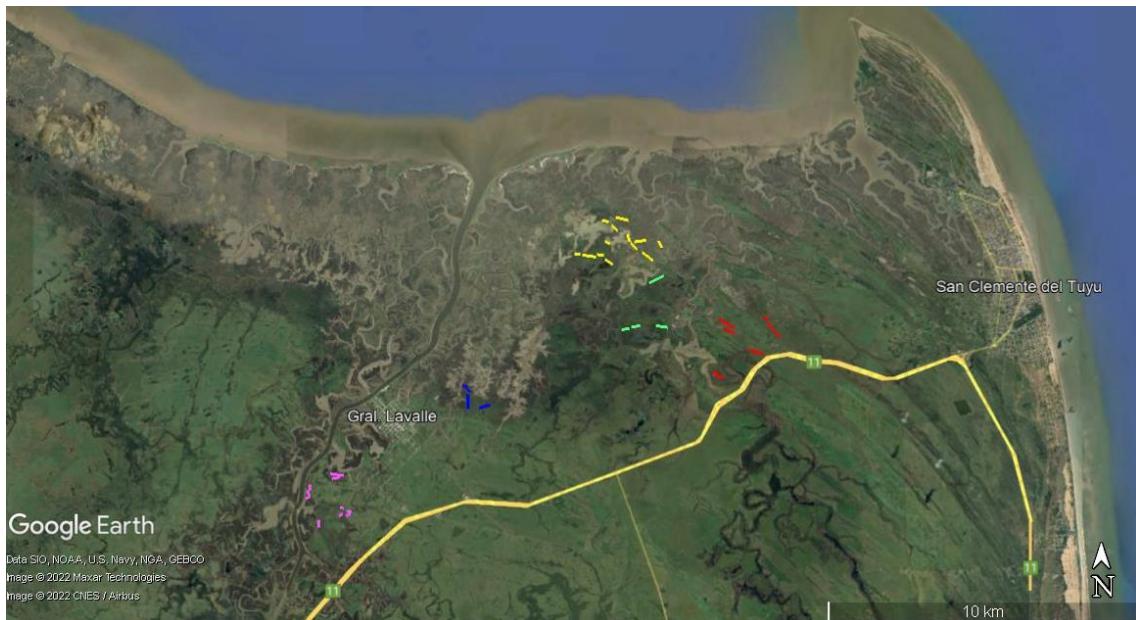
realiza ganadería desde hace 40 años. Los relevamientos se realizaron durante la primavera-verano de los años 2008-2011. Para realizar estos relevamientos se utilizó un método estratificado al azar (Bibby y col. 1992) teniendo en cuenta el tipo de manejo (Parque Nacional y campos ganaderos). Dentro de cada una de estas áreas se identificaron los ambientes de pastizal salobre donde se dispusieron los sitios de muestreo. En cada sitio se utilizó el método de transecta (Krebs 1989) para realizar los muestreos que se detallan en cada capítulo.

Para la primavera de 2008 y el verano de 2009 se dispusieron 22 transectas, 8 ubicadas en el Parque Nacional Campos del Tuyú y 14 en los campos ganaderos (Figura 2.3). Entre la campaña de primavera de 2008 y la de verano de 2009 ocurrieron eventos de fuego por los cuales 5 de estos sitios resultaron afectados (2 en campos ganaderos y 3 en el Parque Nacional) por lo que a lo largo de la tesis se indica cuando estos sitios fueron incluidos o excluidos para algunos análisis con el fin de evaluar la influencia del fuego según los objetivos de cada capítulo.



**Figura 2.3.** Disposición de los sitios de muestreo para las temporadas primavera 2008 y verano 2009. Se indica la ubicación de las transectas en el Parque Nacional Campos del Tuyú en color amarillo, la Estancia El Divisadero en rojo, la Estancia La Linconia en violeta, la Estancia Los Zorzales en rosa y la Estancia Las Tijeras en verde.

Para las primaveras de 2010 y 2011 se pudo aumentar el tamaño muestral a 38 transectas, 13 ubicados en el Parque Nacional Campos del Tuyú y 25 en los campos ganaderos (Figura 2.4).



**Figura 2.4.** Disposición de los sitios de muestreo para las primaveras de 2010 y 2011. Se indica la ubicación de las transectas en el Parque nacional Campos del Tuyú en color amarillo, la Estancia El Divisadero en rojo, la Estancia La Linconia en azul, la Estancia Los Zorzales en rosa y la Estancia Las Tijeras en verde.

Sobre las transectas antes mencionadas (Figuras 2.3 y 2.4) se llevaron a cabo los relevamientos con las metodologías que se describen en los siguientes capítulos.

## **CAPÍTULO 3**

**DESCRIPCIÓN DE LA COMUNIDAD DE AVES PRESENTE EN EL PASTIZAL SALOBRE  
DEL SUR DE LA BAHÍA DE SAMBOROMBÓN**

### **3.1 Introducción**

El valor agrícola y ganadero de los pastizales pampeanos los convirtió en el ecosistema más intensamente transformado del país (Baldi y Paruelo 2008). La modificación del hábitat es considerada el factor más influyente en la disminución de las poblaciones de aves de los pastizales pampeanos (Collar y col. 1992, Stotz y col. 1996, Vickery y col. 1999, Azpiroz y col. 2012). Muchas especies han sufrido reducciones sustanciales de la población, junto con importantes contracciones de rango (Fraga y col. 1998, Tubaro y Gabelli 1999, Gabelli y col. 2004).

El pastizal es el ambiente terrestre nativo más representativo del sistema costero de la Provincia de Buenos Aires (Pretelli y col. 2016) y alberga especies de aves que dependen casi exclusivamente de su existencia para su supervivencia (Cardoni y col. 2012, Pretelli e Isacch 2013, Isacch y col. 2014). La sustitución del pastizal implica generalmente un completo empobrecimiento y marcado reemplazo de la fauna y flora nativa, por lo tanto, especies típicas de los pastizales costeros desaparecerían en forma irreversible si se reemplazan sus ambientes nativos (Pretelli y col. 2016).

Históricamente, la zona costera de la Provincia de Buenos Aires ha sufrido menos impacto que el resto de la región pampeana, principalmente debido a que los suelos no son aptos para la producción agrícola intensiva, ya que se encuentran frecuentemente inundados o son salobres (León y col. 1984). Sin embargo, el desarrollo de nuevas tecnologías agrícolas ha permitido la conversión de áreas tradicionalmente dedicadas al pastoreo en campos de cultivo (Viglizzo y col. 2001), provocando una expansión de la frontera agrícola (principalmente por el cultivo de soja, Paruelo y col. 2005), y el desplazamiento y concentración de ganado en áreas marginales para la agricultura, como son las marismas (Bilanca y Miñarro 2004).

Las marismas de Argentina están siendo modificadas a una tasa elevada (Costa y col. 2009), siendo los disturbios más importantes el fuego y pastoreo de ganado doméstico (Isacch

y col. 2004, Isacch y Cardoni 2011, Cardoni y col. 2012), los cuales son comunes en marismas de *Spartina densiflora* en Bahía de Samborombón (Pretelli y col. 2016). Específicamente, la pérdida y degradación de hábitat de pastizal y pajonales de marismas por pastoreo de ganado ha sido considerado como la primera causa de la declinación de varias poblaciones de aves (Greenberg y col. 2014).

Diversos estudios indican que la respuesta poblacional de las aves a la actividad ganadera es especie-específica, dado que algunas especies son beneficiadas, otras perjudicadas y otras no se ven afectadas por el pastoreo (Fleischner 1994, Brennan y Kuvlesky 2005, Askins y col. 2007, Schielitz y Rubenstein 2016). El tipo de impacto puede estar relacionado con los requerimientos de hábitat de las aves y su plasticidad en el uso. Las especies de marismas registradas con frecuencia, como el Espartillero Enano (*Spartonoica maluroides*) y la Ratona Aperdizada (*Cistothorus platensis*), sólo utilizan marismas con una extensa cobertura de pastizal alto sin pastoreo o quema, o sólo con bajos niveles de disturbio (Cardoni 2011, Isacch y Cardoni 2011, Codesido y Bilenca 2021). El Burrito Negruzco (*Porzana spiloptera*) es otra especie que muestra una fuerte asociación con marismas, aunque es una especie de hábitos esquivos y escasa abundancia (Pretelli y col. 2016). Por otro lado, el Espartillero Pampeano (*Asthenes hudsoni*), está asociado a marismas que presentan un mosaico de vegetación alta y corta, en muchos casos producto de disturbios de mayor intensidad (Cardoni 2011, Isacch y Cardoni 2011). Los ambientes de marismas también confieren hábitat para aves con rangos de distribución más amplios, como es el caso del Lechuzón de Campo (*Asio flammeus*), el Gavilán Planeador (*Circus buffoni*), el Gavilán Ceniciente (*Circus cinereus*), el Chimango (*Milvago chimango*), el Verdón (*Embernagra platensis*), el Misto (*Sicalis luteola*), el Espinero Pecho Manchado (*Phacellodomus striaticollis*), el Varillero Ala Amarilla (*Agelasticus thilius*), y el Cachilo Canela (*Donacospiza albifrons*) (Isacch y col. 2004, Cardoni y col. 2007, Isacch y Cardoni 2011, Isacch y col. 2014).

El objetivo de este capítulo es describir la comunidad de aves que habita en los pastizales salobres del sur de la Bahía de Samborombón. A partir de censos de aves realizados en pastizales salobres ubicados en campos ganaderos y en el Parque Nacional Campos del Tuyú se pretende específicamente: (1) identificar a las especies que conforman la comunidad y caracterizar los atributos de la misma durante el período reproductivo y post reproductivo (primavera y verano, respectivamente); y (2) evaluar diferencias en la composición de la comunidad en relación al tipo de manejo (con o sin pastoreo).

### **3.2 Métodos**

#### **3.2.1 Conteo de aves**

Durante la primavera de 2008 y verano de 2009 se realizaron conteos de aves en 22 sitios (Figura 2.3, Capítulo 2), 8 ubicados en el Parque Nacional Campos del Tuyú (“Parque”) y 14 en los campos ganaderos (“Campo”). Los muestreos se realizaron en primavera y verano de manera tal de representar el período reproductivo y post reproductivo de las aves, respectivamente (Codesido y Bilenca 2021), lo cual implica una mayor actividad de las mismas y por lo tanto una mayor detectabilidad. Para estimar la abundancia de cada especie se utilizó el método de transecta (Krebs 1989), recomendado para hábitats abiertos y uniformes (Gregory y col. 2004). Cada transecta tuvo una longitud variable (entre 200 y 600 metros) para maximizar la cantidad de avistamientos en tanto el remanente de espartillar lo permitiera en extensión, bajo la premisa de que la probabilidad de avistamiento por unidad de longitud se mantiene constante (Anderson y col. 1979). Los conteos fueron realizados entre las 6:00 y las 11:00 hs. excepto días lluviosos o excesivamente ventosos (Bibby y col. 2000). A lo largo de la transecta se registró el número de individuos de cada especie avistada dentro de una banda de 50 m a cada lado de la transecta (Bibby y col. 2000), sin tener en cuenta aquellas especies en tránsito, pero sí aquellas que se alimentan al vuelo y rapaces. La presencia fue detectada ya sea visual o acústicamente. Todos los conteos de aves fueron realizados por el mismo observador.

#### **3.2.2 Análisis estadístico**

A partir de los conteos de aves se obtuvo la abundancia de cada especie observada en cada una de las transectas relevadas. Estos datos fueron obtenidos para las mismas 22 transectas en la primavera de 2008 y el verano de 2009 para poder evaluar cambios estacionales en la comunidad. Sin embargo, entre la campaña de primavera y la de verano ocurrieron eventos

de fuego por los cuales 5 de estos sitios resultaron afectados (2 en campos ganaderos y 3 en el Parque Nacional) y fueron excluidos para algunos análisis. Para todos los análisis se utilizó el programa R versión 3.6.3 (R Core Team 2020).

Para caracterizar la comunidad de aves en primavera y verano se estimó la riqueza total de especies y el índice de diversidad de Shannon (Chao y col. 2014) mediante curvas de rarefacción basadas en la cantidad de individuos para tener en cuenta la diferencia de esfuerzo de muestreo debida a la longitud variable de las transectas. Para ello, se utilizó la función iNEXT del paquete con el mismo nombre (Hsieh y col. 2016), que permitió estimar la riqueza total y el índice de Shannon para un mismo número de individuos en cada estación (primavera y verano) y su error estándar. Además, mediante la función ggiNEXT se obtuvo la representación gráfica de las curvas de rarefacción con la banda de confianza del 95 %. Con el fin de conocer la distribución de abundancia de las especies que componen las comunidades de aves en primavera y verano, se realizaron curvas de rango abundancia con las abundancias relativas de las especies presentes en cada estación.

Para visualizar las diferencias entre manejos (“parque” y “campo”) en cuanto a la composición de aves se utilizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS por sus siglas en inglés; Kruskal 1964, Minchin 1987) para cada estación (primavera de 2008, verano 2009 con transectas quemadas y sin transectas quemadas). Esta técnica estadística multivariada representa gráficamente de manera simultánea las unidades estadísticas (transectas) y las variables que las caracterizan, evaluando similitudes entre las unidades y correlaciones entre las variables. Para ello se utilizó la función metaMDS del paquete estadístico “vegan” (Oksanen y col. 2020) y se trabajó con el índice de disimilitud de Bray-Curtis (Bray y Curtis 1957), el cual se adapta bien a datos ecológicos ya que maneja mejor la gran proporción de ceros (Quinn y Keough 2002). Para construir la matriz basal se utilizó la abundancia relativa de cada especie de ave observada, sin tener en cuenta especies presentes en menos del 10 % de las transectas (Ter Braak 1988). La matriz de datos estuvo conformada por la abundancia de

cada especie observada relativizada al total de individuos observados en cada transecta (abundancia relativa) para tener en cuenta la diferencia de esfuerzo de muestreo debida a la longitud variable de las transectas. Dado que el NMDS es un algoritmo iterativo, se utiliza una medida denominada “stress” para evaluar la bondad de ajuste de las estimaciones. Un valor de stress menor a 0.1 indica que el gráfico corresponde a una ordenación de las unidades que resulta ideal, conteniendo toda la información original en la matriz de datos relacionada con similitudes entre las unidades, un valor entre 0.1 y 0.2 indica una buena representación y un valor entre 0.2 y 0.3 indica una representación pobre (Clarke 1993, Legendre y Legendre 2012).

Para probar estadísticamente las diferencias entre los tipos de manejo observadas en el ordenamiento de los sitios, se realizó un análisis de similitud de una vía (ANOSIM, Clarke 1993) mediante la función anosim (Oksanen y col. 2020). ANOSIM utiliza la aleatorización de Monte Carlo de los datos observados para evaluar si la disimilitud dentro de cada tipo de manejo es mayor que la disimilitud entre tipos de manejo. Se utilizaron 999 simulaciones de Monte Carlo para generar el estadístico R que adquiere valores entre -1 y 1 (cuanto más cercano a 1 indica mayor disimilitud entre tipos de manejo).

Para identificar las especies indicadoras en cada tipo de manejo (“parque” y “campo”) se utilizó el análisis del “valor indicador” (IndVal) propuesto por Dufrene y Legendre (1997), que asigna un valor a cada especie según su frecuencia y abundancia relativa. Las especies indicadoras fueron aquellas con frecuencias y abundancias relativas considerablemente mayores en un manejo con respecto al otro (i.e., cuyo IndVal tuvo un valor al que se le asignó un  $p \leq 0.05$ ). El IndVal fue estimado con la función indval del paquete “labdsv” (Roberts 2019). El método combina medidas de especificidad de una especie a un estado ecológico (como el tipo de hábitat), así como su fidelidad a ese estado. Los valores del indicador varían de 0 (sin indicación) a 1 (indicación perfecta). Los índices altos de IndVal hacen que las especies indicadoras sean confiables no solo porque son específicas de un estado ecológico, sino también porque tienen una alta probabilidad de ser muestreadas en ese estado durante el monitoreo.

(McGeoch y Chown 1998). Las especies con niveles de especificidad moderados, también llamadas especies detectoras, tienen diferentes grados de preferencia por varios estados ecológicos (McGeoch y col. 2002). Se considera una especie como indicadora si posee un IndVal significativo ( $p\text{-valor}<0.05$ ) y mayor a 0.7 y detectora si, en cambio, su índice se ubica entre 0.45 y 0.7 (Verdú y col. 2011).

### **3.3 Resultados**

#### **3.3.1 Descripción de la comunidad de aves en el período reproductivo y post reproductivo**

Durante la primavera de 2008 y el verano de 2009 se registraron en total 24 especies pertenecientes a 13 familias y 6 órdenes (Tabla 3.1). Catorce de esas especies fueron registradas en ambas estaciones, 4 fueron registradas sólo en la primavera y 6 sólo en el verano. Todas las especies son residentes en la región, excepto 3 especies migratorias: Doradito Común (*Pseudocolopteryx flaviventris*), Pico de Plata (*Hymenops perspicillatus*) y Sobrepuesto Común (*Lessonia rufa*). En cuanto al estatus de conservación nacional, se registraron 2 especies con categoría “vulnerable”, el Gavilán Planeador y el Espartillero Enano, y 2 especies con categoría “amenazada”, el Burrito Negruzco y el Espartillero Pampeano. A nivel global, el Burrito Negruzco presenta categoría “vulnerable”, mientras que el Espartillero Enano y el Espartillero Pampeano se encuentran categorizados como “cercanos a la amenaza”. Respecto al uso del pastizal, de acuerdo con la categorización para las aves de los pastizales del Sudeste de Sudamérica (Azpiroz y col. 2012), se registraron 13 especies en la categoría 2 (especies que hacen un uso extensivo de los hábitats de pastizales, pero también usan otros hábitats), de las cuales 11 utilizan como ambiente alternativo humedales.

**Tabla 3.1.** Listado de especies de aves registradas en la primavera de 2008 (P) y verano de 2009 (V). Se indica el estatus de conservación nacional (MAYDS AA 2017) y global (IUCN 2022), residencia (Pretelli y col. 2016) y uso de pastizal según la clasificación de especies de los pastizales del Sudeste de América del Sur (Azpiroz y col. 2012). Se indica con (\*) cuando no es posible definir la categoría sin determinar la especie.

Orden	Familia	Nombre común	Nombre Científico	Estación	Residencia <sup>a</sup>	Estatus nacional <sup>b</sup>	Estatus global <sup>c</sup>	Uso <sup>d</sup>
Accipitriformes	Accipitridae	Gavilán Planeador	<i>Circus buffoni</i>	P-V	R	<b>VU</b>	LC	2 A/W
Charadriiformes	Charadriidae	Chorlito	<i>Charadrius</i> sp.	V	*	NA	LC	*
	Haematopodidae	Ostrero Común	<i>Haematopus palliatus</i>	P	R	NA	LC	-
Falconiformes	Falconidae	Chimango	<i>Phalcoboenus chimango</i>	P-V	R	NA	LC	2 A/S/W
Gruiformes	Rallidae	Burrito Negruzco	<i>Porzana spiloptera</i>	V	R	<b>AM</b>	<b>VU</b>	-
		Pollona Pintada	<i>Gallinula melanops</i>	V	R	NA	LC	-
Passeriformes	Furnariidae	Curutié Ocráceo	<i>Cranioleuca sulphurifera</i>	P-V	R	NA	LC	3 W
		Espartillero Enano	<i>Spartonoica maluroides</i>	P-V	R	<b>VU</b>	<b>NT</b>	2 W
		Espartillero Pampeano	<i>Asthenes hudsoni</i>	P-V	R	<b>AM</b>	<b>NT</b>	2 W
		Espinero Pecho Manchado	<i>Phacellodomus striaticollis</i>	P-V	R	NA	LC	3 S/W
	Icteridae	Pecho Amarillo Común	<i>Pseudoleistes virescens</i>	P-V	R	NA	LC	2 A/W
		Varillero Ala Amarilla	<i>Agelasticus thilius</i>	V	R	NA	LC	3 W
	Motacillidae	Cachirla	<i>Anthus</i> sp.	P-V	R	NA	LC	*
	Passerellidae	Chingolo	<i>Zonotrichia capensis</i>	P-V	R	NA	LC	
	Thraupidae	Cachilo Canela	<i>Donacospiza albifrons</i>	P-V	R	NA	LC	2 S/W
		Misto	<i>Sicalis luteola</i>	P-V	R	NA	LC	2 A/W
		Verdón	<i>Embernagra platensis</i>	P-V	R	NA	LC	2 W
	Troglodytidae	Ratona Aperdizada	<i>Cistothorus platensis</i>	P-V	R	NA	LC	2 W
	Tyrannidae	Benteveo Común	<i>Pitangus sulphuratus</i>	P	R	NA	LC	-
		Doradito Común	<i>Pseudocolopteryx flaviventris</i>	V	ME	NA	LC	3 W
		Pico de Plata	<i>Hymenops perspicillatus</i>	P-V	ME	NA	LC	2 W
		Sobrepuerto Común	<i>Lessonia rufa</i>	V	MI	NA	LC	2 A/W
Tinmiformes	Tinamidae	Colorada	<i>Rhynchosciurus rufescens</i>	P	R	NA	LC	2 S
		Inambú Común	<i>Nothura maculosa</i>	P	R	NA	LC	2 A

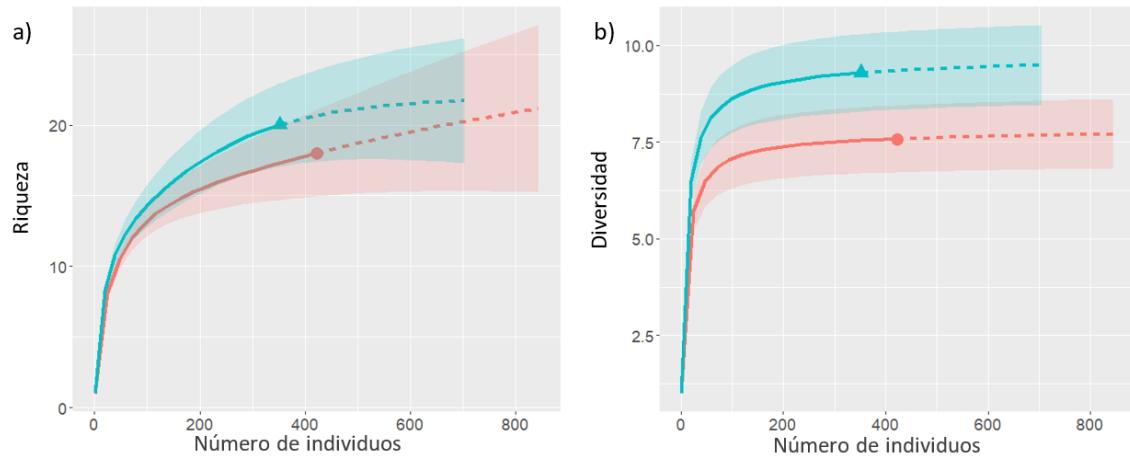
<sup>a</sup>Residencia: R=residente, ME= migrante estival, MI= migrante invernal.

<sup>b</sup>Estatus de conservación (nacional): NA= no amenazada, VU= vulnerable, AM= amenazada.

<sup>c</sup>Estatus de conservación (global): LT= preocupación menor, NT= casi amenazado, VU=vulnerable.

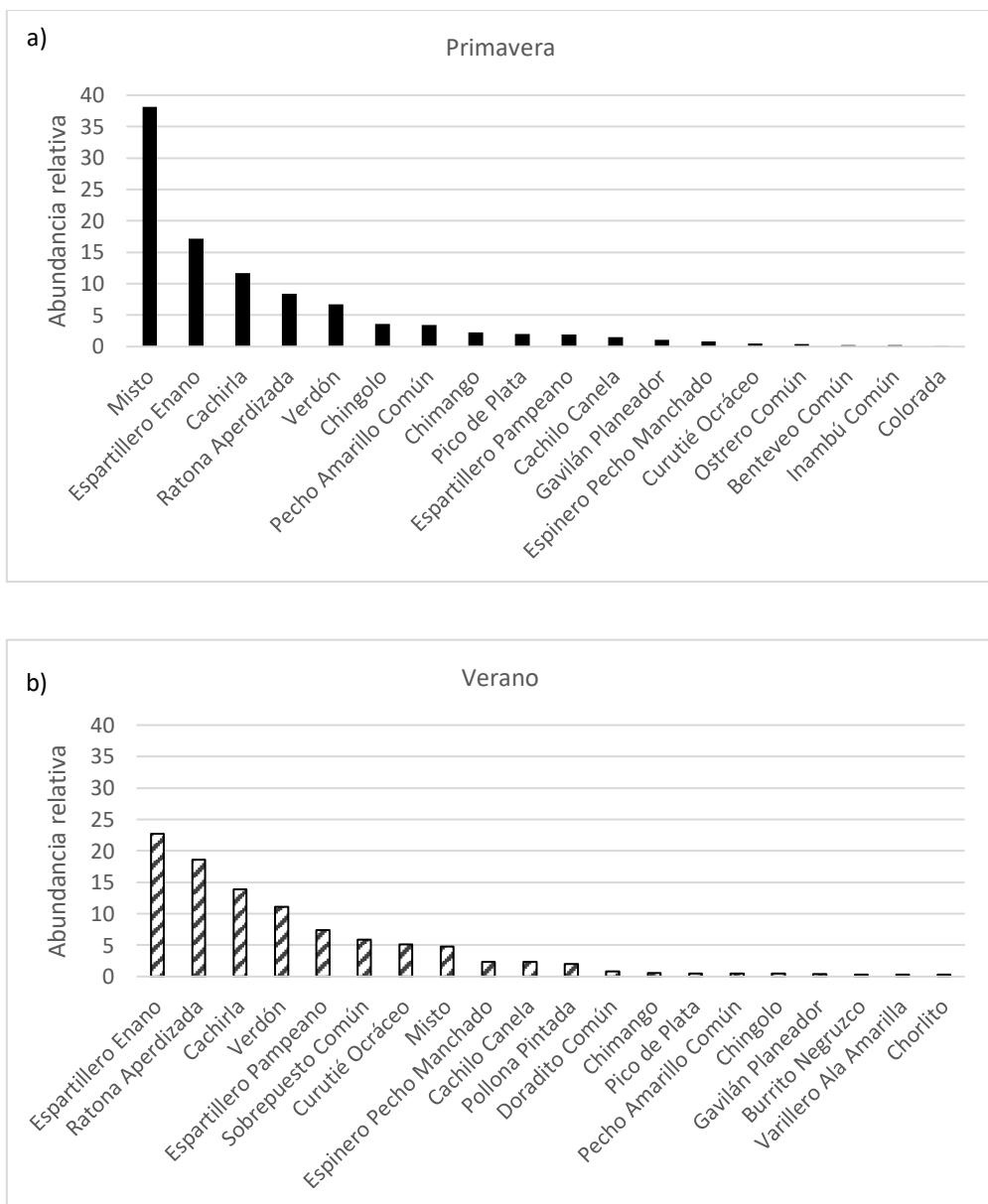
<sup>d</sup>Uso de Pastizal: (1) especies restringidas únicamente a hábitats de pastizales; (2) especies que hacen un uso extensivo de los hábitats de pastizales, pero también usan otros hábitats; (3) especies que hacen un uso extensivo de los hábitats de pastizales solo en ciertas subregiones; indicando tipo de hábitat alternativo (A: cultivos, S: hábitats de arbustos y sabanas, y W: humedales).

En la siguiente figura (3.1.a) se muestra la rarefacción para la riqueza específica en la primavera de 2008 (420 individuos) y el verano de 2009 (343 individuos). Se puede observar que las bandas de confianza para las curvas se superponen por lo que no difieren significativamente. La riqueza observada fue de 18 para la primavera y 20 para el verano; y la riqueza estimada fue de  $25.98 \pm 11.64$  especies para la primavera y  $21.99 \pm 2.64$  especies para el verano. También se presenta la rarefacción para el índice de diversidad de Shannon (Figura 3.1.b) donde se puede observar que la comunidad de aves resultó más diversa en el verano ( $9.59 \pm 0.51$ ) que en la primavera ( $7.81 \pm 0.43$ ).



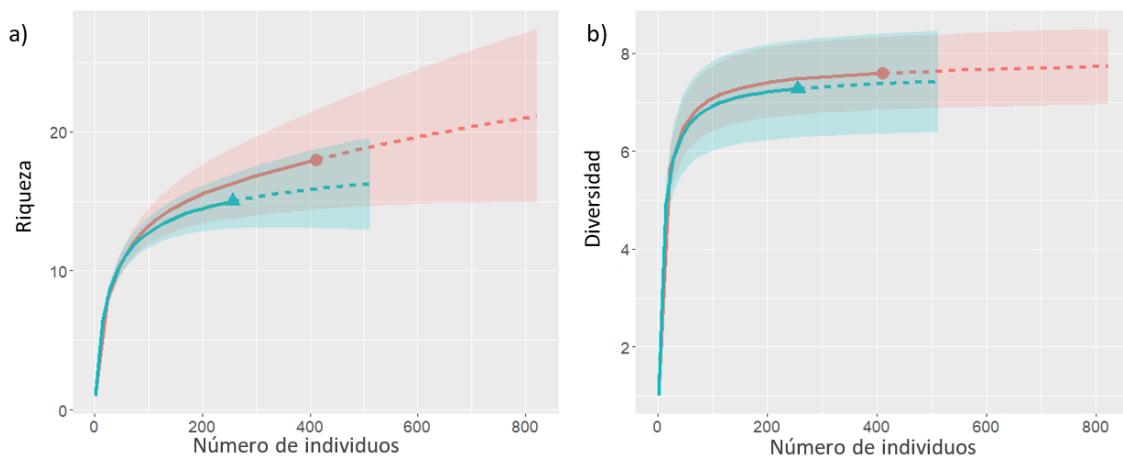
**Figura 3.1.** a) Curvas de acumulación de especies en función de la cantidad de individuos para la primavera de 2008 (rojo) y verano de 2009 (azul) con la banda de confianza del 95 %. b) Curva de rarefacción para el índice de diversidad de Shannon con la banda de confianza del 95 %. En línea continua se representan los valores interpolados y en línea punteada los valores extrapolados.

Los gráficos de rango-abundancia para la primavera muestran al Misto (38 %) como la especie con mayor abundancia relativa, mientras que en el verano esta especie quedó número 7 en el orden (4.8 %). Ambas estaciones mostraron al Espartillero Enano (16.4 % en primavera y 22.7 % en verano) y la Ratona Aperdizada (8 % en primavera y 18.3 % en verano) entre las especies más abundantes. La forma de los gráficos indica una mayor equitatividad en el verano respecto de la primavera (Figura 3.2).



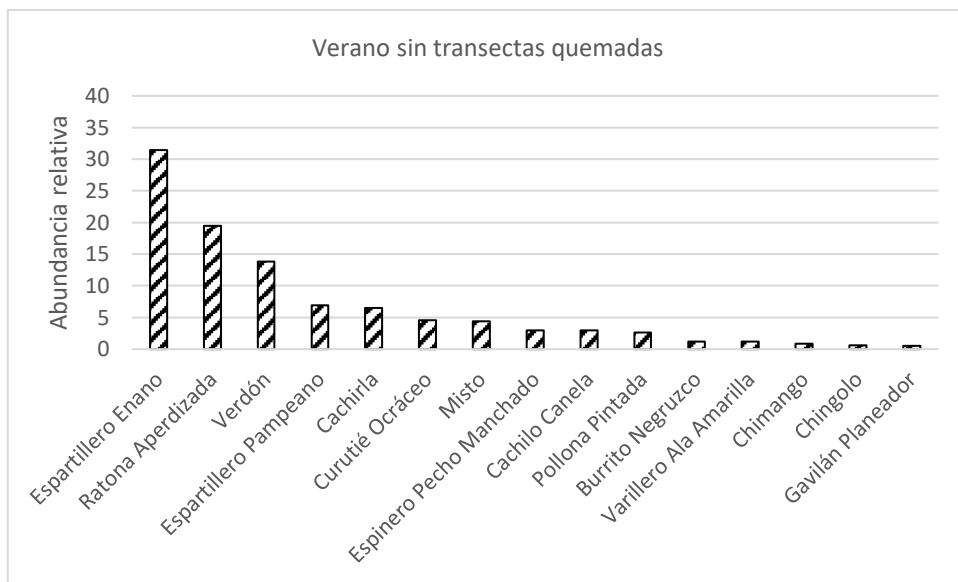
**Figura 3.2.** Gráficos de rango-abundancia para la primavera de 2008 (a) y verano de 2009 (b).

A continuación, se describe la comunidad excluyendo las transectas que resultaron quemadas en el verano de 2009 (Figura 3.3). Dada la superposición de las bandas de confianza de las curvas, se puede interpretar que las estaciones no difirieron ni en riqueza ni diversidad. Para el verano excluyendo las transectas quemadas, la riqueza observada fue de 15 especies y la estimada fue de  $16.99 \pm 3.73$ . El índice de Shannon estimado fue  $7.52 \pm 0.52$ .



**Figura 3.3.** a) Curvas de acumulación de especies en función de la cantidad de individuos para la primavera de 2008 (rojo) y verano de 2009 sin transectas quemadas (azul) con la banda de confianza del 95 %. b) Curva de rarefacción para el índice de diversidad de Shannon con la banda de confianza del 95%. En línea continua se representan los valores interpolados y en línea punteada los valores extrapolados.

En la Figura 3.4 se presenta la curva de rango-abundancia para el verano excluyendo las transectas quemadas. Se puede observar que la cachirla (*Anthus sp.*) pasa a una posición de menor abundancia relativa (6.5 %) respecto del verano con las transectas quemadas (13.9 %) (Figura 3.2). También se observa la reducción en el número de especies respecto al verano con transectas quemadas (Figura 3.2), perdiéndose el chorlito (*Charadrius sp.*), el Pico de Plata, el Pecho Amarillo (*Pseudoleistes virescens*), el Doradito Común y el Sobrepuerto Común.

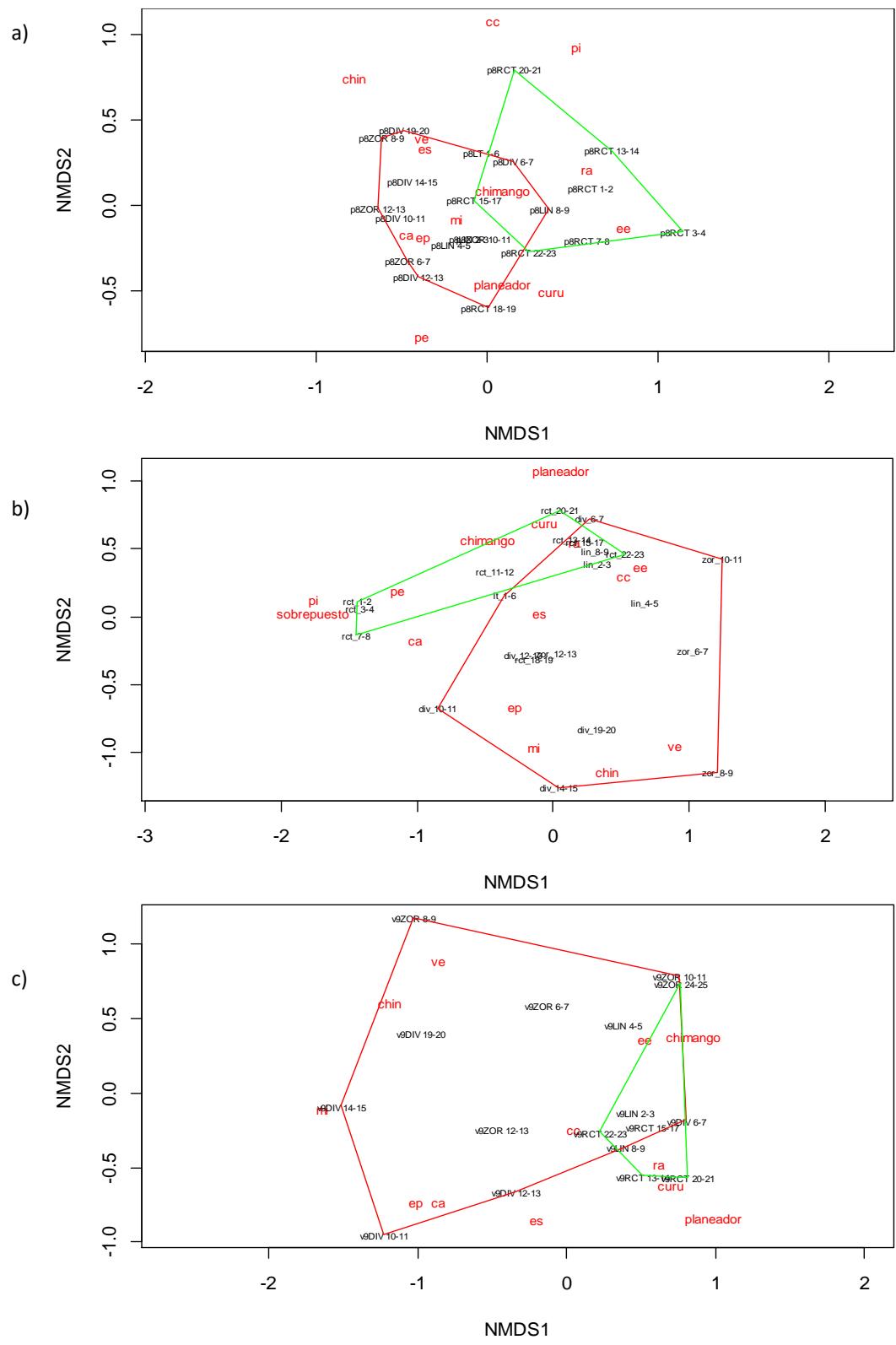


**Figura 3.4.** Gráfico de rango-abundancia para el verano de 2009 sin las transectas quemadas.

### 3.3.2 Composición de la comunidad de aves según el tipo de manejo

El ordenamiento multidimensional no métrico (NMDS) mostró una baja superposición de los polígonos que representan la composición de especies de aves de los pastizales del Parque Nacional Campos del Tuyú y los campos ganaderos, tanto en primavera como en verano (Figuras 3.5.a y 3.5.b). El valor de stress obtenido para cada estación indica una buena representación (Tabla 3.2). El ANOSIM detectó diferencias significativas en la composición de aves entre manejos para ambas estaciones (Tabla 3.2).

Al excluir las transectas quemadas en el verano, el ordenamiento mostró una alta superposición de los polígonos que representan cada manejo durante esta estación (Figura 3.5.c) con un valor de stress que indica una muy buena representación (Tabla 3.2). El ANOSIM no encontró diferencias en la composición de aves entre los manejos para el verano excluyendo las transectas quemadas (Tabla 3.2).



**Figura 3.5.** Ordenamiento de los sitios de muestreo ubicados en el Parque Nacional Campos del Tuyú (polígono verde) y en los campos ganaderos (polígono rojo) para la primavera (a), verano (b) y verano sin las transectas quemadas (c). Abreviaturas: ca = Cachirla, cc = Cachilo Canela, chimango = Chimango, chin = Chingolo, curu = Curutié Ocráceo, dor = Doradito Común, ee = Espartillero Enano, ep = Espartillero Pampeano, es = Espinero Pecho Manchado, mi = Misto, pe = Pecho Amarillo Común, pi = Pico de Plata, planeador = Gavilán Planeador, ra= Ratona Aperdizada, ve = Verdón.

En la primavera (Figura 3.5.a), la Ratona Aperdizada y el Espartillero Enano se encontraron asociados al área del polígono que representa al Parque Nacional, mientras que el área del polígono que representa a los campos incluye especies como el Misto, Espartillero Pampeano, Cachirlas, Gavilán Planeador y Verdón. En el verano (Figura 3.5.b), se observa un cambio en el patrón de especies asociadas a los sitios del Parque Nacional debido a la inclusión de las transectas quemadas. Al excluir estas transectas (Figura 3.5.c) se observa que tanto el Parque Nacional como algunos sitios de los campos ganaderos se encuentran asociados a la abundancia de la Ratona Aperdizada y el Espartillero Enano. Además, se puede observar una mayor dispersión de los sitios que resulta en un mayor tamaño de polígono de los campos respecto del Parque Nacional, lo cual se interpreta como una mayor heterogeneidad en la composición de aves.

**Tabla 3.2.** Resultados del ordenamiento (NMDS) y del análisis de similitud de la matriz de abundancia (ANOSIM) de una vía (tipo de manejo) para primavera, verano y verano sin transectas quemadas. Se indica el valor de stress de cada ordenamiento y el estadístico global R y significancia.

	Stress (NMDS)	R (ANOSIM)	Significancia (ANOSIM)
Primavera	0.150	0.436	0.002
Verano	0.139	0.165	0.045
Verano sin transectas quemadas	0.093	0.014	0.397

Mediante el análisis de valor indicador, se encontró para la primavera al Espartillero Enano como especie indicadora y a la Ratona Aperdizada como detectora de los pastizales del Parque Nacional Campos del Tuyú. *Anthus* sp. resultó indicadora y el Misto detectora de campos ganaderos (Tabla 3.3). Para el verano se encontró al Curutié Ocráceo (*Cranioleuca sulphurifera*) como especie indicadora del Parque Nacional Campos del Tuyú y al Verdón como detectora de los campos ganaderos. El Sobrepuerto, si bien es significativo su aporte en el Parque Nacional Campos del Tuyú durante el verano, no llega a ser especie detectora. Al excluir las transectas quemadas del análisis en el verano, sólo resulta significativo el Curutié Ocráceo como especie indicadora del Parque Nacional.

**Tabla 3.3.** Resultados del análisis del “valor indicador”. Se presenta las especies con índice IndVal significativo para primavera, verano y verano sin transectas quemadas en cada tipo manejo.

Temporada	Manejo	Especie	Significancia	IndVal	Tipo
Primavera	Campo	<i>Anthus sp.</i>	0.007	0.742	Indicadora
		Misto	0.010	0.621	Detectora
	Parque	Espartillero Enano	0.001	0.819	Indicadora
		Ratona Aperdizada	0.034	0.621	Detectora
Verano	Campo	Verdón	0.034	0.614	Detectora
	Parque	Curutié Ocráceo	0.002	0.731	Indicadora
		Sobrepuesto	0.034	0.375	-
Verano (sin transectas quemadas)	Parque	Curutié Ocráceo	0.003	0.8	Indicadora

### **3.4 Discusión**

Con el objetivo de describir la comunidad de aves que habita los pastizales salobres del sur de la Bahía de Samborombón se realizaron conteos de aves en la primavera de 2008 y el verano de 2009. Durante los conteos se registraron 24 especies de las cuales 3 son migratorias y 4 están catalogadas con algún grado de amenaza (Gavilán Planeador, el Espartillero Enano, el Burrito Negruzco y el Espartillero Pampeano). Respecto a la especificidad de uso del hábitat de pastizal, según la categorización de Azpiroz y colaboradores (2012) para las aves de los pastizales del Sudeste de Sudamérica, 13 especies realizan un uso extensivo del pastizal y en su mayoría utilizan como ambiente alternativo humedales.

La riqueza y diversidad fue similar en la primavera y verano, aunque la cantidad de avistamientos fue mayor en la primavera. Al incluir las transectas quemadas en el verano se observó una mayor diversidad ya que se incorporaron especies de ambientes más abiertos como el chorlito (*Charadrius sp.*) o especies menos selectivas en cuanto a la altura del pastizal, tales como el Pico de Plata y el Pecho Amarillo (Azpiroz y col. 2012) y el sobrepuesto, que es una especie asociada a marismas disturbadas (Greenberg y col. 2014). El Misto resultó muy abundante en primavera, y esto puede estar relacionado a la alta detectabilidad de los mismos en época reproductiva. En ambas estaciones el Espartillero Enano y la Ratona Aperdizada se encontraron entre las especies más abundantes, lo cual concuerda con que ambas aves son consideradas típicas de marismas (Greenberg y col. 2014).

Se observaron diferencias en la composición de aves entre los tipos de manejo (Parque Nacional Campos del Tuyú y campos ganaderos) en la primavera, siendo la Ratona Aperdizada y el Espartillero Enano las especies más fuertemente asociadas con los sitios del Parque Nacional, lo cual es consistente con otros trabajos en pastizales salobres que relacionan estas aves a pastizales menos perturbados (Cardoni y col. 2013, Cardoni y col. 2015, Brandolin y col. 2016, Codesido y Bilenca 2021). Por otra parte, la composición no difirió entre manejos en el verano

(excluyendo el fuego) lo cual puede deberse a un requerimiento y uso de hábitat de las aves más flexible en el período post reproductivo. La composición de aves en el verano difirió entre manejos al incluir las transectas quemadas, evidenciando la influencia que puede tener esta práctica en la comunidad de aves. La frecuencia y la intensidad de los incendios afectan a la vegetación y tienen efectos indirectos en los conjuntos de aves, especialmente en la composición de especies (Comparatore y col. 1996, Isacch y Martínez 2001). El momento de las quemas también es importante porque las quemas durante la época de cría pueden tener efectos negativos en el éxito reproductivo (Petry y Kruger 2010, Di Giacomo y col. 2011).

Respecto al análisis del valor indicador, para la primavera el Espartillero Enano resultó especie indicadora del Parque Nacional Campos del Tuyú, la Ratona Aperdizada resultó detectora del Parque, lo cual representa que es una especie con niveles de especificidad más moderados. Por otro lado, *Anthus* sp. fue indicadora y el Misto detectora de campos ganaderos, siendo ambas especies consideradas de hábitos más generalistas (Isacch y Cardoni 2011, Bilenca y col. 2018). Para el verano incluyendo los eventos de fuego se encontró al Curutié Ocráceo como especie indicadora del Parque Nacional Campos del Tuyú y al Verdón como detectora de los campos ganaderos. Al excluir las transectas quemadas, el Curutié volvió a resultar indicador del Parque, pero no se identificó una especie indicadora o detectora para el campo. Estos cambios en las especies indicadoras entre estaciones pueden reflejar diferencias comportamentales en el uso del hábitat entre las especies en la etapa post reproductiva.

Los pastizales de marisma constituyen un refugio para muchas especies (Isacch y col. 2004) debido a que las condiciones húmedas y salinas de sus suelos desalentaron el desarrollo agrícola (León y col. 1984). Sin embargo, el pastoreo en espartillares se ha incrementado en las últimas décadas como consecuencia de la expansión de la agricultura en la ecorregión (Di Bella y col. 2015) y el desplazamiento de la actividad ganadera a áreas marginalmente productivas (Bilenca y Miñarro 2004, Viglizzo y col. 2011). Filloy y Bellocq (2007) proponen que la posibilidad

de adaptarse a los cambios ecológicos producidos por las actividades humanas sobre los pastizales dependerá de la sensibilidad y plasticidad de cada especie. Los resultados obtenidos en este capítulo sugieren que las diferencias de manejo en cuanto al uso de la tierra generan diferentes condiciones que pueden favorecer diferencialmente a las distintas especies. Estas condiciones pueden reflejarse en la estructura de la vegetación, con la cual las aves de pastizal presentan una fuerte dependencia (Cody 1985, Patterson y Best 1996). Entonces, resulta necesario estudiar las características de la vegetación que condicionan la presencia y abundancia de las especies de aves que componen la comunidad del pastizal salobre del sur de la Bahía de Samborombón, lo cual será abordado en el siguiente capítulo.

## **CAPÍTULO 4**

**RELACIÓN ENTRE LA COMUNIDAD DE AVES Y LAS CARACTERÍSTICAS DE LA  
VEGETACIÓN DEL PASTIZAL SALOBRE DEL SUR DE LA BAHÍA DE  
SAMBOROMBÓN**

#### **4.1 Introducción**

La composición y estructura de la vegetación puede afectar directamente la supervivencia y reproducción de las aves (Rotenberry 1985, Skowno y Bond 2003, Suárez y col. 2003, Whittingham y col. 2006). Para las aves de pastizal en particular, la evidencia empírica indica que las especies pueden mostrar fuertes asociaciones con la estructura de la vegetación (Cody 1985, Patterson y Best 1996). Se cree que este factor afecta la distribución y abundancia de las aves ya que influye en la disponibilidad de alimento y recursos de anidación, y proporciona protección contra los depredadores (por ejemplo, Rotenberry y Wiens 1980, Grzybowski 1983, Cody 1985, Fisher y Davis 2010).

La identificación de los atributos del hábitat que influyen en la abundancia de las aves puede guiar el diseño de estrategias de manejo (Davis y col. 1999, Rotenberry y Knick 1999, Fisher y Davis 2010, Ahlering y col. 2018). Los datos sobre la estructura de la vegetación en los campos bajo distintas prácticas de manejo en las pampas son limitados y los requisitos de hábitat de muchas aves de pastizal pampeano permanecen en gran parte desconocidos (Azpiroz y Blake 2009).

La información disponible sugiere respuestas contrastantes en las especies de aves a la actividad agro-ganadera. Algunas especies están asociadas con pastizales naturales no pastoreados o ligeramente pastoreados, pero otras son más abundantes en áreas donde el hábitat es mantenido bajo pastoreo intensivo (Lanctot y col. 2002, Fernández y col. 2003, Isacch y Cardoni 2011, Dias y col. 2014, Ahlering y col. 2018). Azpiroz y Blake (2009) encontraron en los Campos del norte de Uruguay que las aves obligadas de pastizal (totalmente dependientes de este hábitat; Vickery y col. 1999) tendían a usar pastizales naturales, mientras que las especies facultativas (generalistas de pastizales; Vickery y col. 1999) eran típicas de praderas cultivadas. Asimismo, las especies amenazadas registradas en este estudio alcanzaron densidades relativamente altas solo en pastizales naturales, siendo la variabilidad en la estructura de la vegetación un factor importante que impulsa estas diferencias (Azpiroz y Blake 2009).

Las marismas son ecosistemas únicos en el mundo dominados por una vegetación halófila particular, y restringidos a la estrecha interfaz entre los ecosistemas marinos y terrestres (Esselink y col. 2000, Adam 2002). La mayoría de las marismas saladas en todo el mundo están dominadas por pastos, principalmente diferentes especies del género *Spartina* (Adam 1990). En el sudeste de América del Sur, la especie vegetal de marisma predominante es *Spartina densiflora*, con grandes áreas asociadas con aguas salobres que bordean las desembocaduras y estuarios de ríos y lagunas costeras desde el sur de Brasil hasta el norte de la Patagonia en Argentina (Bortolus 2006, Isacch y col. 2006). En la Bahía de Samborombón se distinguen estos bajos salinos, a los que se los denominan espartillares, con una fisonomía típica de pastizal alto (matas compactas de 1 m de altura) (Bilenga y col. 2018).

Varios estudios han demostrado que las aves de pastizales altos responden rápidamente a los cambios en la cobertura de pastizal, en nuestra región (Isacch y Martínez 2001, Isacch y col. 2004, Cardoni y col. 2007, Isacch y Cardoni 2011, Codesido y col. 2021) y en otras partes del mundo (Verhulst y col. 2004, With y col. 2008). En estos casos la composición de las comunidades de aves está fuertemente relacionada con la complejidad estructural de la vegetación (Roth 1976, Wiens 1997). Uno de los aspectos más importantes de la estructura de hábitat es la heterogeneidad espacial o parcheado que comprende, no solo las características de vegetación, sino también su variación en el espacio (Wiens 1976).

Para aves que habitan pastizales altos los disturbios que cambien la fisonomía de pastos altos a pastos cortos tales como el fuego, el pastoreo o el reemplazo por pasturas, generan un cambio en la comunidad por especies de hábitos más generalistas (Pretelli y col. 2016). Un trabajo realizado en los pastizales salobres en las costas de la Laguna de Mar Chiquita (Provincia de Buenos Aires) encontró que la producción ganadera modifica directamente la estructura de la vegetación en marismas de *S. densiflora* (en cuanto a porcentaje de cobertura y altura), afectando a su vez la riqueza de especies de aves y composición de la comunidad, así como la

abundancia de aves que usan ese ambiente (Cardoni y col. 2015). Especies de aves típicas de la marisma de *S. densiflora*, como la Ratona Aperdizada (*Cistothorus platensis*) y el Espartillero Enano (*Spartonoica maluroides*) se encontraron en pastizales con bajos niveles de intervención por la actividad ganadera. Por el contrario, el conjunto aviar de marismas sujetas a producción ganadera de alta intensidad se caracterizó por la presencia de la Cachirla de Uña Larga (*Anthus correndera*) y el Tero (*Vanellus chilensis*) (Cardoni y col. 2015).

En el capítulo anterior se describió la comunidad de aves de pastizal salobre presente en campos ganaderos y en el Parque Nacional Campos del Tuyú. Se encontraron diferencias en la composición específica entre manejos sugiriendo que las diferentes condiciones generadas por el tipo de uso de la tierra pueden favorecer diferencialmente a distintas especies. En particular, la Ratona Aperdizada y el Espartillero Enano se vieron fuertemente asociadas al Parque Nacional.

El objetivo de este capítulo es estudiar las características de la vegetación asociadas a la presencia y abundancia de las distintas especies de aves de pastizal. Específicamente se pretende: (1) describir las variables que caracterizan la vegetación de cada tipo de manejo (Parque Nacional y campos ganaderos); (2) identificar las características de la estructura y composición de la vegetación más influyentes en la comunidad de aves; (3) identificar las especies de aves con mayor dependencia con tales características y evaluar su relación con el tipo de manejo (Parque Nacional y campos ganaderos). De estos objetivos se desprende la siguiente hipótesis y predicción.

#### Hipótesis 1:

La ganadería reduce la altura de la vegetación generando condiciones poco favorables para aves especialistas de pastizal alto.

*Predicción 1:* Sitios con pastoreo presentarán vegetación más corta y menor abundancia de Espartillero Enano y Ratona Aperdizada.

## **4.2 Métodos**

### **4.2.1 Conteo de aves**

Durante la primavera de 2011 se realizaron conteos de aves en 38 sitios (Figura 2.4, Capítulo 2), 13 ubicados en el Parque Nacional Campos del Tuyú y 25 en los campos ganaderos. Para estimar la abundancia de cada especie se utilizó el método de transecta (Krebs 1989), recomendado para hábitats abiertos y uniformes (Gregory y col. 2004). Cada transecta tuvo una longitud variable (entre 200 y 600 metros) para maximizar la cantidad de avistamientos en tanto el remanente de espartillar lo permitiera en extensión, bajo la premisa de que la probabilidad de avistamiento por unidad de longitud se mantiene constante (Anderson y col. 1979). Los conteos fueron realizados entre las 6:00 y las 11:00 hs. excepto días lluviosos o excesivamente ventosos (Bibby y col. 2000). A lo largo de la transecta se registró el número de individuos de cada especie avistada dentro de una banda de 50 m a cada lado de la transecta (Bibby y col. 2000), sin tener en cuenta aquellas especies en tránsito, pero sí aquellas que se alimentan al vuelo y rapaces. La presencia fue detectada ya sea visual o acústicamente. Todos los conteos de aves fueron realizados por el mismo observador.

Como se mencionó en los capítulos 2 y 3, entre la primavera de 2008 y el verano de 2009 ocurrieron eventos de fuego por los cuales 5 transectas resultaron afectadas (2 en campos ganaderos y 3 en el Parque Nacional). Con el fin de estudiar la evolución de la comunidad de aves, se continuó con el seguimiento en estas transectas aplicando la metodología antes mencionada, durante las primaveras de 2009, 2010 y 2011.

### **4.2.2 Muestreo de vegetación**

Durante la primavera de 2011 se llevó a cabo una caracterización de la vegetación en los mismos sitios donde se realizaron los conteos de aves. La caracterización incluyó el análisis de

la composición florística, la cobertura por especie y la altura vegetal (en cm). Para ello, se utilizó el método de intercepción puntual (Matteucci y Colma 1982) registrando la especie vegetal y su altura cada 10 metros a lo largo de toda la longitud de cada una de las mismas transectas relevadas para aves. Todos los muestreos de vegetación fueron realizados por el mismo observador y dentro de las 24 horas siguientes al conteo de aves.

Durante la primavera 2008, verano 2009 y las primaveras de 2009, 2010 y 2011 se realizó también la caracterización de la vegetación de las transectas quemadas durante el verano del 2009 a fin de estudiar su evolución. Para ello se utilizó la misma metodología de muestreo de vegetación antes mencionada.

#### **4.2.3 Análisis de datos**

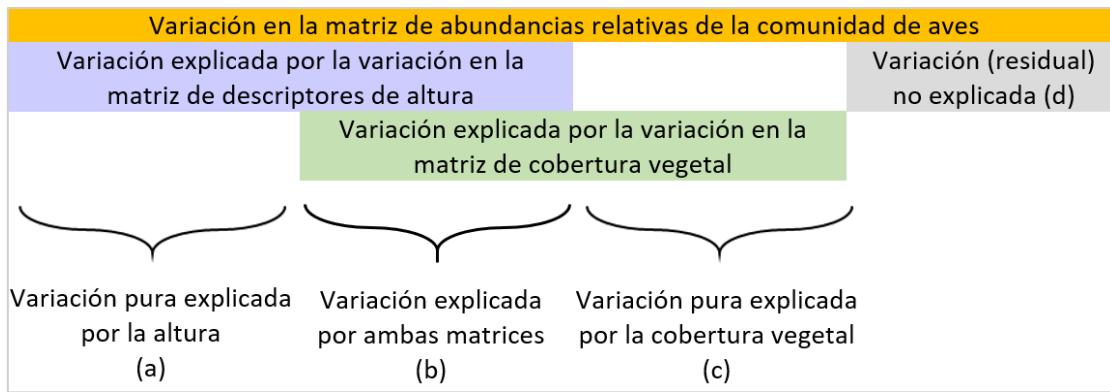
A partir del conteo de aves se obtuvo la abundancia de cada especie observada relativizada al total de individuos observados en cada transecta (abundancia relativa). A partir del muestreo de vegetación se obtuvo dos tipos de variables: porcentaje de cobertura vegetal por especie y descriptores de altura. La cobertura fue calculada como la cantidad de puntos a lo largo de la transecta ocupados por una especie vegetal o suelo desnudo relativizado al total de puntos. Los descriptores de altura incluyeron la altura promedio, el coeficiente de variación, la altura máxima y mínima, por transecta. El coeficiente de variación de la altura de la vegetación se utilizó como indicador del grado de heterogeneidad de la altura vegetal (Azpiroz y Blake 2016). Para todos los análisis estadísticos se utilizó el programa R versión 3.6.3 (R Core Team 2020) y se realizaron mediante el paquete “vegan” (Oksanen y col. 2020).

Para visualizar las diferencias entre manejos en cuanto a las variables de vegetación se utilizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS por sus siglas en inglés; Kruskal 1964, Minchin 1987) para cada grupo de variables. Esta técnica estadística multivariada

representa gráficamente de manera simultánea las unidades estadísticas (transectas) y las variables que las caracterizan, evaluando similitudes entre las unidades y correlaciones entre las variables. Para ello se utilizó la función metaMDS (Oksanen y col. 2020) y se trabajó con el índice de disimilitud de Bray-Curtis (Bray y Curtis 1957), el cual se adapta bien a datos ecológicos ya que maneja mejor la gran proporción de ceros (Quinn y Keough 2002). Dado que el NMDS es un algoritmo iterativo, se utiliza una medida denominada “stress” para evaluar la bondad de ajuste de las estimaciones. Un valor de stress menor a 0.1 indica que el gráfico corresponde a una ordenación de las unidades que resulta ideal, conteniendo toda la información original en la matriz de datos relacionada con similitudes entre las unidades, un valor entre 0.1 y 0.2 indica una buena representación y un valor entre 0.2 y 0.3 indica una representación pobre (Clarke 1993, Legendre y Legendre 2012). Para probar estadísticamente las diferencias entre los tipos de manejo observadas en el ordenamiento de los sitios, se realizó un análisis de similitud de una vía (ANOSIM, Clarke 1993) mediante la función anosim (Oksanen y col. 2020). ANOSIM utiliza la aleatorización de Monte Carlo de los datos observados para evaluar si la disimilitud dentro de cada tipo de manejo es mayor que la disimilitud entre tipos de manejo. Se utilizaron 999 simulaciones de Monte Carlo para generar el estadístico R que adquiere valores entre -1 y 1 (cuanto más cercano a 1 indica mayor disimilitud entre tipos de manejo).

Para estudiar la influencia de las variables de vegetación sobre la composición de la comunidad de aves, se realizó un análisis de redundancia (RDA, Legendre y Legendre 1998). Previamente se realizó un análisis de correspondencia sin tendencia (DCA, Hill y Gaugh 1980) donde se observó un valor de gradiente menor a 3 lo cual indica que la respuesta al gradiente ambiental resultó lineal y por lo tanto un RDA es el análisis más apropiado entre los métodos directos (Quinn y Keough 2002). Las variables respuesta integran la matriz de la comunidad de aves y las variables explicatorias conforman dos matrices con ambos tipos de características de la vegetación: cobertura vegetal y descriptores de altura. Para la matriz de la comunidad de aves, se utilizó la abundancia relativa de cada especie observada, estandarizada por el método de

Hellinger (Rao 1995), sin tener en cuenta especies presentes en menos del 5 % de las transectas (Ter Braak 1988). Se realizó un RDA con cada matriz de variables de vegetación y se seleccionó las variables con aporte significativo en cada uno mediante la función ordistep (Blanchet y col. 2008). Se evaluó la colinealidad de las variables explicatorias mediante la función vif.cca (Oksanen y col. 2020). Con las variables seleccionadas se confirmó una única matriz de variables de vegetación y se realizó el RDA definitivo. Se comprobó la significancia del análisis y de los ejes con la función anova.cca (Oksanen y col. 2020), usando 999 permutaciones. Para determinar la importancia de cada uno de los tipos de variables explicatorias (Cobertura, Altura) se realizó una Partición de la Varianza (RD Apart) (Borcard y col. 1992, Legendre y Legendre 1998) mediante la función varpart (Oksanen y col. 2020). Este análisis permite descomponer la variación de las abundancias relativas de las especies de aves que conforman las comunidades, en función de más de un conjunto de variables. De esta manera es posible calcular qué porcentaje de la variación es explicada por cada grupo de variables de vegetación y cuánto queda sin explicar (Legendre y col. 2005). La función usa principalmente el  $R^2$  ajustado para evaluar las fracciones explicadas por las matrices explicatorias y sus combinaciones. El análisis de partición de la varianza fue utilizado para detectar: (a) la variación explicada únicamente por los descriptores de altura que no es explicada por el tipo de cobertura; (b) la variación compartida por los descriptores de altura y el tipo de cobertura vegetal; (c) la variación debida al tipo de cobertura vegetal que afecta a las especies independientemente de los descriptores de altura; (d) la fracción de variación en las especies que no es explicada por ninguna de las opciones anteriores (Figura 4.1).



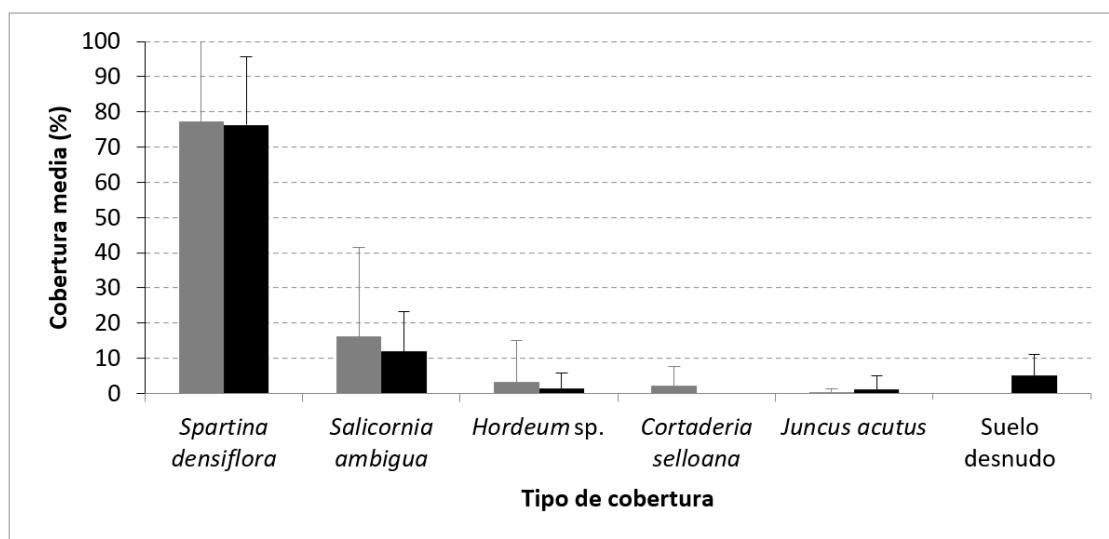
**Figura 4.1.** Esquema de la partición de la varianza mostrando cada componente de las variables predictoras que afecta la variación de la abundancia relativa de las especies de aves.

Respecto al seguimiento de las transectas quemadas en el verano de 2009, se visualizó su evolución de manera gráfica mediante diagramas de cajas para las distintas temporadas y años registrados: primavera de 2008 (pre fuego), verano 2009 (fuego) y las primaveras de 2009, 2010 y 2011 (post fuego). Se tuvo en cuenta las variables de vegetación que fueron seleccionadas como relevantes en el RDA y las abundancias relativas de las especies de aves que se mostraron más influidas por dichas variables en el mismo análisis.

## 4.3 Resultados

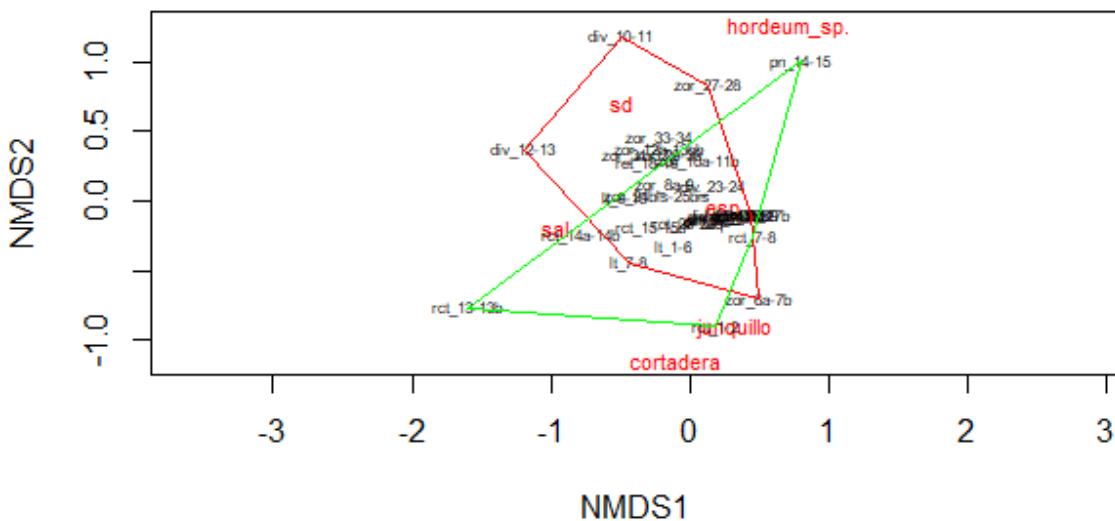
### 4.3.1 Descripción de las características de la vegetación

La cobertura vegetal por especie presentó un patrón similar entre campos ganaderos y el Parque Nacional (Figura 4.2). En ambos manejos la especie más abundante fue *S. densiflora* y en segundo lugar la especie *Salicornia ambigua*, acompañadas de *Hordeum sp.* y *Juncus acutus* con bajos porcentajes de cobertura. La especie *Cortaderia selloana* sólo fue registrada en el Parque Nacional, mientras que el suelo desnudo fue registrado únicamente en los campos ganaderos. Además de manera ocasional se registró *Distichlis* sp. pero no fue tenida en cuenta en los análisis ya que estuvo presente en menos del 5 % de las transectas.



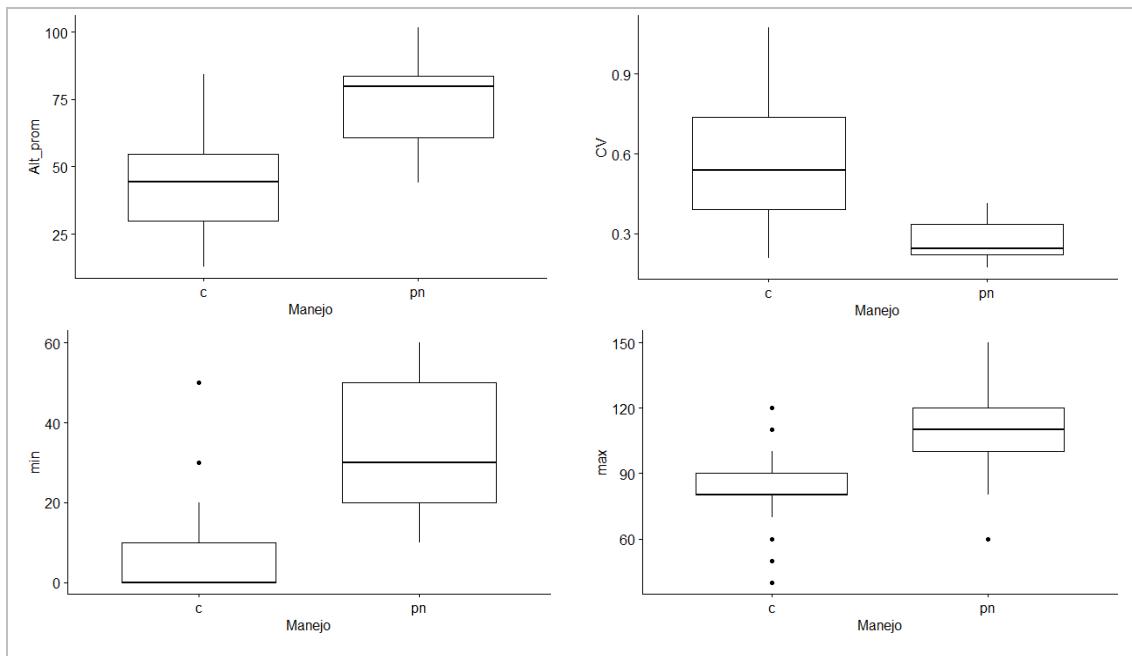
**Figura 4.2.** Cobertura media vegetal por transecta en el Parque Nacional (gris) y en los campos ganaderos (negro), los corchetes indican la desviación estándar.

El ordenamiento multidimensional no métrico (NMDS) para las variables de cobertura mostró una alta superposición entre los polígonos que representan cada manejo (Figura 4.3). El valor de stress obtenido (0.116) indica una buena representación. El ANOSIM no detectó diferencias significativas entre las variables de cobertura que caracterizan cada manejo ( $R=0.096$ ,  $p=0.104$ ).



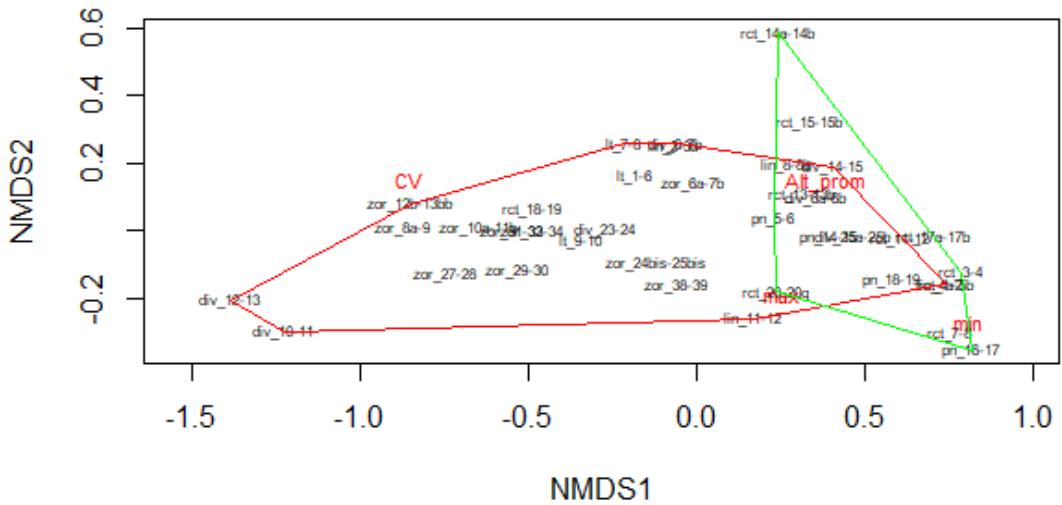
**Figura 4.3.** Ordenamiento de los sitios de muestreo ubicados en el Parque Nacional Campos del Tuyú (polígono verde) y en los campos ganaderos (polígono rojo) en base a las variables de cobertura. Los nombres en negro representan los sitios. Los nombres en rojo representan las variables de cobertura: suelo desnudo (sd), *S. densiflora* (esp), *S. ambigua* (sal), *Hordeum sp.*, *Juncus acutus* (junquillo) y *Cortaderia selloana* (cortadera).

En cuanto a los descriptores de altura se pueden observar grandes variaciones en las variables registradas según el tipo de manejo (Figura 4.4). En el Parque Nacional la altura promedio de la vegetación fue de 73.11 cm, el coeficiente de variación obtuvo un valor de 0.28, la altura mínima promedio fue de 34.23 cm y la máxima de 110.38 cm. En cambio, en los campos ganaderos, la altura promedio de la vegetación fue de 43.83 cm, el coeficiente de variación obtuvo un valor de 0.57, la altura mínima promedio fue de 7.8 cm y la máxima de 83.4 cm.



**Figura 4.4.** Diagrama de cajas para las variables por transecta altura promedio (Alt\_prom), coeficiente de variación (CV), altura mínima (min) y máxima (max) en el Parque Nacional (pn) y en los campos ganaderos (c). Las cajas representan el rango intercuartílico (percentil 25 % - 75 %) y las líneas horizontales de las cajas representan las medianas. Las líneas verticales indican los valores mínimo y máximo dentro de 1.5 veces el rango intercuartílico por debajo y por encima de los extremos de la caja. Los puntos indican valores atípicos.

El ordenamiento multidimensional no métrico (NMDS) para las variables de altura mostró una cierta superposición entre los polígonos de cada manejo lo cual podría indicar que ciertos sitios de los campos ganaderos comparten características del Parque Nacional (Figura 4.5). El valor de stress obtenido (0.043) indica una muy buena representación. El ANOSIM indicó diferencias significativas entre los descriptores de altura que caracterizan cada manejo ( $R=0.355$ ,  $p=0.001$ ).



**Figura 4.5.** Ordenamiento de los sitios de muestreo ubicados en el Parque Nacional Campos del Tuyú (polígono verde) y en los campos ganaderos (polígono rojo) en base a los descriptores de altura. Los nombres en negro representan los sitios. Los nombres en rojo representan las variables de altura: altura promedio (Alt\_prom), coeficiente de variación (CV), altura mínima (min) y máxima (max).

#### 4.3.2 Relación entre las especies de aves y las características de la vegetación

De acuerdo a la selección de variables de a pasos dentro de cada grupo de variables explicatorias resultaron significativas la altura promedio y el coeficiente de variación (grupo altura) y la cobertura de suelo desnudo y de *Hordeum* sp. (grupo cobertura). Estas variables conformaron la matriz de vegetación con la que se realizó el RDA definitivo. El modelo global resultó significativo ( $p=0.001$ ), explicando el 31.82 % de la variación total de la matriz de abundancias de aves, de acuerdo al valor del  $R^2$ ajustado. La prueba de permutaciones por ejes indicó que los ejes 1 y 2 fueron significativos, representando una proporción de la variación explicada del 0.295 ( $p=0.001$ ) y 0.069 ( $p=0.006$ ), respectivamente. El eje 1 estuvo asociado positivamente con la cobertura de suelo desnudo y el coeficiente de variación de la altura vegetal y negativamente con la altura promedio, mientras que, en cuanto a las especies de aves, el eje 1 estuvo asociado negativamente a la abundancia de la Ratona Aperdizada y el Espartillero.

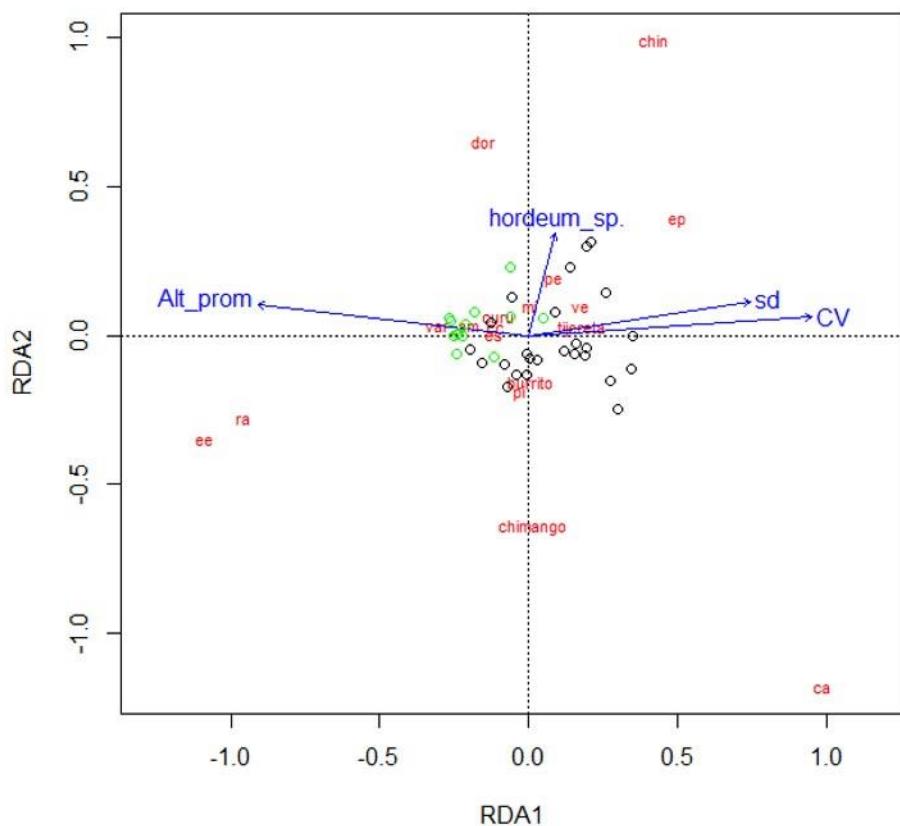
Enano y positivamente con *Anthus* sp. (Tabla 4.1). El eje 2 estuvo asociado positivamente con la cobertura de *Hordeum* sp. pero no presentó una asociación relevante con ninguna de las especies de aves (Tabla 4.1).

**Tabla 4.1.** Coeficientes de correlación de las especies de aves y variables de vegetación con cada uno de los ejes que resultaron significativos en el análisis de RDA general.

	Nombre común	Nombre científico	Abreviatura	RDA1	RDA2
Especies de aves	Burrito Negruzco	<i>Porzana spiloptera</i>	burrito	0.005	-0.041
	Cachirla	<i>Anthus</i> sp.	ca	<b>0.536</b>	-0.310
	Cachilo Canela	<i>Donacospiza albifrons</i>	cc	-0.060	0.007
	Chimango	<i>Phalcoboenus chimango</i>	chimango	0.017	-0.168
	Chingolo	<i>Zonotrichia capensis</i>	chin	0.227	0.260
	Curutié Ocráceo	<i>Cranioleuca sulphurifera</i>	curu	-0.055	0.015
	Doradito Común	<i>Pseudocolopteryx flavigaster</i>	dor	-0.081	0.171
	Espartillero Enano	<i>Spartonoica maluroides</i>	ee	<b>-0.590</b>	-0.091
	Espartillero Pampeano	<i>Asthenes hudsoni</i>	ep	0.272	0.102
	Espinero Pecho Manchado	<i>Phacellodomus striaticollis</i>	es	-0.063	0.001
	Misto	<i>Sicalis luteola</i>	mi	0.003	0.026
	Pecho Amarillo Común	<i>Pseudoleistes virescens</i>	pe	0.046	0.049
	Pico de Plata	<i>Hymenops perspicillatus</i>	pi	-0.015	-0.050
	Ratona Aperdizada	<i>Cistothorus platensis</i>	ra	<b>-0.520</b>	-0.074
	Tijereta	<i>Tyrannus savana</i>	tijereta	0.097	0.007
	Varillero Ala Amarilla	<i>Agelasticus thilius</i>	var_am	-0.139	0.007
	Verdón	<i>Embernagra platensis</i>	ve	0.095	0.026
Variables de vegetación	Grupo	Nombre	Abreviatura	RDA1	RDA2
	Cobertura	<i>Hordeum</i> sp.	hordeum_sp.	0.093	<b>0.738</b>
		Suelo desnudo	sd	<b>0.773</b>	0.247
	Altura	Altura promedio	Alt_prom	<b>-0.942</b>	0.219
		Coeficiente de variación	CV	<b>0.985</b>	0.131

En la Figura 4.6 se puede observar la representación gráfica del RDA donde el eje 1 divide en dos secciones el área del gráfico a izquierda y derecha del cero. En la sección izquierda se

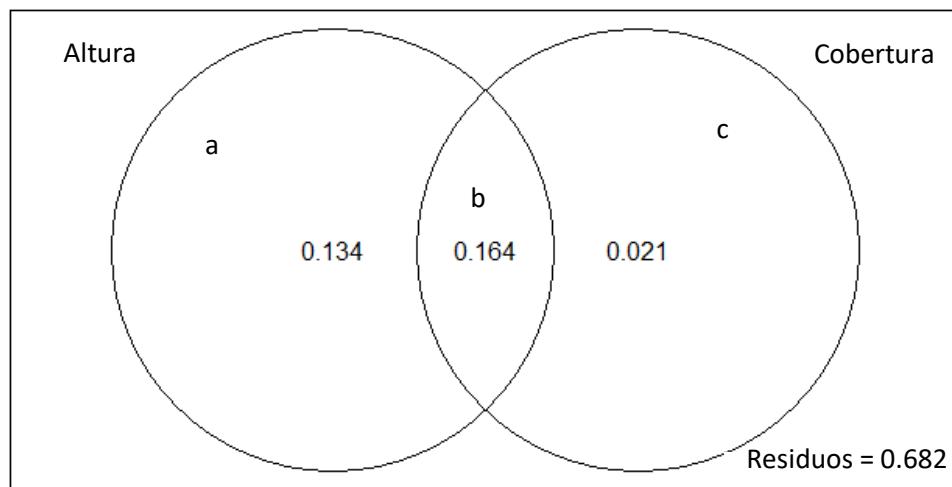
encuentran mayormente sitios ubicados en el Parque Nacional Campos del Tuyú asociándose a una mayor altura promedio y a la abundancia de Ratona Aperdizada y Espartillero Enano. En la sección derecha se encuentran mayormente sitios ubicados en los campos ganaderos asociándose a valores mayores de coeficiente de variación (mayor heterogeneidad de alturas), mayor cobertura de suelo desnudo y mayor abundancia de *Anthus* sp. El resto de las especies no mostraron asociaciones fuertes.



**Figura 4.6.** Relación entre las variables de vegetación (en azul) y las especies de aves (en rojo), sus abreviaturas se indican en la Tabla 4.1. La longitud y dirección de cada vector es proporcional a la fuerza de asociación entre las variables y los ejes del RDA. Los puntos verdes representan sitios ubicados en el Parque Nacional Campos del Tuyú y los puntos negros sitios ubicados en campos ganaderos.

En la Figura 4.7 se representa la partición de la varianza explicada por los grupos de variables altura y cobertura. La variación pura explicada por el grupo altura (a) representó un 13.4 %, la variación compartida por los descriptores de altura y el tipo de cobertura vegetal (b)

representó un 16.4 % y la variación pura debida al tipo de cobertura vegetal (c) representó un 2.1 %.



**Figura 4.7.** Diagrama de Venn generado a partir del RDA con partición de la varianza que explica la relación entre la comunidad de aves y los grupos de variables de cobertura vegetal y altura ( $n=38$ ). Las letras en el diagrama indican: (a) la variación explicada únicamente por los descriptores de altura; (b) la variación compartida por los descriptores de altura y el tipo de cobertura vegetal; (c) la variación debida únicamente al tipo de cobertura vegetal.

Ambos grupos de variables explicatorias aportaron significativamente a la variación en la comunidad de aves; sin embargo, en cuanto a la variación pura explicada por cada grupo, sólo resultó significativo el aporte del grupo altura (Tabla 4.2).

**Tabla 4.2.** Partición de la varianza del análisis de RDA para la comunidad de aves y los grupos de variables de vegetación (cobertura y altura) de la primavera 2011.

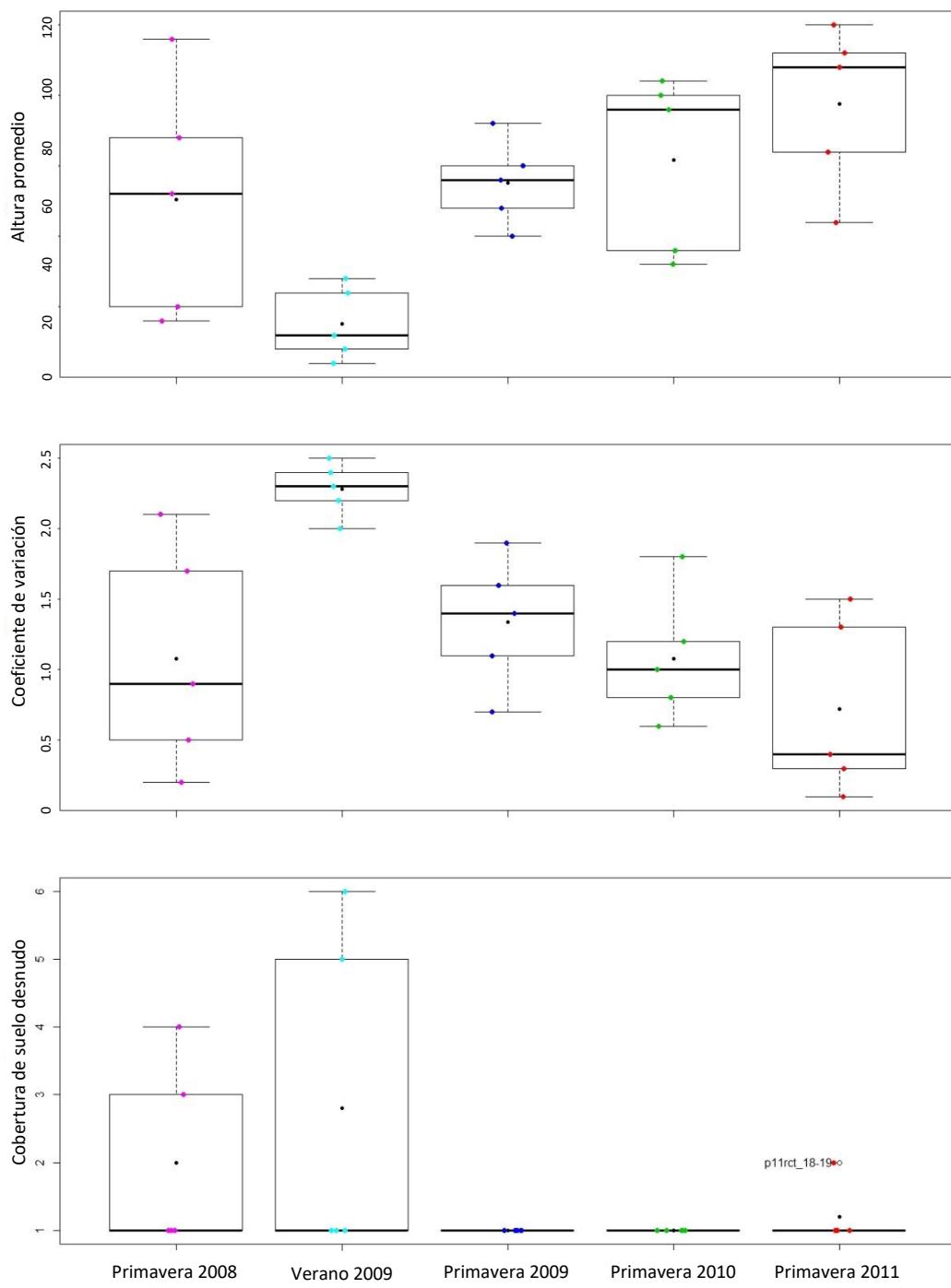
	Partición de la Varianza	R <sup>2</sup> ajustado	Prueba de permutación
Altura + Cobertura	a + b + c	0.318	0.001
Altura	a + b	0.298	0.001
Cobertura	b + c	0.184	0.001
Altura sin influencia de cobertura	a	0.134	0.001
Altura y Cobertura (intersección)	b	0.164	-
Cobertura sin influencia de altura	c	0.021	0.065
Residual	d	0.682	-

#### **4.3.3 Evolución de las transectas quemadas**

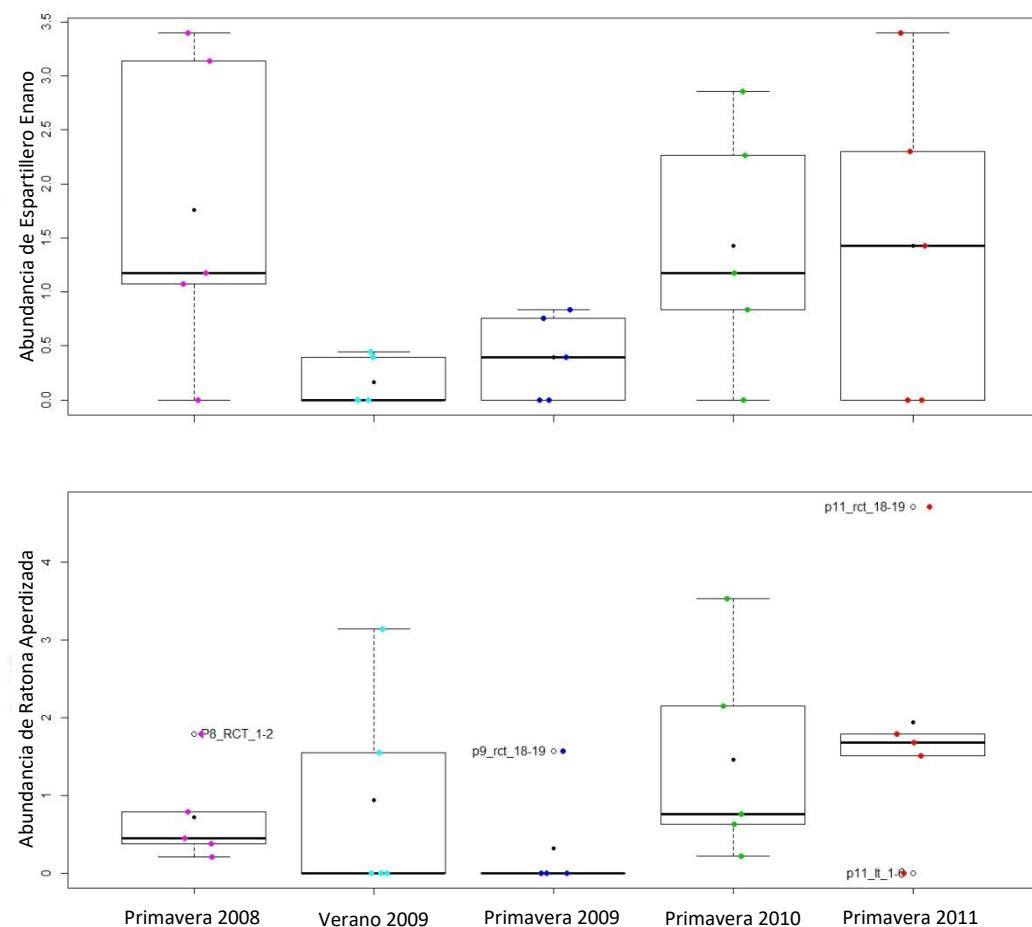
Se estudió la evolución de las transectas quemadas en el verano de 2009 (Figura 4.8) en cuanto a las variables de vegetación altura promedio, coeficiente de variación de la altura y cobertura de suelo desnudo (Figura 4.9) y la abundancia de las aves asociadas a estas variables, la Ratona Aperdizada y el Espartillero Enano (Figura 4.10). Se observa que la altura promedio disminuyó drásticamente en el momento que ocurren los incendios y luego se fue recuperando en las siguientes primaveras. El coeficiente de variación obtuvo un valor máximo en el momento del fuego y luego disminuyó a valores similares o más bajos a la primavera previa al fuego. La cobertura de suelo desnudo fue máxima en el momento del fuego y luego disminuyó a cero. La abundancia del Espartillero Enano mostró un patrón similar al de la altura promedio de la vegetación, con una fuerte disminución en el verano de 2009 y un aumento gradual en las siguientes temporadas. La Ratona Aperdizada mostró un patrón similar observando las medianas, sin embargo, el patrón es diferente para la media, con un aumento en el verano de 2009, una fuerte disminución en la primavera de 2009 y luego un aumento en 2010 y 2011.



**Figura 4.8.** Imágenes del estado en que quedó la vegetación al poco tiempo del incendio ocurrido en el verano de 2009.



**Figura 4.9.** Evolución de la vegetación en distintas temporadas: primavera de 2008 (pre fuego), verano 2009 (fuego), primaveras de 2009, 2010 y 2011 (post fuego). Se representan diagramas de cajas para las variables altura promedio, coeficiente de variación y cobertura de suelo desnudo. Las cajas representan el rango intercuartílico (percentil 25 % - 75 %), las líneas horizontales de las cajas representan las medianas y el punto negro las medias. Las líneas verticales indican los valores mínimo y máximo dentro de 1.5 veces el rango intercuartílico por debajo y por encima de los extremos de la caja. Los puntos vacíos indican valores atípicos y los puntos de colores las observaciones individuales.



**Figura 4.10.** Evolución de la abundancia relativa del Espartillero Enano y la Ratona Aperdizada en distintas temporadas: primavera de 2008 (pre fuego), verano 2009 (fuego), primaveras de 2009, 2010 y 2011 (post fuego). En los diagramas las cajas representan el rango intercuartílico (percentil 25 % - 75 %), las líneas horizontales de las cajas representan las medianas y el punto negro las medias. Las líneas verticales indican los valores mínimo y máximo dentro de 1.5 veces el rango intercuartílico por debajo y por encima de los extremos de la caja. Los puntos vacíos indican valores atípicos y los puntos de colores las observaciones individuales.

#### **4.4 Discusión**

El espartillar constituye la comunidad de pajonal más importante y ampliamente distribuida de la Bahía Samborombón. Brinda un hábitat fundamental para muchas especies de la fauna de los pastizales entre las que se encuentran varias aves amenazadas. Al mismo tiempo se trata de una de las comunidades vegetales menos palatables para el ganado, especialmente cuando no recibe disturbios (Miñarro y Marino 2013), por lo que la práctica ganadera habitual es el pastoreo continuo y el uso del fuego (Jacobo y Rodríguez 2012). Dado este contexto, el objetivo de este capítulo fue estudiar las características de la vegetación asociadas al tipo de manejo y cómo éstas influyen en la abundancia de las distintas especies de aves, para esto se realizaron conteos de aves y muestreos de vegetación en el Parque Nacional Campos del Tuyú y en campos ganaderos aledaños.

En cuanto a las características de la vegetación, la composición florística fue similar entre los campos y el Parque Nacional, siendo la especie dominante *S. densiflora* acompañada de *S. ambigua*. Sin embargo, el suelo desnudo resultó ser un tipo de cobertura que sólo se registró en los campos ganaderos. Por otro lado, se observó un patrón diferente entre manejos en las variables de estructura vegetal, siendo los campos más heterogéneos (valor más alto de coeficiente de variación), con valores mínimos, máximos y promedios de altura más bajos, respecto del Parque Nacional. Sin embargo, se pudo observar que algunos sitios elevados en los campos ganaderos comparten características de estructura de la vegetación con el Parque Nacional, es decir, que los campos ganaderos mantienen algunas áreas con pastizales más conservados. Estas áreas podrían ser menos accesibles para el ganado según el grado de anegamiento.

Luego se estudió la relación de las especies de aves con las variables de vegetación, clasificadas en dos tipos: variables de cobertura y descriptores de altura. Se seleccionaron las variables más relevantes para explicar la variabilidad en la comunidad de aves dentro de cada grupo, resultando elegidas la cobertura de suelo desnudo y la de *Hordeum sp.* (grupo cobertura),

y la altura promedio de la vegetación y el coeficiente de variación de la altura (grupo altura). La partición de la varianza permitió identificar que la variación debida al efecto conjunto de ambos grupos fue significativa como también lo fue la variación pura debida a los descriptores de altura. Sin embargo, la variación pura debida a las variables de cobertura no fue significativa. De esta manera, se pudo determinar que las variables más influyentes en la comunidad de aves estuvieron asociadas a la estructura de la vegetación y no a la composición florística.

La altura de la vegetación es considerada uno de los principales impulsores de la diversidad y composición de las aves en los pastizales (Fisher y Davis 2010). Para los pastizales del sureste de Sudamérica, de las 109 especies registradas, se describieron 25 especies restringidas a los pastizales altos, considerándose que éstas tienden a ser de mayor preocupación de conservación que las de pastizal corto (Azpiroz y col. 2012). En este capítulo se encontró que el Espartillero Enano y la Ratona Aperdizada se asociaron con sitios con mayor altura promedio y mayor homogeneidad de la vegetación (bajos valores de coeficiente de variación), características que se encontraron asociadas a sitios del Parque Nacional, lo cual es consistente con lo que plantea la *Predicción 1*. Contrariamente, las cachirlas se asociaron a sitios con alta heterogeneidad y baja altura promedio, vinculados con sitios ubicados en campos ganaderos. Ciertas formas de disturbio son consideradas fundamentales en el mantenimiento de la heterogeneidad natural en las condiciones ambientales que los organismos experimentan a través del espacio, tiempo, o ambos (Brawn y col. 2001). Muchos trabajos proponen un manejo del pastoreo basado en la heterogeneidad para mantener la biodiversidad aviar generando la totalidad del espectro de estructura vegetal utilizada por aves de pastizal (Knopf 1996, Fuhlendorf y Engle 2001, Derner y col. 2009, Toombs y col. 2010, Hovick y col. 2014). Sin embargo, en esta tesis, se observó que la heterogeneidad generada por el pastoreo afectó aves especialistas tales como el Espartillero Enano y la Ratona Aperdizada, las cuales mostraron una fuerte dependencia con la estructura de la vegetación, específicamente con la altura y homogeneidad de la misma. Ambas especies están descriptas como localmente raras (Narosky

y Di Giacomo 1993, López-Lanús 2020), y en particular, el Espartillero Enano se encuentra en un estatus de conservación vulnerable (MAYDS AA 2017). Estos resultados refuerzan el valor de las áreas protegidas en la región y la necesidad de implementar una estrategia de manejo del ganado que mantenga áreas de pastizal que cumplan con los requerimientos de estas aves.

El seguimiento de las transectas que sufrieron un evento de fuego en el verano de 2009 permitió tener registro de la evolución de las variables descriptoras de la vegetación que resultaron más relevantes. Se observó una drástica disminución de la altura promedio al poco tiempo de ocurridos los incendios, recuperando los valores previos al fuego en la siguiente primavera y superando ese valor en las posteriores. El coeficiente de variación fue máximo en el momento del fuego y se observó una disminución en la segunda primavera hasta valores similares a los previos al fuego. La cobertura de suelo desnudo fue máxima al momento del fuego, pero en la siguiente primavera disminuyó a cero, siendo que toda la superficie se cubrió de rebrotes ya que las especies con rizomas fuertes como *S. densiflora* pueden sobrevivir al fuego y crecer rápidamente (Clakson 1977, Madanes y col. 2007).

Respecto a la respuesta al fuego de las aves más influidas por las variables de vegetación estudiadas, la abundancia del Espartillero Enano acompañó el patrón de la altura promedio de la vegetación; sin embargo, la recuperación de los valores de abundancia no parece alcanzar los niveles pre fuego durante el tiempo estudiado. La abundancia de la Ratona Aperdizada mostró un patrón similar en cuanto a la mediana, pero diferente observando las medias, con un aumento en la temporada en la que ocurrieron los incendios acompañada de una mayor variabilidad, lo cual podría deberse a una mayor plasticidad de esta especie en su uso del ambiente, por ejemplo, en el forrajeo. En los Estados Unidos se ha registrado esta plasticidad y en las recomendaciones de manejo se sugiere crear un mosaico de áreas quemadas y no quemadas en los pastizales altos para proporcionar tanto recursos de anidación como de alimentación (Dechant y col. 2002). Habiéndose observado este aumento en la abundancia de la Ratona Aperdizada en el verano de 2009, resulta llamativo el registro de una disminución tan

marcada en la primavera de 2009, para luego aumentar progresivamente la abundancia en las primaveras de 2010 y 2011. Sin embargo, esto puede explicarse considerando que los siguientes muestreos luego del fuego se realizaron en primavera por lo que el uso del hábitat estará determinado por los requerimientos de nidificación. Además, el año 2009 fue considerado como el año de peor clima en los últimos 50 años, registrando para la provincia de Buenos Aires períodos cálidos extremos y déficit de precipitaciones (Ferrelli 2012). La precipitación anual puede afectar la presencia de la Ratona Aperdizada y su uso del hábitat (Faanes 1981), por lo que la fuerte sequía del año 2009 podría haber influido su abundancia. Estos resultados, si bien se basan en un tamaño muestral pequeño, brindan una aproximación a los tiempos que lleva la recuperación de la vegetación y de las poblaciones de aves que dependen de ella.

Para comprender mejor los mecanismos subyacentes que determinan las variaciones de abundancia de estas especies de aves frente a las alteraciones en la estructura de la vegetación, es fundamental estudiar los recursos que resultan limitantes en estas condiciones. Por lo tanto, en el siguiente capítulo se evaluará la influencia de factores regulatorios asociados a la alimentación y la depredación en la abundancia del Espartillero Enano y la Ratona Aperdizada.

## **CAPÍTULO 5**

**FACTORES REGULATORIOS EN LA ABUNDANCIA DE LAS AVES DE PASTIZAL MÁS  
AFECTADAS POR EL MANEJO GANADERO**

## **5.1 Introducción**

La degradación de hábitats de marismas y pastizales debido a la producción ganadera es considerada el factor más probable detrás de la disminución de la población de aves de pastizal en todo el mundo (Collar y col. 1992, Knopf 1994, Stotz y col. 1996, Vickery y col. 1999, Sauer y col. 2005, Azpiroz y col. 2012). Tal perturbación causa efectos directos e indirectos en las aves que usan estos hábitats cambiando la diversidad vegetal (Bakker y col. 2008) y estructura del hábitat (Vickery y col. 2001), disminuyendo la biomasa de artrópodos foliares (Dennis y col. 2008) y, a su vez, alterando la abundancia y riqueza de especies de aves (Gonnet 2001, Isacch y Martínez 2001, García y col. 2008, Isacch y Cardoni 2011). Estos efectos, entonces, producen un cambio en la aptitud del hábitat para la anidación y alimentación (Gonnet 2001, Vickery y col. 2001, Chase 2002) y en las tasas de depredación de nidos de aves (Zalba y Cozzani 2004), afectando su éxito reproductivo (Sutter y Ritchison 2005).

De los efectos antes mencionados, aquellos relacionados a la actividad reproductiva son considerados los principales factores asociados a la vulnerabilidad de las aves de pastizal (Vickery y col. 1999, Chase 2002, Herkert y col. 2003). El sobrepastoreo resulta en una vegetación baja y abierta que expone los nidos de las aves a la acción de los depredadores (Cody 1985, Knopf 1996, Ammon y Stace 1997, Fondell y Ball 2004, Zalba y Cozzani 2004) aumentando su impacto sobre el éxito de nidificación y con consecuencias significativas para la dinámica de poblaciones de las aves de pastizal (Martin 1993, Fondell y Ball 2004). La estructura de la vegetación no solo influye en el riesgo de depredación de los nidos, sino también de los individuos mismos, exponiéndolos a un mayor riesgo de supervivencia (Grzybowski 1983, Lima 1993, Whittingham y col. 2006). Además, esta estructura puede influir en el microclima del nido proporcionando ventajas de termorregulación en la incubación (Walsberg 1985, Hoekman y col. 2002, Davis 2005).

En pastizales sometidos a ganadería intensiva se ha visto que los cambios en la vegetación pueden también afectar la diversidad y composición de la comunidad asociada de invertebrados (Morris 1978, Gibson y col. 1992, Morris 2000, Vickery y col. 2001), y por lo tanto la disponibilidad de alimento para especies de aves insectívoras (Dennis y col. 2008, Spiller y Dettmers 2019). La abundancia de muchos de los grupos de artrópodos asociados con los pastizales se ha relacionado con una mayor complejidad de la arquitectura de las plantas (Gibson y col. 1992, Dennis y col. 2001) y aumentos en la altura de la vegetación (Purvis y Curry 1981, Morris y Plant 1983, Dennis y col. 1997) y heterogeneidad de altura (Dennis y col. 1998, Vickery y col. 2001). Cagnolo y sus colaboradores (2002), por ejemplo, encontraron que una alta densidad ganadera estuvo asociada a un notable empobrecimiento de la comunidad de insectos tanto para la jerarquía taxonómica de familia como de especie. Este empobrecimiento del ensamble de insectos en sitios con mayor pastoreo puede reflejar la reducida disponibilidad de alimento, refugios o sitios de oviposición, causados por la menor complejidad estructural del hábitat. Los sitios con exclusión de ganado estuvieron relacionados con un mayor número de familias exclusivas (Cagnolo y col. 2002) pudiendo verse favorecidos grupos de insectos que normalmente ocurren a bajas densidades en el área (Denslow 1985, Fahrig y Jonsen 1998). El efecto del pastoreo sobre la comunidad de invertebrados, sin embargo, presenta evidencias controvertidas. Algunos estudios han reportado, al igual que Cagnolo y col. (2002), la disminución de la diversidad y /o la abundancia de insectos siguiendo los disturbios de pastoreo (Welch y col. 1991, Fahrig y Jonsen 1998) mientras que otros han reportado su aumento (Wettstein y Schmid 1999). Estas diferencias podrían estar relacionadas directamente a la composición de la comunidad de artrópodos y de cómo estos grupos responden a la alteración de la comunidad vegetal. Por ejemplo, mientras los coleópteros fitófagos pueden ser afectados por cambios en la composición florística (Gibson y col. 1992), otros grupos como las arañas (Dennis y col. 1998), e insectos de los órdenes Homoptera (Brown 1991), Hemiptera (Morris

1979) y Orthoptera (Wettstein y Schmid 1999) parecen responder principalmente a las características estructurales del pastizal.

En el capítulo anterior (ver Capítulo 4) se observó que la heterogeneidad generada por el pastoreo afectó aves especialistas tales como el Espartillero Enano (*Spartonoica maluroides*) y la Ratona Aperdizada (*Cistothorus platensis*), las cuales mostraron una fuerte dependencia con la estructura de la vegetación y en particular con la homogeneidad de la misma. Esta dependencia podría deberse a que las características del ambiente son más aptas para la supervivencia de estas especies que, como se mencionó anteriormente, puede deberse a mejores condiciones para alimentarse, refugiarse y reproducirse. Por lo tanto, el objetivo de este capítulo es estudiar la influencia de factores regulatorios asociados a la alimentación y la depredación de nidos en la abundancia del Espartillero Enano y la Ratona Aperdizada, especies más afectadas por el pastoreo. Específicamente se pretende: (1) Analizar la influencia de la abundancia de artrópodos en la abundancia de estas aves y su relación con el manejo ganadero; (2) Estudiar la influencia del pastoreo sobre el riesgo de depredación de nidos. De estos objetivos se desprenden las siguientes hipótesis y predicciones.

### **Hipótesis 2:**

El pastoreo afecta negativamente al Espartillero Enano y la Ratona Aperdizada a través de la disminución en la abundancia de los órdenes de artrópodos incluidos en su alimentación.

*Predicción 2:* Sitios con pastoreo presentarán menor abundancia de los órdenes de artrópodos incluidos en la dieta del Espartillero Enano y la Ratona Aperdizada; y la abundancia de estas especies de aves también será menor.

**Hipótesis 3:**

Los cambios en la vegetación producidos por el pastoreo aumentan la detectabilidad de los nidos de las aves de pastizal por parte de sus depredadores.

*Predicción 3:* El riesgo de depredación de los nidos será mayor en las áreas con pastoreo respecto a las áreas sin pastoreo.

## 5.2 Métodos

### 5.2.1 Abundancia de artrópodos y su relación con las aves más afectadas por el manejo.

Durante la primavera de 2010 se realizaron muestreos de artrópodos foliares en 38 sitios (Figura 2.4, Capítulo 2), 13 ubicados en el Parque Nacional Campos del Tuyú (“parque”) y 25 en los campos ganaderos (“campo”). Las muestras fueron tomadas mediante una red entomológica cónica de 40 cm de diámetro y 75 cm de bolsa, con un mango de 60 cm de largo (Cooper y Whitmore 1990, Hutto 1990). Los muestreos se realizaron durante la tarde sobre transectas donde se realizaron 10 golpes de red por cada una, tocando ligeramente el follaje. Debido a que el sitio de estudio presenta un régimen de mareas no pudo utilizarse trampas de caída. El material colectado fue conservado en frascos con alcohol etílico 80 % (Buffington y Redak 1998) hasta su determinación en el laboratorio con lupa binocular.

En los mismos sitios donde se tomaron las muestras de artrópodos se realizaron conteos de Espartillero Enano y Ratona Aperdizada. Para estimar la abundancia de cada especie se utilizó el método de transecta (Krebs 1989), recomendado para hábitats abiertos y uniformes (Gregory y col. 2004). Cada transecta tuvo una longitud variable (entre 200 y 600 metros) para maximizar la cantidad de avistamientos en tanto el remanente de espartillar lo permitiera en extensión, bajo la premisa de que la probabilidad de avistamiento por unidad de longitud se mantiene constante (Anderson y col. 1979). Los conteos fueron realizados entre las 6:00 y las 11:00 hs. excepto días lluviosos o excesivamente ventosos (Bibby y col. 2000). A lo largo de la transecta se registró el número de individuos de cada especie avistados dentro de una banda de 50 m a cada lado de la transecta (Bibby y col. 2000). La presencia fue detectada ya sea visual o acústicamente. Todos los conteos de aves fueron realizados por el mismo observador.

### **5.2.2 Riesgo de depredación de nidos**

Durante la primavera de 2009 se realizó un experimento con 48 nidos artificiales en las estancias La Linconia y Los Zorzales para cuantificar el impacto de la depredación sobre la nidificación en un ambiente de baja cobertura vegetal a causa del pastoreo y otro de alta cobertura vegetal (clausura sin pastoreo). En cada estancia se colocaron 24 nidos de hilo sisal: 12 en un área sin pastoreo y 12 en un área con pastoreo. Los nidos se dispusieron al azar respetando una distancia mínima entre los mismos de 30 metros (Batáry y col. 2004). Fueron colocados en matas de vegetación (principalmente *Spartina densiflora*) a una altura mínima de 25 cm para evitar que los nidos sean alcanzados por el agua debido al régimen de mareas. En cada nido se colocaron 2 huevos de codorniz (*Coturnix coturnix*), uno fresco y otro relleno con parafina (atado al nido mediante un hilo de nylon para evitar que el depredador los remueva) para registrar marcas e identificar el tipo de depredador (Zanette y Jenkins 2000, Svagelj y col. 2003). Los nidos fueron revisados día por medio durante 10 días para la estancia La Linconia y 12 días para la estancia Los Zorzales. Este lapso de tiempo es representativo del período de incubación de muchas de las especies que allí nidifican (aproximadamente 12 días, del Hoyo y col. 1992, Llambías y col. 2009).

Durante la primavera de 2011 se repitió el experimento con huevos de yeso para imitar el tamaño de los huevos de Ratona Aperdizada y el Espartillero Enano ( $\approx$ 2.5 cm de largo y 1.5 de diámetro). Se dispusieron 20 nidos en un esparrillo natural ubicado en el Parque Nacional Campos del Tuyú (sin pastoreo) y 20 nidos en un esparrillo de la estancia Las Tijeras (con pastoreo) adyacente al Parque Nacional. Se realizó el seguimiento de los nidos cada 3 días por 15 y 14 días respectivamente.

Los depredadores fueron identificados a partir de las marcas que éstos dejaron sobre los huevos (parafinados o de yeso) cuando intentaron depredarlos. Las aves dejan típicamente una marca triangular o picadura de diferente tamaño, mientras que los mamíferos dejan las marcas de sus dientes sobre ellos (Svagelj 2002).

## **5.2.3 Análisis estadístico**

### **5.2.3.1 Artrópodos y aves**

A partir de las muestras de artrópodos se identificó cada ítem hasta orden y se obtuvo la abundancia absoluta para cada uno en cada muestra. A partir del conteo de aves se obtuvo la abundancia de la Ratona Aperdizada y del Espartillero Enano por cada transecta. Para todos los análisis se utilizó el programa R versión 3.6.3 (R Core Team 2020).

Para visualizar las diferencias entre los tipos de manejo (“parque” y “campo”) en la composición de la comunidad de artrópodos se utilizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS por sus siglas en inglés; Kruskal 1964, Minchin 1987). Esta técnica estadística multivariada representa gráficamente de manera simultánea las unidades estadísticas (transectas) y las variables que las caracterizan, evaluando similitudes entre las unidades y correlaciones entre las variables. Para ello se utilizó la función metaMDS del paquete “vegan” (Oksanen y col. 2020) y se trabajó con el índice de disimilitud de Bray-Curtis (Bray y Curtis 1957), el cual se adapta bien a datos ecológicos ya que maneja mejor la gran proporción de datos nulos (Quinn y Keough 2002). Dado que el NMDS es un algoritmo iterativo, se utiliza para evaluar la bondad de ajuste de las estimaciones una medida denominada “stress”. Un valor de stress menor a 0.1 indica que el gráfico corresponde a una ordenación de las unidades que resulta ideal, conteniendo toda la información original en la matriz de datos relacionada con similitudes entre las unidades, un valor entre 0.1 y 0.2 indica una buena representación y un valor entre 0.2 y 0.3 indica una representación pobre (Clarke 1993, Legendre y Legendre 2012). Para probar estadísticamente las diferencias observadas entre los tipos de manejo en el ordenamiento de los sitios, se realizó un análisis de similitud de una vía (ANOSIM; Clarke 1993) mediante la función anosim (Oksanen y col. 2020). ANOSIM utiliza la aleatorización de Monte Carlo de los datos observados para evaluar si la disimilitud dentro de cada tipo de manejo es mayor que la disimilitud entre tipos de manejo. Se utilizaron 999 simulaciones de Monte Carlo

para generar el estadístico R que adquiere valores entre -1 y 1 (cuanto más cercano a 1 indica mayor disimilitud entre tipos de manejo).

Para estudiar la relación entre la abundancia de las aves más afectadas por el manejo (Espartillero Enano y Ratona Aperdizada) con las abundancias de los órdenes de artrópodos, se utilizaron modelos lineales generalizados con una distribución Poisson mediante la función `glm` del paquete “stats” (R Core Team 2020). Se construyeron dos modelos (uno para cada especie de ave) siendo su abundancia absoluta la variable respuesta y como variables explicatorias se incluyeron las abundancias de los órdenes de artrópodos incluidos en las dietas y el tipo de manejo. Los órdenes pertenecientes a la dieta del Espartillero Enano fueron Hymenoptera, Coleoptera y Planipennia (Zotta 1936, Peters 1950) y para la Ratona Aperdizada fueron los órdenes Heteroptera, Hymenoptera, Coleoptera, Lepidoptera y Orthoptera (Cabanis 1850). Se incluyó la longitud de la transecta como covariable (“offset”) para corregir el esfuerzo de muestreo. Se revisó la colinealidad de las variables explicatorias mediante la función `vif` del paquete “car” (Fox y Weisberg 2019). Dado que la abundancia de ambas especies de aves mostró sobredispersión para una distribución Poisson, se utilizó una distribución binomial negativa mediante la función `glm.nb` del paquete “MASS” (Venables y Ripley 2002). Para seleccionar el mejor modelo se utilizó la función `dredge` del paquete “MuMin” (Barton 2020), la cual evalúa todos los modelos posibles y los clasifica de acuerdo con el Criterio de Información de Akaike ajustado para muestras pequeñas ( $AICc$ ) (Burnham y Anderson 2002). Las comparaciones de los modelos se realizaron con  $\Delta AICc$  que indica la magnitud de la diferencia en los valores de  $AICc$  entre cada modelo y el modelo que mejor ajusta. Se consideró que los modelos con  $\Delta AICc \leq 2$  tienen un apoyo sustancial de los datos (Burnham y Anderson 2002). Además, se estimó el valor de peso de cada modelo, que se considera como el peso de la evidencia a favor de un modelo en particular, dados todos los modelos considerados (Burnham y Anderson 2002). En el caso de que un modelo tenga un peso mayor que 0.90 se consideró suficiente para seleccionarlo como modelo final (Johnson y Omland 2004). En el caso que esto

no ocurriera, se realizó un enfoque de inferencia de múltiples modelos (Burnham y Anderson 2002) utilizando la función model.avg (paquete R “MuMIn”, Barton 2020).

### **5.2.3.2 Nidos artificiales**

Se estimó la tasa de supervivencia de los nidos artificiales mediante un análisis de supervivencia comparando los nidos en las áreas con pastoreo y sin pastoreo. Para ello se utilizaron regresiones de Cox, que evaluaron la relación entre el tipo de manejo y la probabilidad de depredación (Santabárbara y col. 2016), con la función coxme del paquete del mismo nombre (Therneau 2020). La variable respuesta fue una variable compuesta que contenía tanto el tiempo de supervivencia del nido (días) como la ocurrencia de depredación (0, 1). Como variables explicatorias se incluyeron el factor tipo de manejo con dos niveles (“con pastoreo” o “sin pastoreo”) y el tipo de experimento (huevos de codorniz o de yeso). Además, se incluyó como factor aleatorio la estancia: “La Linconia”, “Los Zorales” y “Las Tijeras-Parque Nacional Campos del Tuyú” como una sola unidad ya que son territorios linderos y cada uno representa la condición “con pastoreo” y “sin pastoreo” respectivamente. Para evaluar los efectos principales y la interacción se utilizó la función Anova del paquete “car” (Fox y Weisberg 2019). Se comprobó el supuesto de riesgos proporcionales mediante el comando cox.zph del paquete “survival” (Therneau 2015).

## 5.3 Resultados

### 5.3.1 Abundancia de artrópodos y su relación con las aves más afectadas por el manejo

En las muestras de artrópodos fueron colectados un total de 12832 individuos de 13 órdenes diferentes. Los órdenes más representados en abundancia fueron Diptera, Homoptera, Heteroptera e Hymenoptera. En menor frecuencia siguen los grupos Coleoptera, Araneae, Planipennia, Lepidoptera y Orthoptera. En muy baja frecuencia se registraron los órdenes Odonata, Blattodea, Mantodea y Phasmida (Tabla 5.1).

**Tabla 5.1.** Composición de la comunidad de artrópodos foliares. Se muestran para cada orden la media y desvío estándar de las abundancias relativas porcentuales para cada tipo de manejo (parque y campo). Además, se indican los órdenes registrados como dieta del Espartillero Enano y la Ratona Aperdizada de acuerdo a la bibliografía.

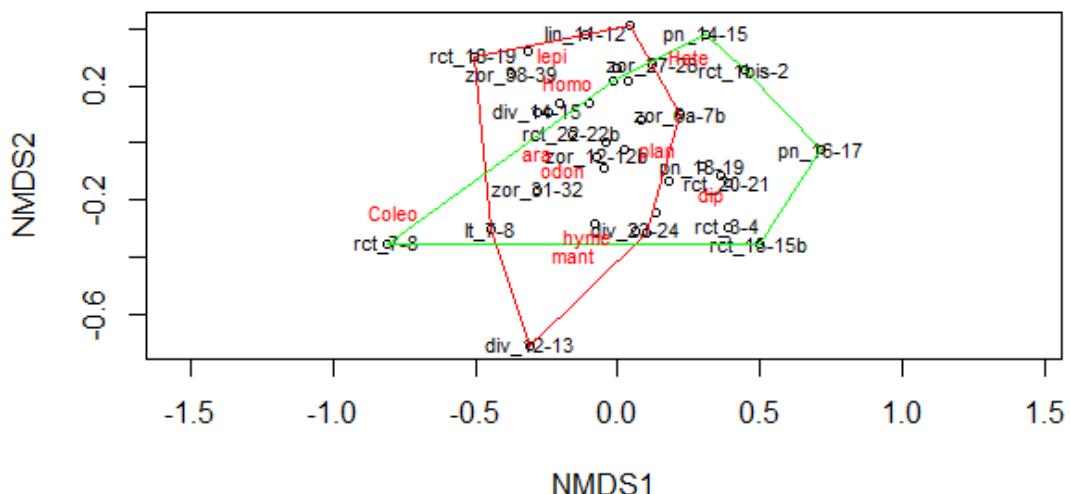
	Parque (n=13)		Campo (n=24)		Dieta	
	Media	Desvío estándar	Media	Desvío estándar	Espartillero Enano†	Ratona Aperdizada††
Diptera	36.464	17.049	21.205	8.764		
Homoptera	20.800	10.212	33.644	10.979		
Heteroptera	20.198	12.819	15.679	8.991		x
Hymenoptera	9.532	4.214	13.607	9.904	x	x
Coleoptera	5.802	13.506	5.016	5.362	x	x
Araneae	4.254	4.226	7.506	4.065		x
Planipennia	1.941	1.578	0.216	0.671	x	
Lepidoptera	0.512	0.649	0.819	1.031		x
Orthoptera	0.325	0.555	2.134	3.657		x
Odonata	0.141	0.266	0.129	0.265		
Blattodea	0.016	0.059	0.009	0.045		
Mantodea	0.014	0.051	0.025	0.092		
Phasmida	0.000	0.000	0.009	0.046		

†Zotta 1936, Peters 1950.

††Cabanis 1850, Herkert y col. 2001.

El ordenamiento multidimensional no métrico (NMDS) para las abundancias de los órdenes de artrópodos arrojó un valor de stress de 0.176 lo cual indica una buena representación y mostró bastante superposición entre los polígonos de cada manejo (Figura

5.1). Sin embargo, el ANOSIM indicó diferencias significativas en la composición de artrópodos entre manejos ( $R=0.314$ ,  $p=0.001$ ).



**Figura 5.1.** Ordenamiento de los sitios de muestreo ubicados en el Parque Nacional Campos del Tuyú (polígono verde) y en los campos ganaderos (polígono rojo). Abreviaturas: ara = Araneae, Coleo = Coleoptera, dip = Diptera, Hete = Heteroptera, Homo = Homoptera, hym = Hymenoptera, lepi = Lepidoptera, mant = Mantodea, odon = Odonata, orth = Orthoptera, plan = Planipennia.

Para explicar la abundancia del Espartillero Enano la selección de modelos mantuvo todas las variables explicatorias: el tipo de manejo y las abundancias de los órdenes Coleóptera, Hymenoptera y Planipenia (Tabla 5.2). Todas las variables tuvieron un efecto significativo en la abundancia de Espartillero (Tabla 5.3). La contribución del nivel “parque” del factor manejo fue positiva en la abundancia del Espartillero Enano, es decir, que su abundancia fue mayor en el parque que en el campo (Parque: media = 17.073 individuos/Km, desvío = 13.284 individuos/Km; Campo: media = 4.745 individuos/Km, desvío = 6.532 individuos/Km). Respecto a los órdenes de artrópodos, la abundancia de Planipenna tuvo una contribución positiva, pero la contribución estimada de los órdenes Coleoptera e Hymenoptera fue negativa.

**Tabla 5.2.** Modelos para la abundancia del Espartillero Enano. Se muestran el mejor modelo y el nulo.

Modelos	Grados de libertad	AICc	ΔAICc	Peso
Coleoptera + Hymenoptera + Planipennia + Manejo	6	835.000	0.000	0.967
Nulo	2	955.300	120.290	0.000

**Tabla 5.3.** Variables seleccionadas y la estimación de su contribución (beta) para explicar la abundancia del Espartillero Enano.

Variable explicatoria	Estimado	Desviación estándar	Estadístico (z)	Significancia
(Intercepto)	1.384	0.237	5.850	0.000
Coleoptera	-2.782	0.526	-5.288	0.000
Hymenoptera	-2.224	0.649	-3.428	0.001
Planipenia	4.102	1.243	3.302	0.001
Manejo (parque)	1.037	0.183	5.657	0.000

En el caso de la Ratona Aperdizada, la selección de modelos halló 6 modelos con un valor menor a 2 unidades de ΔAICc respecto del modelo de menor AICc (Tabla 5.4). La inferencia de múltiples modelos mantuvo como variables explicatorias el tipo de manejo y las abundancias de los órdenes Araneae, Coleóptera, Orthoptera, Heteroptera y Lepidoptera (Tabla 5.5). Resultaron significativas el manejo y las abundancias de los órdenes Araneae, Orthoptera y Lepidoptera. La contribución del nivel “parque” del factor manejo fue positiva en la abundancia de la Ratona Aperdizada, es decir, que su abundancia fue mayor en el parque que en el campo (Parque: media = 8.050 individuos/Km, desvío = 7.334 individuos/Km; Campo: media = 5.701 individuos/Km, desvío = 8.638 individuos/Km). Respecto a los órdenes de artrópodos, las abundancias de Araneae y Lepidoptera tuvieron una contribución positiva, pero fue negativa la contribución estimada de Orthoptera.

**Tabla 5.4.** Modelos para la abundancia de la Ratona Aperdizada. Se muestran el mejor modelo en base al AICc, los modelos con un  $\Delta\text{AICc} \leq 2$  respecto al mejor modelo y, por último, el modelo nulo.

Modelos	gl	AICc	$\Delta\text{AICc}$	Peso
Araneae + Coleoptera + Orthoptera + Manejo	6	853.900	0.000	0.099
Coleoptera + Heteroptera + Lepidoptera+ Orthoptera	6	854.200	0.310	0.084
Araneae + Orthoptera + Manejo	5	854.400	0.500	0.077
Araneae + Coleoptera + Heteroptera + Orthoptera + Manejo	7	855.100	1.250	0.053
Araneae + Coleoptera + Orthoptera	5	855.200	1.300	0.052
Araneae + Coleoptera + Heteroptera + Orthoptera	6	855.400	1.520	0.046
Heteroptera + Lepidoptera + Orthoptera	5	855.400	1.520	0.046
Araneae + Heteroptera + Orthoptera + Manejo	6	855.600	1.740	0.041
Nulo	2	899.700	45.840	0.000

**Tabla 5.5.** Variables seleccionadas por la inferencia de múltiples modelos y la estimación de su contribución (beta) para explicar la abundancia de la Ratona Aperdizada.

Variable explicatoria	Estimado	Desviación estándar	Estadístico (z)	Significancia
(Intercepto)	0.887	0.828	1.062	0.288
Araneae	4.087	1.284	3.103	0.002
Coleoptera	1.243	0.647	1.848	0.065
Orthoptera	-11.126	1.599	6.745	0.000
Heteroptera	-1.710	0.934	1.780	0.075
Lepidoptera	5.555	1.685	3.175	0.002
Manejo (parque)	0.404	0.190	2.045	0.041

### 5.3.2 Nidos

De los 88 nidos artificiales 33 fueron depredados (Con pastoreo: 23 nidos; Sin pastoreo: 10 nidos). El 42.4 % de los nidos depredados (14 nidos) presentó marcas de picaduras atribuibles a ataques de aves (Figura 5.2.c). El 18.2 % (6 nidos) registraron marcas de incisivos de pequeños mamíferos (Figuras 5.2.a y 5.2.b). El depredador no pudo ser identificado en el 39.4 % de los nidos (13 nidos) ya que en 3 casos las marcas no fueron identificables, en 5 casos uno o ambos huevos habían sido removidos y en 5 casos solo fue atacado el huevo fresco de codorniz (no el parafinado) (Figura 5.2.d).



**Figura 5.2.** Ejemplos de huevos de codorniz frescos, parafinados y huevos de yeso con marcas de distintos depredadores. Se muestran marcas de incisivos de mamífero pequeño en huevos parafinados (a) y en huevos de yeso (b), marcas producidas por el pico de un ave (c) y un nido donde el huevo de codorniz fresco fue atacado, pero no el parafinado(d).

Los experimentos con nidos artificiales realizados en 2009 y 2011 mostraron un mayor riesgo de depredación en las áreas con pastoreo respecto de las no pastoreadas (Tabla 5.6). La interacción de los factores tipo de manejo y tipo de experimento, resultó no significativa por lo que se analizaron los efectos principales, siendo el tipo de manejo significativo, pero no el tipo de experimento. La proporción de riesgo estimada ( $\text{Exp}(\text{Coef})$ ) indica que el riesgo de ser depredado en ambientes pastoreados fue 6 veces mayor que en ambientes sin pastoreo.

**Tabla 5.6.** Variables predictoras que explican la supervivencia de los nidos artificiales.

Variable	Coeficiente	Exp(Coef)	se(coef)	Estadístico	Significación
Tipo de Manejo	1.876	6.527	0.489	14.695	0.0001
Tipo de Experimento	-1.301	0.272	1.515	0.738	0.39
Interacción	-0.524	0.592	1.735	0.091	0.76

## **5.4 Discusión**

En este capítulo se buscó estudiar la influencia de factores regulatorios asociados a la alimentación y la depredación en la abundancia del Espartillero Enano y la Ratona Aperdizada, especies de aves más afectadas por la heterogeneidad ambiental generada por el pastoreo (ver Capítulo 4). Para ello se realizaron muestreos de artrópodos para estudiar la influencia de la ganadería en la alimentación de estas aves, y experimentos de nidos artificiales para evaluar el riesgo de depredación en nidos en relación al manejo ganadero.

### **5.4.1 Disponibilidad de alimento**

La disminución de la abundancia de aves insectívoras de pastizal se ha correlacionado con la intensificación de la agricultura en Estados Unidos (Murphy 2003), el Reino Unido (Chamberlain y col. 2000, Donald y col. 2001, Benton y col. 2002) y en toda Europa (Reif 2013), apoyando la idea de que los cambios agrícolas pueden afectar a las aves a través de la disminución de la calidad o la cantidad de los alimentos (Spiller y Dettmers 2019). Los cambios inducidos por el pastoreo en la comunidad vegetal pueden afectar la diversidad y composición de las comunidades de invertebrados asociados (Morris 1978, Gibson y col. 1992). La estructura de la vegetación de los pastizales es de suma importancia; en general, la abundancia y diversidad de la mayoría de los grupos de artrópodos disminuye con la reducción de la altura del pastizal (Morris 2000).

Durante los muestreos de artrópodos, fueron colectados un total de 12832 individuos de 13 órdenes diferentes. Los resultados indican que la composición de la comunidad de artrópodos difiere entre manejos (con y sin pastoreo). Además, las abundancias de la Ratona Aperdizada y el Espartillero Enano resultaron explicadas por el tipo de manejo, siendo ambas más abundantes en el Parque Nacional Campos del Tuyú. También las abundancias de los órdenes de artrópodos pertenecientes a sus dietas resultaron relevantes para explicar la

abundancia de las aves; sin embargo, algunos órdenes presentaron contribuciones negativas. Para el Espartillero Enano el orden Plannipenia tuvo una contribución positiva, pero Coleoptera e Hymenoptera contribuyeron en forma negativa. Para la Ratona Aperdizada fue positiva la contribución de Araneae, Coleoptera y Lepidoptera, pero los órdenes Orthoptera y Heteroptera contribuyeron negativamente.

Las contribuciones positivas de algunos órdenes de artrópodos en las abundancias de las aves de interés sugieren que la disponibilidad de presas de la dieta podría ser un factor que explique la presencia y abundancia de estas aves en los pastizales menos afectados por la ganadería, como se plantea en la *Predicción 2*. Sin embargo, las asociaciones negativas de la abundancia de algunos grupos de artrópodos pertenecientes a la dieta presentan una controversia, la cual podría deberse a efectos de preferencia en la selección de presas asociada a la calidad de las mismas.

Algunos estudios sugieren que la calidad de la dieta podría tener una mayor influencia en la abundancia de las aves que la cantidad. La calidad nutricional es un determinante clave de la elección de presas tanto para insectívoras aéreas (Twining y col. 2016, Spiller y Dettmers 2019) como para insectívoras que se alimentan en el suelo (Razeng y Watson 2015). El perfil de nutrientes de los artrópodos depende de múltiples factores (Studier y col. 1991, Chen y col. 2004, Deblauwe y Janssens 2008, Arnold y col. 2010) y las aves insectívoras pueden ajustarse a esta variabilidad, prefiriendo ciertos tipos de presas para maximizar la ingesta de energía (Kaspari y Joern 1993, McCarty y Winkler 1999), y cambiando de presa cuando se necesitan nutrientes específicos (Graveland y van Gijzen 1994, Graveland y Van Der Wal 1996, Naef-Daenzer y col. 2000). En tal sentido, la abundancia de la Ratona Aperdizada y el Espartillero Enano puede estar relacionada a una diferencia en la calidad nutricional de sus presas más que a la abundancia de las mismas. Se necesitarían estudios específicos para poder corroborar esta hipótesis.

Por otro lado, las relaciones negativas entre algunos órdenes de artrópodos con las abundancias de las aves de interés halladas en este capítulo podrían deberse al efecto mismo de depredación de las aves sobre sus presas. Varios trabajos orientados al control de plagas documentaron la reducción en la abundancia de algunos grupos de artrópodos debido al consumo por parte de las aves (Philpot y col. 2009, Bosc y col. 2018, Heyman y Gunnarsson 2011). Experimentos de exclusión muestran que las aves insectívoras pueden tener un efecto negativo en la abundancia de insectos herbívoros en los pastizales (Joern 1986, Bock y col. 1992) y en las tierras de cultivo (Hooks y col. 2003, Perfecto y col. 2004, Kellermann y col. 2008, Koh 2008, Johnson y col. 2010, Maas y col. 2016). Por lo tanto, es posible que la preferencia de determinados ítems resulte en una menor abundancia de los mismos por presión de depredación.

#### **5.4.2 Riesgo de depredación de nidos**

La depredación de nidos es considerada uno de los mecanismos más importantes de mortalidad asociados a los cambios en el ambiente (Ricklefs 1969, Martin 1993). En este estudio, mediante los experimentos con nidos artificiales, se encontró que el pastoreo afecta negativamente a la supervivencia de los nidos, como se plantea en la *Predicción 3*. La identificación de depredadores permitió registrar ataques de pequeños mamíferos y aves. Entre los mamíferos pequeños potenciales depredadores de nidos se encuentran *Akodon azarae*, *Oligoryzomys flavescentis* y *Oxymycterus rufus*, y entre las aves capaces de depredar huevos en el área se encuentran principalmente chimangos (*Milvago chimango*), caranchos (*Polyborus plancus*), teros (*Vanellus chilensis*) y benteveos (*Pitangus sulphuratus*) (Svagelj y col. 2009, Cozzani y Zalba 2012). Los casos donde uno o ambos huevos resultaron removidos del nido podrían deberse a ofidios ya que frecuentemente no dejan marcas en los huevos, sino que los ingieren enteros (Söderström y col. 1998).

Todos estos animales utilizan distintas claves para localizar nidos (Flaspohler y col. 2001, Colombelli-Négrel y Kleindorfer 2009). Por lo tanto, dependiendo de los depredadores presentes en un área, la detectabilidad de los nidos puede ser afectada por diferentes variables. La cobertura vegetal sobre el nido es una variable importante en la depredación por aves ya que utilizan señales visuales para detectar los nidos (Remeš 2005), a diferencia de los mamíferos que utilizan señales olfativas (Rangen y col. 1999, Remeš 2005) o los ofidios que detectan el calor (Marini y Melo 1998, Bonnet y col. 1999, Daghfous y col. 2012). Los resultados obtenidos en los experimentos muestran una mayor frecuencia de ataque por aves que se estarían viendo favorecidas por la menor cobertura vegetal debida al pastoreo. Estos resultados deben tomarse con cuidado debido a las limitaciones del uso de nidos artificiales que podrían llevar a subestimar o sobreestimar determinados grupos de depredadores (Zanette 2002, Thompson y col. 2004). Por ejemplo, la falta de atención al nido en estos nidos artificiales puede afectar su detección por ofidios, pero el uso de huevos parafinados o la propia descomposición que pueden sufrir los huevos pueden atraer a aquellos depredadores que utilizan claves olfativas (Svagelj y col. 2003). Aun así, los nidos artificiales representan una herramienta útil para comparar tasas de depredación entre tratamientos (Cozzani 2010).

Los resultados obtenidos, entonces, indican que la simplificación de la estructura de la vegetación debida al pastoreo facilita la detección de nidos por parte de los depredadores tanto terrestres como aéreos lo cual puede implicar una menor riqueza y abundancia de las aves que nidifican en pastizal. En consecuencia, la presencia y variación en abundancia de las especies de aves del pastizal puede responder a la disponibilidad de sitios adecuados para la nidificación que ofrezcan una mayor protección contra la depredación.

#### **5.4.3 Conclusiones generales**

Uno de los paradigmas más usados para tratar de comprender cuáles son los factores que regulan la distribución y abundancia de las especies es la dicotomía entre su control por procesos “desde abajo” (bottom-up) o por procesos “desde arriba” (top-down) (Hunter y Price 1992, Power 1992, Meserve y col. 2003). La regulación por procesos “desde abajo” implica que los productores se encuentran fuertemente limitados por los recursos disponibles y, a su vez, controlan a los consumidores. En cambio, los controles “desde arriba” implican que son los consumidores los que regulan a los productores. En este capítulo se estudió si la variación en abundancia de las aves insectívoras de interés podría responder a la disponibilidad de recursos alimenticios (regulación “desde abajo”) o si podría estar condicionada por la disponibilidad de sitios adecuados para la nidificación que ofrezcan una mayor protección contra la depredación (regulación “desde arriba”).

Mediante el enfoque de la regulación “desde abajo”, los cambios en la vegetación debidos al pastoreo pudieron implicar un cambio en la comunidad de artrópodos que afectó la disponibilidad de alimento para las aves de interés condicionando su abundancia. Sin embargo, los resultados obtenidos en este capítulo no fueron concluyentes para apoyar este enfoque. Para profundizar en este enfoque sería necesario incorporar en futuros estudios información sobre preferencia en la dieta de las especies estudiadas y potencialmente su calidad nutricional.

Por otro lado, la regulación “desde arriba” supondría que la simplificación de la estructura de la vegetación debida al pastoreo facilitaría la detección de nidos por parte de los depredadores implicando un mayor riesgo de depredación para las aves que nidifican en pastizal. Los resultados obtenidos apoyan este enfoque ya que se estimó un riesgo de depredación seis veces mayor en áreas pastoreadas respecto a las no pastoreadas. Teniendo en cuenta que la depredación de nidos ha sido identificada como el principal factor responsable del fracaso reproductivo en las aves de pastizal (Best y col. 1997, Koford 1999, Davis y Sealy 2000), la selección natural debería favorecer a los individuos que anidan en lugares menos propensos

a la depredación si la elección del hábitat tiene una base genética (Martin 1998). Por lo tanto, la identificación de las características del ambiente que influyen en la selección de los sitios de nidificación para estas aves sería de gran importancia en futuros estudios para el manejo y la viabilidad a largo plazo de estas poblaciones.

## **CAPÍTULO 6**

### DISCUSIÓN GENERAL

## **6.1 Conclusiones generales**

En el desarrollo de esta tesis se estudiaron los factores ambientales asociados a los cambios introducidos por la ganadería que influencian la presencia y abundancia de aves del pastizal salobre del sur de la Bahía de Samborombón. Mediante conteos de aves se describió la comunidad y se detectaron diferencias en la composición entre los campos ganaderos y el Parque Nacional Campos del Tuyú (Capítulo 3). Se realizaron muestreos de vegetación para estudiar las variables que caracterizan ambos manejos, encontrando que los mismos difieren en cuanto a variables de estructura y estas variables resultaron influyentes en la comunidad de aves, particularmente sobre la presencia y abundancia de dos especies: la Ratona Aperdizada (*Cistothorus platensis*) y el Espartillero Enano (*Spartonoica maluroides*) (Capítulo 4). Por lo tanto, se estudió la influencia de factores regulatorios asociados a la alimentación y el riesgo de depredación en la abundancia de estas especies (Capítulo 5).

Los resultados obtenidos en esta tesis reafirmaron el valor de los pastizales salobres como refugio para muchas aves, habiendo registrado 24 especies, entre las cuales se encuentran especies categorizadas como amenazadas a nivel nacional como el Burrito Negruzco (*Porzana spiloptera*) y el Espartillero Pampeano (*Asthenes hudsoni*) y en estado vulnerable como el Espartillero Enano y el Gavilán Planeador (*Circus buffoni*). Las diferencias encontradas en la composición de especies entre tipos de manejo sugirieron una respuesta especie específica a los cambios ambientales generados por la presencia del ganado. De esta manera, la Ratona Aperdizada y el Espartillero Enano resultaron especies indicadoras del Parque Nacional mientras que la cachirla (*Anthus sp.*) y el Misto (*Sicalis luteola*), especies de hábitos más generalistas, lo fueron para los campos ganaderos.

Las principales diferencias en las características de la vegetación entre manejos estuvieron dadas por la estructura de la misma y no por su composición florística. Muchos autores han señalado a la estructura de la vegetación como un componente principal de la

selección del hábitat de las aves (Mac Arthur y Mac Arthur 1961, Wiens 1973, Roth 1976) y en particular en marismas se ha registrado que las especies de aves responden a este componente (Isacch y Martínez 2001, Isacch y col. 2004, Cardoni y col. 2007, 2011, Isacch y Cardoni 2011). Azpiroz y Blake (2016) encontraron que la abundancia de varias especies estaba asociada con la altura de la vegetación en pastizales de los Campos del Norte de Uruguay. También Bahía y Zalba (2019) resaltaron la importancia de una buena estructura y cobertura vegetal para sustentar comunidades de aves abundantes y ricas en especies en los pastizales serranos del sur de Buenos Aires. En el presente trabajo dos especies mostraron respuestas muy marcadas en cuanto a este tipo de variables. El Espartillero Enano y la Ratona Aperdizada se asociaron a sitios con mayor altura promedio y mayor homogeneidad de la vegetación, características que se encontraron asociadas a sitios del Parque Nacional. Estos resultados son coherentes con otros trabajos donde informan menores abundancias del Espartillero Enano y la Ratona Aperdizada en espartillares con alta carga ganadera (Cardoni y col. 2012, 2015, Codesido y Bilenca 2021).

Entender las variaciones en abundancia de las especies frente a las alteraciones en la estructura de la vegetación implica develar los mecanismos subyacentes a dichos cambios. En este trabajo se evaluaron dos tipos de mecanismos posibles: 1) como mecanismo de regulación “desde abajo” (“bottom-up”) se analizó la influencia de la abundancia de artrópodos en la abundancia del Espartillero Enano y la Ratona Aperdizada (siendo que ambas son insectívoras); y 2) como regulación “desde arriba” (“top-down”) se estudió el efecto del pastoreo sobre el riesgo de depredación de nidos. Respecto al primer mecanismo, las asociaciones positivas de algunos órdenes de artrópodos en las abundancias de las aves de interés sugieren que la disponibilidad de presas podría ser un factor que explique la presencia y abundancia de estas aves en los pastizales menos afectados por la ganadería. Sin embargo, las asociaciones negativas de algunos grupos de artrópodos pertenecientes a la dieta presentan una controversia, la cual podría estar relacionada con la calidad nutricional de las presas siendo que podría ser más relevante la calidad que la cantidad, que es lo que se estudió en esta tesis. Para profundizar en

este enfoque sería necesario incorporar en futuros estudios información sobre preferencia en la dieta de las especies estudiadas y potencialmente su calidad nutricional. Además, se debe tener en cuenta que los métodos de muestreo influyen en gran medida en las estimaciones de disponibilidad de alimentos, y que la probabilidad de que un insecto sea muestreado no necesariamente coincide con la probabilidad de ser capturado por un ave (Poulin y Lefebvre 1997). En este sentido, varios autores han señalado la necesidad de utilizar diferentes métodos de muestreo simultáneo para estimar la composición y abundancia de la comunidad de artrópodos (Cooper y Whitemore 1990, Hutto 1990, Buffington y Redak 1998). En este trabajo se utilizó un único método adecuado para el muestreo de presas potenciales de las aves estudiadas, pero que podría haber introducido algún sesgo en la estimación de la disponibilidad de presas.

Respecto al segundo mecanismo evaluado (“desde arriba”), los experimentos con nidos artificiales permitieron cuantificar un mayor riesgo de depredación en campos pastoreados, lo que sugiere que la simplificación de la estructura de la vegetación debida al pastoreo facilitaría la detección de nidos por parte de los depredadores. Esto concuerda con otros estudios que han registrado cambios en la composición de la comunidad de aves según la intensidad del pastoreo, la destrucción de nidos por pisoteo y un aumento en la tasa de depredación de nidos debido a la reducción de sitios seguros de anidación en áreas sobrepastoreadas (Zalba y Cozzani 2004, Cozzani y Zalba 2012, Bahía y Zalba 2019). Si bien los experimentos con nidos artificiales implican una simplificación de un proceso más complejo, estas conclusiones encuentran apoyo en estudios con nidos naturales. Cardoni y col. (2012) afirman que la altura del nido es la variable que mejor explicó la tasa de supervivencia diaria de nidos naturales del Espartillero Enano, siendo que existe un compromiso entre el efecto de las mareas (que afecta a los nidos ubicados más abajo) y el efecto de la depredación (que afecta a los nidos ubicados más arriba). Respecto a la Ratona Aperdizada, Jefferies (2022) encontró que la estructura de la vegetación tanto en el parche como en el sitio de nidificación tiene una relación directa sobre la probabilidad de

depredación de los nidos. Bahía y Zalba (2019) proponen que la pérdida de hábitats de alto valor de anidación debe ser analizada a mayor escala para considerar el efecto de la reducción total, y la fragmentación de los pastizales en buen estado de conservación, sobre la dinámica poblacional de las aves de pastizales. Para futuros estudios sería interesante considerar la distribución espacial de los parches de pastizal con las características que favorecen la supervivencia de los nidos.

Por otra parte, se evaluaron los efectos del fuego como estrategia de manejo de los pastizales. Las transectas quemadas aumentaron los índices de diversidad de aves ya que se incorporaron especies de ambientes más abiertos o especies menos selectivas en cuanto a la altura del pastizal. El seguimiento de la evolución de las variables descriptoras de la vegetación evidenció una drástica disminución de la altura promedio al poco tiempo de ocurridos los incendios, recuperando los valores previos al fuego en la siguiente primavera, sin embargo, el coeficiente de variación disminuyó recién en la segunda primavera hasta valores similares a los previos al fuego, es decir que la homogeneidad de las alturas requirió mayor tiempo para su recuperación. El impacto inicial del fuego sobre las comunidades de aves de pastizal y su evolución hasta alcanzar valores de diversidad cercanos o superiores a los de las áreas no quemadas ha sido documentado por varios autores que coinciden en que la principal variable que determina esta respuesta de las comunidades de aves de pastizal es la aumento de la complejidad estructural y diversidad de la vegetación de la que dependen (Vickery y col. 2005, Zozaya y col. 2010, Watson y col. 2012). Asociaciones similares entre la estructura de la vegetación y las comunidades de aves se reportan en otros estudios realizados en hábitats pampeanos (Comparatore y col. 1996, Cueto y López de Casenave 1999, Isacch y Martínez 2001).

Respecto a la respuesta de las aves al fuego, la abundancia del Espartillero Enano acompañó el patrón de la altura promedio de la vegetación; sin embargo, la recuperación de los valores de abundancia no alcanzó los niveles pre fuego durante el tiempo estudiado (3 años).

Otros trabajos informaron plazos similares para que aves especialistas de pastizales vuelvan a hacer uso de pastizales que fueron quemados. Di Giacomo (2010) observó que en la tercera temporada de reproducción después de una quema prescrita el Yetapá de Collar (*Alectrurus risoralis*) no evitaba el parche quemado, lo que sugiere que para entonces se había vuelto tan atractivo como el no quemado. De manera similar, Petry y Krüger (2010) comentaron que los Tordos Amarillos (*Xanthopsar flavus*) regresaron a una marisma quemada para reproducirse solo cuando las plantas se desarrollaron lo suficiente y se recuperó la estructura de la marisma, lo que ocurrió tres temporadas de reproducción después del incendio. La Ratona Aperdizada mostró un patrón diferente lo cual podría deberse a una mayor plasticidad de esta especie en su uso del ambiente. Algunos autores han informado que la disponibilidad de artrópodos herbívoros aumenta en parches quemados recientemente (Warren y col. 1987, Swengel 2001, Shochat y col. 2005), lo que podría proporcionar alimento adicional para esta especie.

Azpiroz y Blake (2016) plantean que, si bien la distribución y la abundancia de las aves se asociaron con variables de vegetación, una cantidad sustancial de variación no explicada en el conjunto de datos de aves indicaría la influencia de otros factores importantes, que pueden incluir otras variables de estructura de vegetación no medidas y/o efectos de escala temporal y espacial. Esta consideración también puede ser tenida en cuenta para esta tesis. Un factor que se evidencia a mayor escala y afecta la presencia y abundancia de distintas especies de pastizal es la fragmentación espacial del hábitat (Herkert 1994, Vickery y col. 1994, Hansen y col. 2002). El impacto de la fragmentación puede ser visto como una combinación del hábitat remanente y el grado de aislamiento entre esos fragmentos de hábitat (Wilcove y col. 1986). Cuando el hábitat de una determinada especie está espacialmente subdividido, el grado de conectividad y el tamaño del parche constituyen una característica muy importante que afecta la presencia y abundancia de las especies (Dunning y col. 1992, Gustafson y Gardner 1996, With y col. 1997). La fragmentación del hábitat causa severos cambios bióticos y abióticos tales como la disrupción de las rutas de dispersión y migración, disminución total del hábitat, incremento en el efecto de

borde, disminución de la riqueza de especies y la reducción de la variabilidad genética (Oksanen y col. 1999, van Langevelde 2000, Schneider 2001). La reducción de los hábitats adecuados para una especie debida a la fragmentación puede resultar simplemente de una reducción del espacio para los territorios, sitios de nidificación y otros recursos críticos para las aves (Stephens y col. 2003). Los cambios en el tamaño de los parches, la proximidad entre ellos, y el incremento del efecto borde pueden afectar negativamente el éxito reproductivo, supervivencia, y migración de los individuos en el hábitat remanente (Rilstad 1991, Lawton 1995, Stephens y col. 2003). En este sentido, Pretelli y col. (2018) encontraron que la abundancia y riqueza de aves especializadas de pastizal fue menor en parches pequeños que en los parches grandes y que las relaciones especies-área de aves especialistas versus oportunistas de los pastizales pampeanos dependen de la matriz del paisaje circundante. Estos resultados concuerdan con Hamer y col. (2006), quienes encontraron que la riqueza de especies especialistas en pastizales de América del Norte estaba relacionada con atributos de la matriz del paisaje que pueden restringir sus movimientos.

Los resultados de esta tesis, junto con otros trabajos previos (Zalba y Cozzani 2004, Giordano y col. 2009, Isacch y Cardoni 2011) remarcan la dependencia de algunas especies de aves con pastizales sin ser alterados por la agricultura o la ganadería. A pesar del status de conservación de la Bahía de Samborombón, menos de un 15 % de su superficie corresponde a reservas naturales estrictas, siendo el resto tierras privadas que se destinan principalmente a la cría vacuna (Jacobo y Rodríguez 2012), por lo que es necesario incentivar la conservación de los pastizales en las áreas privadas. La conservación de la biodiversidad en agroecosistemas requiere de soluciones integradoras que atiendan tanto los requerimientos productivos como los de la vida silvestre circundante (Bilanca y col. 2018). Por lo tanto, a continuación de analizan recomendaciones para la conservación de los pastizales y su compatibilidad con los requerimientos de hábitat del Espartillero Enano y la Ratona Aperdizada.

## **6.2 Recomendaciones de manejo de los pastizales en el área**

En base a las conclusiones generales de esta tesis, a continuación, se discuten una serie de recomendaciones para la conservación de las aves estudiadas teniendo en cuenta las acciones de manejo en los campos ganaderos y en el Parque Nacional.

### *Campos ganaderos*

En lo que respecta a las tierras en manos privadas, en su mayor proporción realizan un manejo de pastoreo continuo con una carga que ronda las 0.7 vacas por hectárea (Miñarro y Marino 2013). Esta carga ganadera resulta muy alta para el Espartillero Enano y la Ratona Aperdizada de acuerdo con Codesido y Bilenca (2021), quienes plantean que con altas cargas ganaderas (0.8 vacas/ha) las abundancias de estas especies tienden a reducirse sustancialmente, mientras que con una baja carga animal (0.4 vacas/ha) se mantiene una estructura de la vegetación densa y alta (>70 cm) en el espartillar registrándose mayores abundancias de estas aves.

Existen diversas iniciativas para planificar el manejo ganadero acompañando a los productores hacia una ganadería más sustentable. En esta dirección, se ha propuesto el manejo ganadero denominado Pastoreo Controlado basado en el apotreramiento por ambientes y rotación del rodeo en función de las características ecológicas de los grupos funcionales del pastizal, y de los requerimientos del rodeo (Marino 2008, Jacobo y Rodríguez 2012). La “Guía de Buenas Prácticas Ganaderas para conservar la vida silvestre de las pampas” (Marino 2008) incluye técnicas para mejorar tanto la cantidad como la calidad del forraje de los pastizales como también su biodiversidad. Esta guía incentiva la producción de carne sobre la base forrajera que ofrecen los pastizales naturales, sumando al producto la cualidad de ser amigable con la

biodiversidad del pastizal. Los espartillares tienen baja calidad forrajera, por lo que su manejo con fines ganaderos emplea muchas veces la quema, que permite obtener un aumento notorio de la disponibilidad y calidad del forraje, como también el crecimiento de otras especies de mayor palatabilidad (Nasca 2001). En este contexto la guía recomienda realizar la quema en otoño, cuando termina el ciclo de crecimiento de la *Spartina densiflora*, para dar lugar a que germinen y se establezcan especies más palatables. Si bien el momento de las quemas es adecuado para no afectar a las aves nidificantes, esta acción de manejo puede ser perjudicial para las aves que requieran pastizales altos, en particular para el Espartillero Enano. Por otro lado la guía “Manejo de pastizales naturales para una ganadería sustentable en la Pampa Deprimida” (Jacobo y Rodríguez 2012), recomienda hacer las quemas en parches, por un lado, para controlar mejor el fuego ya que se evita quemar grandes extensiones, con el riesgo que conlleva este tipo de quemas, y por otro, para ofrecer hábitat apropiado para aves y mamíferos que necesitan refugio en pastos altos, mientras que los parches de pastos cortos ofrecen alimento de mejor calidad al ganado. Di Giacomo (2010) propone que la quema de pequeños fragmentos de pastizales permitiría mantener como refugio un mosaico de parches cercanos no quemados, facilitando así la colonización de parches quemados una vez que se recupere la vegetación, sugiriendo intervalos entre quemas mayores a dos años.

Otra estrategia recomendada es diversificar la producción hacia el turismo (Jacobo y Rodríguez 2012). En 2015 se estableció una reserva natural privada en el partido de General Lavalle: el refugio “Los Ñanduces - San Bernardo” (establecimientos linderos de 4816 ha). Este refugio conserva ambientes pampeanos de pastizal y bosques en la zona de Samborombón y realizan una actividad ganadera sustentable basada en la cría bovina sobre campo natural (Miñarro y Marino 2013).

### *Parque Nacional Campos del Tuyú*

El Plan de Gestión del Parque Nacional Campos del Tuyú 2018-2023 (Comité Interinstitucional y Equipo Técnico de APN 2018) plantea una serie de objetivos, entre los cuales se encuentran la protección de los humedales y la protección del Venado de las Pampas (*Ozotoceros bezoarticus*). La protección de los humedales tendrá una incidencia directa en las especies de aves estudiadas en esta tesis ya que incluye mejorar el estado de conservación de los humedales y propone como estrategia un ordenamiento ambiental del partido de General Lavalle y el desarrollo de herramientas y medidas jurídicas y políticas acordes con la protección de los humedales. También propone un seguimiento de la biodiversidad asociada a humedales (incluyendo aves) en el parque y su entorno con el fin de detectar cambios en su estado de conservación y establecer medidas.

Por otra parte, respecto a la protección del Venado de las Pampas, el plan de gestión propone ampliar las zonas de forraje para la población de venados, realizando manejo de pastizales en los espartillares y loma. Si bien los parches de forrajeo para el Venado podrían no ser aptos para las aves aquí identificadas como más susceptibles a los cambios en la estructura de la vegetación, sí podrían ser adecuados los parches de pastizal denso que requiere el venado como refugio. Por esto mismo resulta muy apropiado que el plan de gestión planee monitorear y evaluar el estado de conservación del pastizal pampeano empleando especies de aves de pastizal como indicadoras, siendo de vital importancia incluir al Espartillero Enano y la Ratona Aperdizada.

Rodríguez y col. (2016) diseñaron prácticas de manejo para mejorar la oferta forrajera para la alimentación del venado de las pampas que resultaron exitosas. Aplicaron cortes de la biomasa aérea a 25 cm de altura en parcelas de espartillar en el Parque Nacional cada 60 días entre octubre y mayo, y encontraron que la defoliación periódica del espartillar durante el

período de crecimiento de la especie dominante, *S. densiflora*, incrementó la contribución de los pastos invernales nativos y leguminosas de alto valor nutritivo. Si bien este tipo de manejo favorece al Venado de las Pampas, podría ser contraproducente para las especies de aves aquí estudiadas, aunque esto podría depender de la extensión y conectividad de los parches remanentes de pastizal alto. Por lo tanto, sería importante tener en cuenta estas variables en los monitoreos.

En síntesis, los datos aportados por este estudio no solo ayudan a comprender los factores ambientales que determinan la presencia y abundancia de las especies de aves en los pastizales salobres de la Bahía de Samborombón, sino que contribuyen además a entender los alcances que el impacto de las actividades humanas tiene sobre esta comunidad.

## REFERENCIAS

- Adam, P. 1990. Saltmarsh Ecology. Cambridge University Press: Cambridge, UK.
- Adam, P. 2002. Saltmarshes in a time of change. *Environmental Conservation*, 29: 31-61.
- Ahlering, M., Johnson, D. y L. Elliott. 2018. Land ownership and use influence grassland bird abundance: Grassland Birds on Public and Private Lands. *Journal of Wildlife Management*, 83: 343-355.
- Ahlering, M.A. y C.L. Merkord. 2016. Cattle grazing and grassland birds in the northern tallgrass prairie. *Journal of Wildlife Management*, 80: 643-654.
- Ammon E.M. y P.B. Stacey. 1997 Avian nest success in relation to past grazing regimes in a montane riparian system. *The Condor*, 99: 7-13.
- Anderson, D.R., Laake, J.L., Crain, B.R. y K.P. Burnham. 1979. Guidelines for line transect sampling of biological populations. *Journal of Wildlife Management*, 43: 70-78.
- Arnold, K.E., Ramsay, S.L., Henderson, L. y S.D. Larcombe. 2010. Seasonal variation in diet quality: antioxidants, invertebrates and blue tits *Cyanistes caeruleus*. *Biological Journal of the Linnean Society*, 99: 708-717.
- Askins, R.A. 1993. Population trends in grassland, shrubland, and forest birds in Eastern North American. *Current Ornithology*, 11: 1-34.
- Askins, R.A., Chavez-Ramirez. F., Dale, B.C., Haas, C.A., Herkert, J.R., Knopf, F.L., y P.D. Vickery. 2007. Conservation of grassland birds in North America: understanding ecological processes in different regions. *Ornithological Monographs*, 64:1-46.
- Azpiroz, A.B. 2000. Biología y conservación del Dragón (*Xanthopsar flavus*, Icteridae) en la Reserva de Biosfera Bañados del Este. PROBIDES, Rocha, Uruguay.
- Azpiroz, A.B. y J. Blake. 2016. Associations of grassland birds with vegetation structure in the Northern Campos of Uruguay. *The Condor*, 118. 12-23.
- Azpiroz, A.B., Isacch, J.P., Dias, R.A., Di Giacomo, A.S., Fontana, C.S. y C.M. Palarea. 2012. Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *Journal of Field Ornithology*, 83: 217-246.
- Azpiroz, S.B, y J.G. Blake. 2009. Avian assemblages in altered and natural grasslands in the northern campos of Uruguay. *The Condor*, 111: 21-35.

Bahia, R. y S. Zalba. 2019. Changes in grassland bird communities and breeding success after a fire in the Argentinian Pampas. *Biodiversity and Conservation*, 28: 3767-3786.

Baldi, G. y J.M. Paruelo. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society*, 13. <http://www.jstor.org/stable/26267957>.

Bardgett, R., Bullock, J., Lavorel, S., Manning, P., Schaffner, U., Ostle, N., Chomel, M., Durigan, G., Fry, E., Johnson, D., Lavallee, J., Le Provost, G., Luo, S., Png, K., Sankaran, M., Hou, X., Zhou, H., Ma, L., Ren, W. y H. Shi. 2021. Combatting global grassland degradation. *Nature Reviews Earth and Environment*, 2: 720-735.

Barros, V. 1998. Evaluación de la vulnerabilidad de la costa argentina al ascenso del nivel del mar. Proyecto ARG/95/G/31 - PNUD - SECYT. 68 pp.

Barros, V. 2004. El cambio climático global, Editorial Del Zorzal, Buenos Aires, Argentina.

Barton, K. 2020. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.43.17. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>

Batáry, P., Winkler, H. y A. Báldi. 2004. Experiments with artificial nests on predation in reed habitats. *Journal of Ornithology*, 145: 59-63.

Benton, T.G., Bryant, D.M., Cole, L. y H.Q. Crick 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: A historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*, 39: 673-687.

Best, L.B., Campa, H., Kemp, K.E., Robel, R.J., Ryan, M.R., Savidge, J.A., Weeks, H.P. y S.R. Winterstein. 1997. Bird abundance and nesting in CRP fields and cropland in the Midwest: a regional approach. *Wildlife Society Bulletin*, 25: 864-877.

Bibby, C.J., Burgess, N.D. y D.A. Hill. 1992. Bird Census Techniques. Harcourt Brace and Company Publishers, New York.

Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A. y S.H. Mustoe. 2000. *Bird census techniques*. Academic Press, Londres.

Bilenca, D. y F. Miñarro. 2004. Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVP) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil, Buenos Aires, Fundación Vida Silvestre Argentina.

Bilenca, D., Codesido, M., Abba, A., Corriale, M., González Fischer, C., Pérez Carusi, L. y E. Zufiaurre. 2018. Conservación de la biodiversidad en sistemas pastoriles. Buenas prácticas para una ganadería sustentable de pastizal. Kit de extensión para las Pampas y Campos. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

Biondini, M.E., Patton, B.D. y P.E. Nyren. 1998. Grazing intensity and ecosystem processes in a northern mixed-grass prairie, USA. *Ecological Applications*, 8: 469-479.

Blanchet, F.G., Legendre, P. y D. Borcard. 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology*, 89: 2623-2632.

Bock, C.E., Bock, J.H. y M.C. Grant. 1992. Effects of bird predation on grasshopper densities in an Arizona grassland. *Ecology*, 73: 1706-1717.

Bollinger, E.K. y T.A. Gavin. 1989. The effect of site quality onbreeding-site fidelity in Bobolinks. *The Auk*, 106: 584-594.

Bonnet, X., Bradshaw, D., Shine, R. y D. Pearson. 1999. Why do snakes have eyes? The (non-) effect of blindness in island tiger snakes (*Notechis scutatus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 46: 267-272.

Borcard, D., Legendre, P. y P. Drapeau. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73: 1045-1055.

Bortolus, A. 2006. The austral cordgrass *Spartina densiflora* Brong.: its taxonomy, biogeography and natural history. *Journal of Biogeography*, 33: 158-168.

Bosc, C., Roets, F., Hui, C. y A. Pauw. 2018. Interactions among predators and plant specificity protect herbivores from top predators. *Ecology*, 99: 1602-1609.

Brandolin, P., Blendinger, P. y J. Cantero. 2016. From relict saline wetlands to new ecosystems: changes in bird assemblages. *Ardeola*, 63: 329-348.

Brawn, J.D., Robinson, S.K., y F.R. Thompson III. 2001. The role of disturbance in the ecology and conservation of birds. *Annual review of Ecology and Systematics*, 32: 251-276.

Bray, J.R. y Curtis, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349.

Brennan, L.A. y W.P. Kuvlesky, Jr. 2005. North American grassland birds: an unfolding conservation crisis? *Journal of Wildlife Management*, 69: 1-13.

Briske, D.D., Derner, J.D., Milchunas, D.G. y K.W. Tate. 2011. An evidence-based assessment of prescribed grazing practices. En: D.D. Briske (Ed.). *Conservation benefits of rangeland practices: assessment, recommendations, and knowledge gaps* (pp. 23-74). United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, Washington, D.C., USA.

Briske, D.D., Joyce, L.A., Polley, H.W., Brown, J.R., Wolter, K., Morgan, J.A., McCarl, B.A. y D.W. Bailey. 2015. Climate-change adaptation on rangelands: Linking regional exposure with diverse adaptive capacity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13: 249-256.

Brown, V.K. 1991. The importance of habitat structure in the maintenance of insect's species diversity En: F.D. Pineda, M.A. Casado, M.J. de Miguel y J. Montalvo (Eds.). *Diversidad biológica*, (pp. 49-55). Editorial Centro de Estudios Ramón Areces S.A., Madrid.

Bucher, E.H. y M. Nores. 1988. Present status of birds in steppes and savannas of northern and central Argentina. *ICBP Technical Publication*, 7: 71-79.

Buffington, M.L. y R.A. Redak. 1998. A comparison of vacuum sampling versus sweep-netting for arthropod biodiversity measurements in California coastal sage scrub. *Journal of Insect Conservation*, 2: 99-106.

Burkart, R., Barbaro, N., Sanchez, O. y D. Gomez (Eds.). 1999. Eco-regiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales y Programa de Desarrollo Institucional Ambiental, Buenos Aires, Argentina.

Burnham, K.P. y D.R. Anderson. 2002. Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. Segunda edición, Springer-Verlag, New York.

Cabanis, J. 1850. Genus Cistothorus. En J. del Hoyo, A. Elliott y J. Sargata (Eds.). *Handbook of the birds of the world. Volumen 10: Cuckoo-shrikes to Thrushes* (pp. 412-413). Lynx Ediciones. Barcelona, España.

Cabrera, A.L. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 14: 1-42.

Cagnolo, L., Molina, S.I. y G.R. Valladares. 2002. Diversity and guild structure of insect assemblages under grazing and exclusion regimes in a montane grassland from Central Argentina. *Biodiversity and Conservation*, 11: 407-420.

Cagnoni, M.A. 1999. Espartillares de la costa bonaerense de la república argentina. Un caso de humedales costeros. En: A.I. Malvárez (Ed.), *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*. (pp. 51-67). UNESCO, Montevideo.

Cagnoni, M.A. y A. Faggi. 1993. La vegetación de la Reserva de Vida Silvestre Campos del Tuyú. *Parodiana*, 8:101-112.

Canepuccia, A.D., Fanjul, M.S., Fanjul, E., Botto, F., y O.O. Iribarne. 2008. The intertidal burrowing crab *Neohelice* (=*Chasmagnathus*) granulata positively affects foraging of rodents in south western Atlantic salt marshes. *Estuaries and Coasts*, 31: 920-930.

Canziani, P.O., Fernandez Cirelli, A., Codignotto, J.O., Gimenez, J.C., Giraut, M.A. y A. Volpedo. 2013. Análisis de vulnerabilidad al Cambio Climático del Sitio Ramsar Bahía Samborombón y su zona de influencia. En: *Aportes para abordar la adaptación al cambio climático en la Bahía Samborombón*. (pp. 1-171). Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

Cardoni, D.A. 2011. Adaptaciones evolutivas y respuestas a la actividad antrópica de aves de marismas del Atlántico sudoccidental: un análisis a diferentes escalas temporales. [Tesis Doctoral], UNMDP. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.

Cardoni, D.A., Greenberg, R., Maldonado, J.E. y J.P. Isacch. 2013. Morphological adaptation to coastal marshes in spite of limited genetic structure in the Neotropical passerine *Spartonoica maluroides* (Aves: Furnariidae). *Biological Journal of Linnaean Society*, 109: 78-91.

Cardoni, D.A., Isacch, J.P. y O. Iribarne. 2007. Indirect effects of the burrowing crab (*Chasmagnathus granulatus*) in the habitat use of salt marsh birds. *Estuaries and Coasts*, 30: 382-389.

Cardoni, D.A., Isacch, J.P. y O. Iribarne. 2012. Effects of cattle grazing and fire on the abundance, habitat selection, and nesting of the Bay-capped Wren-spinetail (*Spartonoica maluroides*) in coastal saltmarshes of the Pampa region. *The Condor*, 114: 1-9

Cardoni, D.A., Isacch, J.P. y O. Iribarne. 2015. Avian responses to varying intensity of cattle production in *Spartina densiflora* saltmarshes of South-Eastern South America. *Emu*, 115: 12-19.

Cardoni, D.A., Isacch, J.P., Fanjul, M.E., Escapa, M. y O. Iribarne, O. 2011. Relationship between anthropogenic sewage discharge, marsh structure and bird assemblages in a SW Atlantic salt marsh. *Marine Environmental Research*, 71: 122-130.

Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R., Duckworth, J.C. y M. Shrubb. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, 37: 771-788.

Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K. y A.M. Ellison. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84: 45-67.

Chape, S., Spalding, M. y M.D. Jenkins. 2008. The world's protected areas. Prepared by the UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press. Berkeley. USA.

Chase, M.K. 2002. Nest site selection and nest success in a song sparrow population: the significance of spatial variation. *The Condor*, 104: 103-116.

Chen, X., Thompson, M.B. y C.R. Dickman. 2004. Energy density and its seasonal variation in desert beetles. *Journal of Arid Environments*, 56: 559-567.

Clakson, B.R. 1977. Vegetation recovery following fire in two Waikato peatlands at Whangamarino and Moanatuatua. *New Zealand Journal of Botany*, 35: 167-179.

Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.

Codesido, M. y D.N. Bilenca. 2021. Influencia de la intensidad de pastoreo sobre ensambles de aves en espartillares de la Bahía de Samborombón, Argentina.

Codesido, M. y R.M. Fraga. 2009. Distributions of threatened grassland passerines of Paraguay, Argentina and Uruguay, with new locality records and notes on their natural history and habitat. *Ornitología Neotropical*, 20: 585-595.

Codesido, M., González-Fischer, C.M. y D.N. Bilenca. 2011. Distributional changes of landbird species in agroecosystems of central Argentina. *The Condor*, 113: 266-273.

Cody, M. L. 1985. Habitat selection in birds. Academic Press, San Diego, USA.

Collar, N.J., Crosby, M.J. y A.J. Stattersfiel. 1994. Birds to watch 2: the world list of threatened birds. BirdLife International, Cambridge, UK.

Collar, N.J., Gonzaga, L.P., Krabbe, N., Modroño Nieto, A., Naranjo, L.G., Parker, T.A. III y D.D. Wedge. 1992. Threatened Birds of the Americas. The ICBP/IUCN Red Data Book. Tercera edición, Part 2. Int. Council Bird Preserv. Cambridge, U. K.

Colombelli-Négrel, D. y S. Kleindorfer. 2009. Nest height, nest concealment, and predator type predict nest predation in superb fairy-wrens (*Malurus cyaneus*). *Ecological Research*, 24: 921-928.

Comité Interinstitucional y Equipo Técnico de la Administración de Parques Nacionales. 2008. Plan de manejo del parque nacional Campos del Tuyú. Administración de Parques Nacionales, Argentina.

Comité Interinstitucional y Equipo Técnico de la Administración de Parques Nacionales. 2018. Plan de manejo del parque nacional Campos del Tuyú. Administración de Parques Nacionales, Argentina.

Comparatore, V.M., Martínez, M.M., Vasallo, A.I., Barg, M. y J.P. Isacch. 1996. Abundancia y relaciones con el hábitat de aves y mamíferos en pastizales de *Paspalum quadrifarium* (paja colorada) manejados con fuego (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Interciencia*, 21: 228-237.

Cooper, R.J. y R.C. Whitmore. 1990. Arthropod sampling methods in ornithology. Avian foraging: theory, methodology and applications. *Studies in Avian Biology*, 13: 29-37.

Costa, C.S.B., Iribarne, O.O. y J.M. Farina. 2009. Human impacts and threats to the conservation of South American salt marshes. En: B.R. Silliman, E.D. Grosholz y M.D. Bertness (Eds.). *Human impacts on salt marshes. A global perspective* (pp. 337-359). University of California Press, Los Angeles, USA.

Cozzani, N. 2010. Efectos del pastoreo sobre el éxito de cría de aves de pastizal pampeano. [Tesis Doctoral], Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. <https://repositoriodigital.uns.edu.ar/bitstream/handle/123456789/2098/Tesis%20Doctor%20en%20Biología%20-%20Natalia%20Cozzani%202010.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Cozzani, N. y S.M. Zalba. 2012. Depredadores de nidos en pastizales del Parque Provincial Ernesto Tornquist (Provincia de Buenos Aires, Argentina), su importancia relativa bajo distintas intensidades de pastoreo. *El Hornero*, 27: 137-148.

Cueto, V.R. y J. López de Casenave. 1999. Determinants of bird species richness: role of climate and vegetation structure at a regional scale. *Journal of Biogeography*, 26: 487-492.

Daghfous, G., Smargiassi, M., Libourel, P.A., Wattiez, R. y V. Bels 2012. The function of oscillatory tongue-flicks in snakes: insights from kinematics of tongue-flicking in the banded water snake (*Nerodia fasciata*). *Chemical Senses*, 37: 883-896.

Davis, S.K. 2005. Nest-site selection patterns and the influence of vegetation on nest survival of mixed-grass prairie passerines. *The Condor*, 107: 605-616.

Davis, S.K. y S.G. Sealy. 2000. Cowbird parasitism and nest predation in fragmented grasslands of southwestern Manitoba. En: J.N.M. Smith, T. L. Cook, S.I. Rothstein, S.K. Robinson y S.G. Sealy (Eds.). *Ecology and management of cowbirds and their hosts: studies in the conservation of North American passerine birds*, (pp. 220-228). University of Texas Press, Austin, TX, USA.

Davis, S.K., Duncan, D.C. y M. Skeel. 1999. Distribution and habitat associations of three endemic grassland songbirds in southern Saskatchewan. *The Wilson Bulletin*, 111: 389-396.

Deblauwe, I. y G.P.J. Janssens. 2008. New insights in insect prey choice by chimpanzees and gorillas in southeast Cameroon: the role of nutritional value. *American Journal of Physical Anthropology*, 135: 42-55.

Dechant, J.A., Sondreal, M.L., Johnson, D.H., Igl, L.D., Goldade, C.M., Parkin, B.D. y B.R. Euliss. 2002. Effects of Management Practices on Grassland Birds: Sedge Wren. *USGS Northern Prairie Wildlife Research Center*. 137.

Del Hoyo, J., Elliott, A. y J. Sargatal. 1992. Handbook of the Birds of the World. Lynx Ediciones. Barcelona, España.

Dennis, P., Skartveit, J., McCracken, D.I., Pakeman, R.J., Beaton, K., Kunaver, A. y D.M. Evans. 2008. The effects of livestock grazing on foliar arthropods associated with bird diet in upland grasslands of Scotland. *Journal of Applied Ecology*, 45: 279-287.

Dennis, P., Young, M.R. y C. Bentley. 2001. The effects of varied grazing management on epigaeal spiders, harvestmen and pseudoscorpions of *Nardus stricta* grassland in upland Scotland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 86: 39-57.

Dennis, P., Young, M.R. y I.J. Gordon. 1998. Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grasslands. *Ecological Entomology*, 23: 253-264.

Dennis, P., Young, M.R., Howard, C.L. y I.J. Gordon. 1997. The response of epigeal beetles (Col. Carabidae, Staphylinidae) to varied grazing regimes on upland *Nardus stricta* grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 34: 433-443.

Denslow, J.S. 1985. Disturbance mediated coexistence of species. En: S.T.A. Pickett y P.S. White (Eds.) *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. (pp. 307-323). Academic Press, Orlando, Florida.

Derner, J.D., Lauenroth, W.K., Stapp, P. y D.J. Augustine. 2009. Livestock as ecosystem engineers for grassland bird habitat in the western Great Plains of North America. *Rangeland Ecology and Management*, 62: 111-118.

Di Bella, C.E., Rodríguez, A.M., Jacobo, E., Golluscio, R.A. y M.A. Taboada. 2015. Impact of cattle grazing on temperate coastal salt marsh soils. *Soil Use Manage*, 31: 299-307.

Di Giacomo, A.G., Di Giacomo, A.S. y J.C. Reboreda. 2011. Effects of grassland burning on reproductive success of globally threatened Strange-tailed Tyrants *Alectrurus risora*. *Bird Conservation International*, 21: 411-422.

Di Giacomo, A.S. (Ed.). 2005. Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Temas de Naturaleza y Conservación. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, Argentina.

Di Giacomo, A.S. 2010. Ecología y conservación del Yetapá de Collar (*Alectrurus risora*, Tyrannidae) [Tesis Doctoral]. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. [https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/tesis/tesis\\_n4713\\_DiGiacomo.pdf](https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/tesis/tesis_n4713_DiGiacomo.pdf)

Dias, R.A., Bastazini, V.A.G. y A.T. Gianuca. 2014. Bird-habitat associations in coastal rangelands of southern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 104: 200-208.

Dion, N., Hobson, K.A. y S. Larivière. 2000. Interactive effects of vegetation and predators on the success of natural and simulated nests of grassland songbirds. *The Condor*, 102: 629-634.

Donald, P.F., Green, R.E. y M.F. Heath. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London: Biological Sciences*, 268: 25-29.

Dufrêne, M. y P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.

Dunning, J.B., Danielson, B.J. y H.R. Pullian. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 65: 169-175.

Esselink, P., Zijlstra, W., y K.S. Dijkema. 2000. The effects of decreased management on plant-species distribution patterns in a salt marsh nature reserve in the Wadden Sea. *Biological Conservation*, 93: 61-76.

Faanes, C.A. 1981. Birds of the St. Croix River Valley: Minnesota and Wisconsin. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C.

Fahrig, L. y I. Jonsen. 1998. Effect of habitat patch characteristics on abundance and diversity of insects in an agricultural landscape. *Ecosystems*, 1: 197-205

Fernández, G.J., Beade, M.S., Pujol, E.M. y M.E. Mermoz. 2004. Plan de manejo de la Reserva de Vida Silvestre "Campos del Tuyú". General Lavalle, Provincia de Buenos Aires. Estrategias para la conservación y recuperación del venado de las pampas en la Reserva de Vida Silvestre "Campos del Tuyú". 144 pp.

Fernández, G.J., Posse, G., Ferretti, V. y F.M. Gabelli. 2003. Bird-habitat relationship for the declining Pampas meadowlark populations in the southern Pampas grasslands. *Biological Conservation*, 115: 139-148.

Ferrelli, F. 2012. La sequía 2008-2009 en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ecosistemas*, 21: 235-238.

Fidalgo, F., De Francesco, F.O. y U.R. Colado. 1973. Geología superficial en hojas Castelli, J.M. Cobo y Monasterio, Prov. de Buenos Aires. *V Congreso Geológico Argentino*, 4: 27-39.

Filloy, J. y M.I. Bellocq. 2007. Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120: 291-298.

Fisher, R. y S.K. Davis. 2010. From Wiens to Robel: A review of grassland-bird habitat selection. *Journal of Wildlife Management*, 74: 265-273.

Flaspohler, D.J., Temple, S.A. y R.N. Rosenfield. 2001. Species-specific edge effects on nest success and breeding bird density in a forested landscape. *Ecological Applications*, 11: 32-46.

Fleischner, T.L. 1994. Ecological costs of livestock grazing in western North America. *Conservation Biology*, 8: 629-644.

Fondell, T.F., y I.J. Ball. 2004. Density and success of bird nests relative to grazing on western Montana grasslands. *Biological conservation*, 117: 203-213.

Fox, J. y S. Weisberg. 2019. An R Companion to Applied Regression, Tercera edición. Sage, Thousand Oaks CA. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>.

Fraga, R.M. 2003. Distribution, natural history and conservation of the Black-and-white Monjita (*Heteroxolmis dominicana*) in Argentina, a species vulnerable to extinction. *Ornitología Neotropical*, 14: 145-156.

Fraga, R.M., Casañas, H. y G. Pugnali. 1998. Natural history and conservation of the endangered Saffron-cowled Blackbird *Xanthopsar flavus* in Argentina. *Bird Conservation International*, 8: 255-267.

Frenguelli, J. 1950. Rasgos generales de la morfología y de la geología de la Provincia de Buenos Aires. Min. Obras Públicas, Laboratorio de Ensayo de Materiales, 2: 3-72.

Fuhlendorf, S.D. y D.M. Engle. 2001. Restoring heterogeneity on rangelands: ecosystem management based on evolutionary grazing patterns. *BioScience*, 51: 625-631.

Gabelli, F.M., Fernández, G.J., Ferretti, V., Posse, G., Coconier, E., Gaviero, H., Llambías, P.E., Peláez, I., Vallés, M.L. y P.L. Tubaro. 2004. Population status and distribution of the endangered Pampa's Meadowlark *Sturnella defilippii* at Southern Pampas Grasslands. *Oryx*, 38: 1-7.

Gibson, C.W.D., Brown, V.K., Losito, L. y G. McGavin. 1992. The response of invertebrate assemblies to grazing. *Ecography*, 15: 166-176.

Gibson, D. 2009. Grasses and grassland ecology. Oxford University Press.

Giordano, P.F., Navarro, J.L. y M.B. Martella. 2009. Building large-scale spatially explicit models to predict the distribution of suitable habitat patches for the Greater Rhea (*Rhea americana*), a near-threatened species. *Biological Conservation*, 143: 357-365.

Gonnet, J.M. 2001. Influence of cattle grazing on population density and species richness of granivorous birds (Emberizidae) in the arid plain of the Monte, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 48: 569-579.

Graveland, J. y R. Van Der Wal. 1996. Decline in snail abundance due to soil acidification causes eggshell defects in forest passerines. *Oecologia*, 105: 351-360.

Graveland, J. y T. van Gijzen. 1994. Arthropods and sedes are not sufficient as calcium sources for shell formation and skeletal growth in passerines. *Ardea*, 82: 299-314.

Greenberg, R., Cardoni, A., Ens, B., Gan, X., Isacch, J., Koffijberg, K., y R. Loyn. 2014. The distribution and conservation of birds of coastal salt marshes. En B. Maslo y J. Lockwood (Eds.), *Coastal Conservation* (Conservation Biology, pp. 180-242). Cambridge: Cambridge University Press.

Gregory, R. D., Gibbons, D.W. P.F. Donald. 2004. Bird census and survey techniques. En W. J. Sutherland, I. Newton y R. Green, eds. *Bird ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford: Oxford University Press.

Grzybowski, J.A. 1983. Sociality of grassland birds during winter. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 13: 211-219.

Gustafson, E.J. y R.H. Gardner. 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology*, 77: 94-107.

Hamer, T.L., Flather, C.H. y B.R. Noon. 2006. Factors associated with grassland bird species richness: the relative roles of grassland area, landscape structure, and prey. *Landscape Ecology*, 21: 569-583.

Hansen, A.J., Rasker, R., Maxwell, B., Rotella, J.J., Johnson, J., Wright Parmenter, A., Langner, U., Cohen, W., Lawrence, R. y M.V. Kraska. 2002. Ecological causes and consequences of demographic change in the New West. *BioScience*, 52: 151-168.

Henwood, W.D. 2010. Toward a strategy for the conservation and protection of the world's temperate grasslands. *Great Plains Research*, 20: 121-134.

Herkert J.R., Reinking, D.L., Wiedenfeld, D.A., Winter, M., Zimmerman, J.L., Jensen, W.E., Finck, E.J., Koford, R.R., Wolfe, D.H., Sherrod, S.K., Jenkins, M.A., Faaborg, J. y S.K. Robinson. 2003. Effects of prairie fragmentation on the nest success of breeding birds in the midcontinental United States. *Conservation Biology*, 17: 587-594.

Herkert, J., Kroodsma, D. y J. Gibbs. 2001. Sedge Wren (*Cistothorus platensis*). *Birds of North America Online*, 582: 1-20. <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/582>.

Herkert, J.R. 1994. The effects of habitat fragmentation on the Midwestern grassland bird communities. *Ecological Applications*, 4: 461-471.

Heyman, E. y B. Gunnarsson. 2011. Management effect on bird and arthropod interaction in suburban woodlands. *BMC Ecology*, 11: 1-8.

Hill, M.O. y H.G. Gauch. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetation*, 42: 47-58.

Hoekman, S.T., Ball, I.J. y T.S. Fondel. 2002. Grassland birds orient nests relative to nearby vegetation. *The Wilson Bulletin*, 114: 450-456.

Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H. y C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*, 8: 23-29.

Holechek, J.L., Pieper, R.D. y C.H. Herbel. 2011. Range management principles and practices. Sexta edición. Pearson/Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.

Hooks, C.R., Pandey, R.R. y M.W. Johnson. 2003. Impact of avian and arthropod predation on lepidopteran caterpillar densities and plant productivity in an ephemeral agroecosystem. *Ecological Entomology*, 28: 522-532.

Houston C.S. y J.K. Schmutz. 1999. Changes in bird populations on Canadian grasslands. *Studies in Avian Biology*, 19: 87-94.

Hovick, T.J., Elmore, R.D., Fuhlendorf, S.D., Engle, D.M., y R.G. Hamilton. 2014. Spatial heterogeneity increases diversity and stability in grassland bird communities. *Ecological Applications*, 25: 662-672.

Hsieh, T.C., Ma, K.H. y A. Chao. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology & Evolution*, 7: 1451-1456.

Hunter, M.D. y P.W. Price. 1992. Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology*, 73: 724-732.

Hutto, R.L. 1990. Measuring the availability of food resources. Avian foraging: theory, methodology and applications. *Studies in Avian Biology*, 13: 20-28.

Isacch J.P., Costa, C.S.B., Rodríguez-Gallego, L., Conde, D., Escapa, M., Gagliardini, D.A. y O.O. Iribarne. 2006. Distribution of saltmarsh plant communities associated with environmental factors along a latitudinal gradient on the south-west Atlantic coast. *Journal of Biogeography*, 33: 888-900.

Isacch, J.P. y D.A. Cardoni. 2011. Different grazing strategies are necessary to conserve endangered grassland birds in short and tall salty grasslands of the flooding Pampas. *The Condor*, 113: 724-734.

Isacch, J.P. y M.M. Martínez. 2001. Estacionalidad y relaciones con la estructura del hábitat de la comunidad de aves de pastizales de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) manejados con fuego en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical*, 12: 345-354.

Isacch, J.P., Cardoni, D.A. y O.O. Iribarne. 2014. Diversity and habitat distribution of birds in coastal marshes and comparisons with surrounding upland habitats in southeastern South America. *Estuaries and Coasts*, 37: 229-239.

Isacch, J.P., Holz, S., Ricci, L. y M.M. Martínez. 2004. Post-fire vegetation change and bird use of a salt marsh in coastal Argentina. *Wetlands*, 24: 235-243.

IUCN. 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-1. <https://www.iucnredlist.org>. [Acceso: 30 de noviembre de 2022].

Jacobo, E. y A. Rodríguez. 2012. Manejo de pastizales naturales para una ganadería sustentable en la Pampa Deprimida: buenas prácticas para una ganadería sustentable de pastizal. Fundación Vida Silvestre Argentina/ Aves Argentinas, Buenos Aires.

Jefferies, M. 2022. Evaluación de las variables determinantes de la probabilidad de depredación de nidos de la Ratona Aperdizada (*Cistothorus platensis*) [Tesis Doctoral]. Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza.

Joern, A. 1986. Experimental study of avian predation on coexisting grasshopper populations (Orthoptera: Acrididae) in a sandhills grassland. *Oikos*, 46: 243-249.

Johnson, J.B. y K.S. Omland. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, 19: 101-108.

Johnson, M.D., Kellermann, J.L. y A.M. Stercho. 2010. Pest reduction services by birds in shade and sun coffee in Jamaica. *Animal Conservation*, 13: 140-147

Kaspari, M. y A. Joern. 1993. Prey choice by three insectivorous grassland birds: reevaluating opportunism. *Oikos*, 68: 414-430.

Kellermann, J.L., Johnson, M.D., Stercho, A.M. y S.C. Hackett. 2008. Ecological and economic services provided by birds on Jamaican Blue Mountain coffee farms. *Conservation Biology*, 22: 1177-1185.

Knopf, F.L. 1994. Avian assemblages on altered grasslands. *Studies in Avian Biology*, 15: 247-257.

Knopf, F.L. 1996. Prairie legacies-birds. En F.B. Samson and F.L. Knopf (Eds.). *Prairie conservation: preserving North America's most endangered ecosystem*. (pp. 135-148) Island Press, Washington, D.C., USA.

Knopf, F.L. y J.R. Rupert. 1999. Use of cultivated fields by breeding Mountain Plovers in Colorado. *Studies in Avian Biology*, 19: 81-86.

Koford, R.R. 1999. Density and fledging success of grassland birds in conservation reserve program fields in North Dakota and Westcentral Minnesota. *Studies in Avian Biology*, 19: 187-195.

Koh, L.P. 2008. Birds defend oil palms from herbivorous insects. *Ecological Applications*, 18: 821-825.

Krapovickas, S.K. y A.S. Di Giacomo. 1998. Conservation of Pampas and Campos grasslands in Argentina. *Parks*, 8: 47-53.

Krebs, C.J. 1989. *Ecological methodology*. Harper and Row, Publisher, New York.

Kruskal, J.B. 1964. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika*, 29: 115-129.

Lanctot, R.B., Blanco, D.E., Dias, R.A., Isacch, J.P., Gill, V.A., Almeida, J.B., Delhey, Petracchi, K., Glayson, P.F., Bencke, A. y R.A. Balbueno. 2002. Conservation Status of the Buff-Breasted Sandpiper: Historic and Contemporary Distribution and Abundance in South America. *The Wilson Bulletin*, 114: 44-72.

Lawton, J.H. 1995. Ecological experiments with model systems. *Science*, 269: 328-331.

Legendre, P. y L. Legendre. 1998. *Numerical Ecology*, 2nd English ed. Elsevier.

- Legendre, P. y L. Legendre. 2012. Numerical Ecology. Oxford, Inglaterra, UK.
- Legendre, P., Borcard, D. y P.R. Peres-Neto. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75: 435-450.
- León, R.J.C., Rusch, G.M. y M. Oesterheld. 1984. Pastizales pampeanos-impacto agropecuario. *Phytocoenologia*, 12: 201-218.
- Lima, S. 1993. Ecological and evolutionary perspectives on escape from predatory attack: A survey of North American birds. *The Wilson Bulletin*, 105: 1-47.
- Llambías, P., Ferretti, V., Cardoni, D. y J. Maldonado. 2009. Breeding Success and Social Mating System of the Bay-capped Wren-Spinetail (*Spartonoica maluroides*). *The Wilson Journal of Ornithology*, 121: 803-807.
- López-Lanús, B. 2020. Guía Audiornis de las aves de Argentina, fotos y sonidos; Identificación por características contrapuestas y marcas sobre imágenes. Edición de Campo. Audiornis Producciones. Buenos Aires, Argentina.
- Maas, B., Karp, D.S., Bumrungsri, S., Darras, K., Gonthier, D., Huang, J.C., Lindell, C.A., Maine, J.J., Mestre, L., Michel, N.L., Morrison, E.B., Perfecto, I., Philpott, S.M., Şekercioğlu, Ç.H., Silva, R.M., Taylor, P.J., Tscharntke, T., Van Bael, S.A., Whelan, C.J. y K. Williams-Guillén. 2016. Bird and bat predation services in tropical forests and agroforestry landscapes. *Biological Reviews*, 91: 1081-1101.
- Mac Arthur, R.H. y J.W. Mac Arthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology*, 42: 594-598.
- Madanes, N., Fischer, S. y R. Vicari. 2007. Fire effects on a *Spartina densiflora* salt marsh in the floodplain of the Paraná River, Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80: 187-199.
- Marini, M.A. y C. Melo. 1998. Predators of quail eggs, and the evidence of the remains: implications for nest predation studies. *The Condor*, 100: 395-399.
- Marino, G.D. 2008. Buenas prácticas ganaderas para conservar la vida silvestre de las pampas: una guía para optimizar la producción y conservar la biodiversidad de los pastizales de la Bahía Samborombón y la Cuenca del Río Salado. Con la coordinación de F. Miñarro y G. Stamatti y las colaboraciones de M. Beade, E. Jacobo, C. Marull, A. Rodríguez y M. Uhart. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires. Coeditado con la Fundación Vida Silvestre Argentina y BirdLife International.
- Martin, T.E. 1993. Nest predation and nest sites. *BioScience*, 43: 523-532.
- Martin, T.E. 1998. Are microhabitat preferences of coexisting species under selection and adaptive. *Ecology*, 79: 656-670.

Matteucci, S. y A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Monografía N° 23, Colección de Monografías científicas. Organización de los Estados Americanos. Washington, D.C., USA.

MAyDS y AA (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable y Aves Argentina). 2017. *Categorización de las Aves de la Argentina (2015)*. Informe del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y de Aves Argentinas, edición electrónica. C. A. Buenos Aires, Argentina. 147 pp.

McCarty, J.P. y D.W. Winkler. 1999. Foraging ecology and diet selectivity of tree swallows feeding nestlings. *The Condor*, 101: 246-254.

McGeoch, M.A. y S.L. Chown. 1998. Scaling up the value of bioindicators. *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 46-47.

McGeoch, M.A., Van Rensburg, B.J. y A. Botes. 2002. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology*, 39: 661-672.

Meserve, P.L., Kelt, D.A., Milstead, W.B. y J.R. Gutiérrez. 2003. Thirteen years of shifting top-down and bottom-up control. *BioScience*, 53: 633-646.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystem and human well-being: current state and trends. World Resources Institute. Washington DC.

Miñarro F. y Marino, G.D. (Eds). 2013. Ganadería Sustentable de Pastizal. Producir y conservar es posible. Aves Argentinas y Fundación Vida Silvestre Argentina.

Minchin, P.R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio*, 69: 89-107.

Morris, M.G. 1978. Grassland management and invertebrate animals - a selective review. *Scientific Proceedings of the Royal Dublin Society*, A6: 247-257.

Morris, M.G. 1979. Responses of grassland invertebrates to management by cutting. I. Species diversity of Hemiptera. *Journal of Applied Ecology*, 16: 77-98.

Morris, M.G. 2000. The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation*, 95: 129-142.

Morris, M.G. y R. Plant. 1983. Responses of grassland invertebrates to management by cutting. V. Changes in Hemiptera following cessation of management. *Journal of Applied Ecology*, 20: 157-177.

Murphy, M.T. 2003. Avian population trends within the evolving agricultural landscape of eastern and central United States. *The Auk*, 120: 20-34.

Naef-Daenzer, L., Naef-Daenzer, B. y R.G. Nager. 2000. Prey selection and foraging performance of breeding great tits *Parus major* in relation to food availability. *Journal of Avian Biology*, 31: 206-214.

Narosky, T. y A.G. Di Giacomo. 1993. Las aves de la provincia de Buenos Aires, distribución y estatus. Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires.

Nasca, P.B. 2001. Fuego prescripto: efecto sobre la estructura y dinámica del espartillar de *Spartina densiflora* y su uso como herramienta de manejo para la conservación del venado de las Pampas. [Tesis de Licenciatura]. Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R. B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoecs, E. y H. Wagner, H. 2020. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Oksanen, T., Schneider, M., Rammul, Ü., Hambäck, P.A. y M. Aunapuu. 1999. Population fluctuations of voles in North Fennoscandian tundra: contrasting dynamics in adjacent areas with different habitat compositions. *Oikos*, 86: 463-478.

Paruelo, J.M., Guerschman, J.P. y S.R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy*, 15: 14-23.

Patterson, M.P. y L.B. Best. 1996. Bird abundance and nesting success in Iowa CRP fields: the importance of vegetation structure and composition. *American Midland Naturalist*, 135: 153-167.

Pavel, V. 2004. The impact of grazing animals on nesting success of grassland passerines in farmland and natural habitats: a field experiment. *Folia Zoologica*, 53: 171-178

Perfecto, I., Vandermeer, J.H., Bautista, G.L., Nunñez, G.I., Greenberg, R., Bichier, P. y S. Langridge. 2004. Greater predation in shaded coffee farms: the role of resident Neotropical birds. *Ecology*, 85: 2677-2681.

Peterjohn, B.G. y J.R. Sauer. 1993. North American Breeding Bird Survey Annual Summary 1990-1991. *Bird Population*, 1: 1-15.

Peterjohn, B.G. y J.R. Sauer. 1999. Population status of North American grassland birds from the North American Breeding Bird Survey, 1966-1996. *Studies in Avian Biology*, 19: 27-44.

Peters, J.L. 1950. Genus *Spartonoica*. En: J. del Hoyo, A. Elliott y J. Sargata (Eds.). *Handbook of the birds of the world. Volumen 8: Broadbills to Tapaculos.* (pp. 268-268) Lynx Edicions Barcelona, España.

Petry, M.V. y L. Krüger. 2010. Frequent use of burned grasslands by the vulnerable Saffron-cowled Blackbird *Xanthopsar flavus*: implications for the conservation of the species. *Journal of Ornithology*, 151: 599-605.

Philpott, S., Soong, O., Lowenstein, J., Pulido, A., Diego, L., Flynn, D. y F. Declerck. 2009. Functional richness and ecosystem services: Bird predation on arthropods in tropical agroecosystems. *Ecological applications*, 19: 1858-1567.

Poulin, B. y G. Lefebvre. 1997. Estimation of arthropods available to birds: effect of trapping technique, prey distribution, and bird diet. *Journal of Field Ornithology*, 68: 426-442.

Power, M. 1992. Top-down and bottom-up forces in food webs: do plants have primacy. *Ecology*, 73: 733-746.

Pretelli, M., Isacch, J. y D. Cardoni. 2018. Species-Area Relationships of Specialist Versus Opportunistic Pampas Grassland Birds Depend on the Surrounding Landscape Matrix. *Ardeola*, 65: 3-23.

Pretelli, M.G. y J.P. Isacch. 2013. Breeding biology of Spectacled Tyrant (*Hymenops perspicillatus*) in the southeastern Pampas region, Argentina. *The Wilson Journal of Ornithology*, 125: 275-279

Pretelli, M.G., Isacch, J.P. y D.A Cardoni. 2016. Diversidad y conservación de aves de los pastizales de la costa de la provincia de Buenos Aires. En: J. Athor y C.E. Celsi (Eds.). *La Costa Atlántica de Buenos Aires - Naturaleza y Patrimonio Cultural*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Buenos Aires.

Purvis, G. y J.P. Curry. 1981. The influence of sward management on foliage arthropod communities in a ley grassland. *Journal of Applied Ecology*, 18: 711-725.

Quinn, G.P. y M.J. Keough. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press.

R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Rangen, S.A., Clark, R.G. y K.A. Hobson. 2000. Visual and olfactory attributes of artificial nests. *The Auk*, 117: 136-146.

Rao, C.R. 1995. A review of canonical coordinates and an alternative to correspondence analysis using Hellinger distance. *Questio*, 19: 23-63.

Razeng, E. y D. Watson. 2015. Nutritional composition of the preferred prey of insectivorous birds: Popularity reflects quality. *Journal of Avian Biology*, 46: 89-96.

Reif, J. 2013. Long-term trends in bird populations: A review of patterns and potential drivers in North America and Europe. *Acta Ornithologica*, 48: 1-16.

Remeš, V. 2005. Birds and rodents destroy different nests: a study of blackcap *Sylvia atricapilla* using the removal of nest concealment. *Ibis*, 147: 213-216.

Ricklefs, R.E. 1969. An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 9: 1-48.

Roberts, D.W. 2019. labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. R package versión 2.0-1. <https://CRAN.R-project.org/package=labdsv>.

Rodríguez, A., Jacobo, E., Roitman, G., Miñarro, F., Prelasco, P. y M. Beade. 2016. Manejo de la oferta forrajera en el Parque Nacional Campos del Tuyú y en campos ganaderos vecinos para la conservación del venado de las pampas. *Ecología Austral*, 26: 150-165.

Rodríguez, M.B. 1996. Ficha informativa de los Humedales Ramsar. Bahía Samborombón, Argentina. Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires, Subsecretaría de Pesca y Recursos Naturales. Dirección de Administración y Conservación de Recursos Naturales. Departamento Áreas Protegidas y Difusión Conservacionista.  
<http://www.wetlands.org/reports/ris/6AR006.html>

Rolstad, J. 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42: 149-63.

Rotenberry, J. T. 1985. The role of habitat in avian communitycomposition: Physiognomy or floristics? *Oecologia*, 67: 213-217.

Rotenberry, J.T. y J.A. Wiens. 1980. Habitat structure, patchiness, and avian communities in North American steppe vegetation: A multivariate analysis. *Ecology*, 61: 1228-1250.

Roth, R.R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology*, 57: 773-782.

Sánchez, R.O., Ferrer, J.A., Duymovich, O.A. y Hurtado, M.A. 1976. Estudio pedológico integral de los partidos de Magdalena y Brandsen (Prov. Buenos Aires). *Anales del LEMIT*, Serie II, nº 1, 128 pp.

Santabarbara, J., Rubio, E. y T. Martínez. 2016. Manual de análisis de supervivencia: curvas de supervivencia y regresión de Cox. Prensas de la Universidad de Zaragoza, Zaragoza.

Sauer, J.R. y W.A. Link. 2011. Analysis of the North American Breeding Bird Survey using hierarchical models. *The Auk*, 128: 87-98.

Sauer, J.R., Hines, J.E. y J. Fallon. 2005. The North American Breeding Bird Survey, Results and Analysis 1966-2004, Laurel, MD: USGS Patuxent Wildlife Research Centre. Version 2005.2

Sayre, N.F., McAllister, R.R., Bestelmeyer, B.T., Moritz, M., y M.D. Turner. 2013. Earth Stewardship of rangelands: Coping with ecological, economic, and political marginality. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11: 348-354.

Schieltz, J.M. y D.I. Rubenstein. 2016. Evidence based review: positive versus negative effects of livestock grazing on wildlife. What do we really know? *Environmental Research Letters*, 11: 113003.

Schneider, M.F. 2001. Habitat loss, fragmentation and predator impact: spatial implications for prey conservation. *Journal of Applied Ecology*, 38: 720-735.

Sechrest, W. y T. Brooks. 2002. Biodiversity - Threats. 10.1038/npg.els.0003257.

Shochat, E., Wolfe, D.H., Patten, M.A., Reinking, D.L. y S.K. Sherrod. 2005. Tallgrass prairie management and bird nest success along roadsides. *Biological Conservation*, 121: 399-407.

Skowno, A.L., y W.J. Bond. 2003. Bird community composition in an actively managed savanna reserve, importance of vegetation structure and vegetation composition. *Biodiversity and Conservation*, 12: 2279-2294.

Söderström, B., Pärt, T. y J. Rydén. 1998. Different nest predator faunas and nest predation risk on ground and shrub nests at forest ecotones: an experiment and a review. *Oecologia*, 117: 108-118.

Soriano, A., León, R.J.C., Sala, O.E., Lavado, R.S. y V.A. Dereibus. 1992. Río de la Plata Grasslands. En: R.T. Coupland (Ed.). Natural Grasslands. Introduction and Western Hemisphere (pp. 367-407). Ecosystems of the World 8A, Elsevier, New York.

Spiller, K.J. y R. Dettmers. 2019. Evidence for multiple drivers of aerial insectivore declines in North America. *The Condor*, 121: 1-13.

Stephens, S.E., Koons, D.N., Rotella, J.J. y D.W. Willey. 2003. Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: a review of the evidence at multiple spatial scales. *Biological Conservation*, 115: 101-110.

Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker, T.A. III D.K. Moskovits. 1996. Neotropical birds: ecology and conservation. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.

Studier, E.H., Keeler, J.O. y S.H. Sevick. 1991. Nutrient composition of caterpillars, pupae, cocoons and adults of the Eastern tent moth, *Malacosoma americanum* (Lepidoptera: Lasiocampidae). *Comparative Biochemistry and Physiology, Part A*, 100: 1041-1043.

Suárez, F., Garza, V. y M.B. Morales. 2003. The role of extensive cereal crops, dry pasture and shrub-steppe in determining skylark *Alauda arvensis* densities in the Iberian Peninsula. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 95: 551-557.

Sutter, B. y G. Ritchison. 2005. Effects of grazing on vegetation structure, prey availability, and reproductive success of Grasshopper Sparrows. *Journal of Field Ornithology*, 76: 345-351.

Svagelj, W.S, Mermoz, M.E. y G.J. Fernández. 2003. Effect of egg type on the estimation of nest predation in passerines. *Journal of Field Ornithology*, 74: 243-249.

Svagelj, W.S. 2002. Efecto de las características del sitio de nidificación sobre el parasitismo de cría y predación del Pecho Amarillo, *Pseudoleistes virescens*. [Tesis licenciatura] Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

Swengel, A.B. 2001. A literature review of insect responses to fire, compared to other conservation managements of open habitat. *Biodiversity Conservation*, 10: 1141-1169

Ter Braak, J.F. 1988. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by partial detrended canonical correspondence analysis, principal component analysis and redundancy analysis (version 2.1). Agricultural Mathematics Group, Wageningen.

Therneau, T. 2020. Coxme: Mixed Effects Cox Models. <http://CRAN.R-project.org/package=coxme>.

Therneau, T. 2015. \_A Package for Survival Analysis in S\_. version 2.38, <URL: <https://CRAN.R-project.org/package=survival>>.

Thompson, F.R. III y D.E. Burhans. 2004. Differences in Predators of Artificial and Real Songbird Nests: Evidence of Bias in Artificial Nest Studies. *Conservation Biology*, 18: 373-380.

Thompson, J.J. y J.P. Carroll. 2009. Habitat use and survival of the Spotted Tinamou (*Nothura maculosa*) in agroecosystems in the Province of Buenos Aires, Argentina. En: S.B. Cederbaum, B.C. Faircloth, T.M. Terhune, J.J. Thompson, y J.P. Carroll (Eds.) Proceedings of Gamebird 2006. Quail VI and Perdix XII (pp. 111-119). Warnell School of Forestry and Natural Resources, University of Georgia, Athens, GA.

Toombs, T.P., Derner, J.D., Augustine, D.J., Krueger, B. y S. Gallagher. 2010. Managing for biodiversity and livestock: a scale-dependent approach for promoting vegetation heterogeneity in western Great Plains grasslands. *Rangelands*, 32: 10-15.

Tricart, J. 1973. Geomorfología de la pampa Deprimida. Colección Científica XII. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires.

Tubaro, P.L. y F.M. Gabelli. 1999. The decline of the Pampas meadowlark: difficulties of applying the IUCN criteria to Neotropical grassland birds. *Studies in Avian Biology*, 19: 250-257.

Twining, C.W., Brenna, J.T., Lawrence, P., Shipley, J.R., Tollefson, T.N. y D.W. Winkler. 2016. Omega-3 long-chain polyunsaturated fatty acids support aerial insectivore performance more than food quantity. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 113: 10920-10925.

Van Langevelde, F. 2000. Scale of habitat connectivity and colonization in fragmented nuthatch populations. *Ecography*, 23: 614-622.

- Vázquez, P., Rojas, M. y J. Burges. 2008. Caracterización y tendencia de la ganadería bovina en la Cuenca del Salado. *Veterinaria Argentina*, 248: 572-584.
- Venables, W.N. y B.D. Ripley. 2002. Modern Applied Statistics with S. Cuarta edición. Springer.
- Verdú, J., Numa, C. y O. Hernández-Cuba. 2011. The influence of landscape structure on ants and dung beetles diversity in a Mediterranean savanna-Forest ecosystem. *Ecological Indicators*, 11: 831-839.
- Verhulst, J., Báldi, A., y D. Kleijn. 2004. Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104: 465-473.
- Vervoost, F. 1967. Las comunidades vegetales de la Depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires). La vegetación de la República Argentina. Serie Fitogeografía 7. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires.
- Vickery, J.A., Tallowin, J.R., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J. y V.K. Brown. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology*, 38: 647-664.
- Vickery, P.D., Hunter Jr, M.L. y S.M. Melvin. 1994. Effects of habitat area on the distribution of grassland birds in Maine. *Conservation Biology*, 8: 1087-1097.
- Vickery, P.D., Tubaro, P.L., Cardosa da Silva, J.M., Peterjohn, B.G., Herkert, J.R. y R.B. Cavalcanti. 1999. Conservation of grassland birds in the Western Hemisphere. *Studies in Avian Biology*, 19: 2-26.
- Vickery, P.D., Zuckerberg, B., Jones, A.L., Shriver, W.G. y A.P. Weik. 2005. Influence of fire and other anthropogenic practices on grassland and shrubland birds in New England. *Studies in Avian Biology*, 30: 139-146.
- Viglizzo, E.F., Lértora, F., Pordomingo, A.J., Bernardos, J.N., Roberto, Z.E. y H. Del Valle. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystem & Environment*, 83: 65-81.
- Volpedo, A., Bianconi, A.L. y A. Fernández Cirelli. 2006. Las funciones en humedales costeros de la misma latitud (26°- 36°S): tres casos de estudio. En: M. Castro y L. Fernández Reyes (Eds) *Gestión Sostenible de Humedales*, (pp. 305-317). Edición de CYTED y Programa Internacional de Interculturalidad, Santiago, Chile.
- Walsberg, G.E. 1985. Physiological consequences of microhabitat selection. En: M.L. Cody (Ed.) *Habitat Selection in Birds* (pp. 389-413). Academic Press, Orlando, FL, USA.
- Warren, S.D., Scifres, C.J. y P.D. Teel. 1987. Response of grassland arthropods to burning: a review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 19: 103-130.

Watson, S.J., Taylor, R.S., Nimmo, D.G., Kelly, L.T., Clarke, M.F. y A.F. Bennett. 2012. The influence of unburnt patches and distance from refuges on post-fire bird communities. *Animal Conservation*, 15: 499-507.

Welch, J.L., Redak, R. y B.C. Kondratieff. 1991. Effect of cattle grazing on the density and species of grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) of the Central Plains Experimental Range, Colorado: a reassessment after two decades. *Entomological Society*, 64: 337-343.

Wettstein, W. y B. Schmid. 1999. Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of Applied Ecology*, 36: 363-373.

White, R.P., Murray, S., Rohweder, M., Prince, S.D. y K.M. Thompson. 2000. Grassland ecosystems- World Resources Institute. Washington, DC, USA.

Whittingham, M.J., Devereux, C.L., Evans, A.D. y R.B. Bradbury. 2006. Altering perceived predation risk and food availability: Management prescriptions to benefit farmland birds on stubble fields. *Journal of Applied Ecology*, 43: 640-650.

Wiens, J. A. 1976. Populations responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 7: 81-120.

Wiens, J.A. 1973. Pattern and process in grassland bird communities. *Ecological Monographs*, 43: 237-270.

Wiens, J.A. 1997. Metapopulation dynamics and landscape ecology. En: I. Hanski y M.E. Gilpin. (Eds.) *Metapopulation Biology, Ecology, Genetics and Evolution*. (pp. 43-62). Academic Press, Waltham.

Wilcove, D., McClellan, C. y A. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. En: M.E. Soulé (Ed.), *Conservation Biology: Science of Diversity and Scarcity* (pp. 237-256) Sinauer Associates, Sunderland, MA.

With, K.A., Gardner, R.H. y M.G. Turner. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos*, 78: 151-169.

With, K.A., King, A.W. y W.E. Jensen. 2008. Remaining large grasslands may not be sufficient to prevent grassland bird declines. *Biological Conservation*, 141: 3152-3167.

Zalba, S.M. y N. Cozzani. 2004. The impact of feral horses on grassland bird communities in Argentina. *Animal Conservation*, 7: 35-44.

Zanette, L. 2002. What do artificial nests tells us about nest predation? *Biological Conservation*, 103: 323-329.

Zanette, L. y B. Jenkins. 2000. Nesting success and nest predators in forest fragments: a study using real and artificial nests. *The Auk*, 117: 445-454.

Zotta, A. 1936. Sobre el contenido estomacal de aves argentinas. *El Hornero*, 6: 261-270.

Zozaya, E.L., Brotons, L., Herrando, S., Pons, P., Rost, J. y M. Clavero. 2010. Monitoring spatial and temporal dynamics of bird communities in Mediterranean landscapes affected by large wildfires. *Ardeola*, 57: 33-50.