



UNIVERSIDAD  
DE LA REPÚBLICA  
URUGUAY



FACULTAD DE  
**CIENCIAS**  
UDELAR | [fcien.edu.uy](http://fcien.edu.uy)

Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas

## Evaluación de la efectividad de las Áreas Protegidas para la conservación de aves amenazadas de la provincia biogeográfica Pampeana



Estudiante: Bach. Fátima Juni Velazco

Tutor: Dr. José Carlos Guerrero

Tribunal: Dr. Miguel Simó

Dr. Adrián Azpiroz

Dr. José Carlos Guerrero

## Agradecimientos

A José Carlos Guerrero por aceptar ser mi tutor, acompañarme y guiarme durante todo este proceso con mucha comprensión, paciencia y dedicación. Por permitirme apropiarme de este trabajo con mis ideas y guiarme para llevar a la práctica las mismas, haciendo que este proceso haya sido muy importante para mi formación.

A Miguel Simó y Adrián Azpiroz por aceptar formar parte del tribunal, realizar aportes muy valiosos que sin dudas ayudaron a mejorar el trabajo y fueron muy enriquecedores para mí.

A las plataformas y repositorios de datos de ciencia ciudadana y sus colaboradores, ya que sin sus datos este trabajo no habría sido posible. Particularmente, me gustaría agradecer a el equipo de eBird Uruguay y Cornell por habilitarnos su base de datos original.

A mis amigas y amigos de la Facultad por enriquecer y hacer mucho más disfrutable este camino y crecimiento.

A mis amigas y amigos de la vida por la compañía, el aguante y las alegrías de siempre. Especialmente a mis concubinos Sheza y Mike por todo el aguante estos últimos años, por la escucha y contención. A mi amiga Nad por ser tan fundamental en el comienzo de este camino y por tirar la moneda.

A la familia de Mati por todo su apoyo y cariño durante estos años.

A Mati por ser mi compañero de vida, por su apoyo, contención y siempre tener fe en mí, especialmente durante este trabajo. Gracias por todos los aportes a este trabajo, siempre con paciencia y amor.

A mi familia. A mis hermanos y hermana por siempre estar a disposición y ser un ejemplo para mí durante todo mi crecimiento. A mis padres por ser mis incondicionales, siempre acompañándome e impulsándome a mejorar y seguir mis sueños.

# Índice

<b>Resumen</b> .....	5
<b>Introducción</b> .....	7
Biogeografía .....	7
Aves y su conservación en la provincia biogeográfica Pampeana .....	9
Justificación del trabajo .....	12
<b>Objetivo general y Objetivos específicos</b> .....	13
<b>Materiales y Métodos</b> .....	14
Área de Estudio .....	14
Obtención de registros y variables .....	15
Modelos de distribución y su evaluación .....	20
Favorabilidad Acumulada .....	24
Análisis de desajustes .....	24
<b>Resultados</b> .....	27
Obtención de registros .....	27
Modelos de distribución y su evaluación .....	27
Análisis de desajustes .....	37
<b>Discusión</b> .....	43
Generalidades de los Modelos de Distribución .....	43
Distribución potencial del Dragón .....	44
Distribución potencial de la Loica Pampeana .....	47
Distribución potencial del Capuchino Pecho Blanco .....	51

Distribución potencial del Cardenal Amarillo .....	54
Favorabilidad Acumulada .....	58
Consideraciones finales y perspectivas .....	60
<b>Bibliografía</b> .....	<b>63</b>
<b>Anexo 1</b> .....	<b>76</b>
<b>Anexo 2</b> .....	<b>77</b>
<b>Anexo 3</b> .....	<b>79</b>
<b>Anexo 4</b> .....	<b>80</b>
<b>Anexo 5</b> .....	<b>82</b>
<b>Anexo 6</b> .....	<b>85</b>

## Resumen

Los pastizales de la provincia biogeográfica Pampeana se caracterizan por el predominio de vegetación de sabana con algunos arbustos y diferentes tipos de gramíneas. En la actualidad, es difícil localizar áreas extensas de pastizales nativos, debido principalmente a la intensificación de actividades económicas que han resultado en una marcada transformación de este ecosistema. Esto impacta directamente en la biodiversidad allí presente, principalmente en organismos especialistas de pastizales. En la provincia biogeográfica Pampeana se han registrado entre 450 y 500 especies de aves, de las cuales al menos 60 son consideradas especies estrictamente de pastizales. Al menos unas 25 especies de aves de pastizales se encuentran amenazadas tanto a nivel global como a nivel regional, dentro de las cuales encontramos el Dragón (*Xanthopsar flavus*), la Loica Pampeana (*Leistes defilippii*), el Capuchino Pecho Blanco (*Sporophila palustis*) y el Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*). El objetivo de este trabajo fue analizar la efectividad de la red de Áreas Protegidas presente en la provincia biogeográfica Pampeana, para preservar la distribución de estas cuatro especies de aves amenazadas. El área de estudio se extiende desde el centro oeste de Argentina hasta el sur del estado Río Grande do Sul en Brasil. Se realizaron modelos de distribución de especies (MDE) mediante la Función de Favorabilidad para las cuatro especies de aves, utilizando los paquetes *fuzzySim* y *modEvA* disponibles en el programa estadístico R. Se utilizaron los datos de presencia de las especies, correspondientes al período 2000 – 2021, obtenidos de las bases de datos disponibles en línea. Además, se elaboraron 36 variables predictoras correspondientes a los factores topoclimático, cobertura, uso del suelo y el componente espacial. Para analizar la efectividad de las Áreas Protegidas (APs) presentes en el área de estudio, se procedió a realizar un Análisis de desajustes de protección de la biodiversidad (Biodiversity Gap Analysis). Por un lado, se analizó la superposición de las APs con los modelos de distribución cartográficos de las especies y, por otro lado, se cuantificó el desajuste de protección mediante el cálculo del Índice de Inseguridad (Ii). Se obtuvieron modelos de favorabilidad para las cuatro especies consideradas, los cuales tuvieron buena capacidad tanto de discriminación como de clasificación. La mayor cantidad de unidades geográficas con

valores de favorabilidad (F) intermedia a alta para las cuatro especies se encuentran hacia el norte del área de estudio, principalmente en Uruguay. La región este del Uruguay correspondió a los sitios con mayor número de UGs con valores de F alta para tres de las cuatro especies estudiadas, seguido por la región norte del país. Se encontró una escasa superposición de los sitios favorables para las especies con las APs consideradas. Para todas las especies se obtuvieron  $I_i$  cercanos a 1, lo cual indica altos niveles de desprotección. Los resultados aquí obtenidos buscan aportar insumos para la elaboración de futuros planes de manejo para las especies en cuestión.

# Introducción

## ***Biogeografía***

La biogeografía es la ciencia que estudia la distribución de los seres vivos, a diferentes escalas temporales y espaciales, reconoce los patrones de distribución existentes y propone distintas hipótesis sobre los procesos que configuraron estos patrones (Morrone, 2004; Morrone & Escalante, 2016). La distribución de las especies resulta de la combinación de diversos factores (clima, topografía, geológicos, actividades antrópicas, entre otros). Por tanto, entender y conocer cómo se distribuyen las especies en el espacio es fundamental para el manejo de las mismas y la elaboración de planes de conservación (Martín-Taboada et al., 2020; Romero et al., 2021).

Grehan (1993) propone por primera vez el término de “biogeografía de la conservación”, vinculado con la crisis de biodiversidad y su reconocimiento por parte de la comunidad científica. Grehan (1993) destaca la importancia de estudiar y documentar los procesos y patrones característicos de la distribución de las especies, para poder desarrollar herramientas que permitan la preservación de la biodiversidad. Años más tarde, Whittaker et al. (2005) proponen la biogeografía de la conservación como una subdisciplina de la biogeografía, y la definieron como *“la aplicación de los principios, teorías y análisis biogeográficos, relacionados con la dinámica de distribución de los taxones individuales y colectivamente, a problemas relacionados con la conservación de la biodiversidad”*. Es decir, proporciona conocimientos teóricos y métodos de análisis, que pueden ser considerados por los tomadores de decisiones, para accionar frente a la crisis de biodiversidad global de la actualidad. Dentro de las acciones en las que puede participar se encuentra el diseño de redes de espacios protegidos, planificación de restauraciones ecológicas, gestión de especies invasoras, reintroducción de especies, entre otros (Whittaker et al., 2005; Richardson & Whittaker, 2010).

Una de las herramientas más utilizadas actualmente en la biogeografía son los Modelos de Distribución de las Especies (MDE), los cuales son modelos empíricos que relacionan datos

de observaciones o registros del campo con variables predictoras (Guisan & Zimmermann, 2000; Guisan & Thuiller, 2005; Mateo et al., 2011). Tienen diversas aplicaciones como el estudio de la riqueza de especies (Cumming, 2000; Estrada et al., 2008; Dubuis et al., 2011), el estudio del riesgo asociado a especies invasoras (Peterson, 2003; Dark, 2004; Romero et al., 2021), patrones de biodiversidad (Ortega-Huerta & Peterson, 2004; Hortal, 2008), filogeografía (Peterson et al., 1999; Weaver et al., 2006; Waltari & Guralnick, 2009), biogeografía (Lobo et al., 2001; Richardson & Thuiller, 2007), estudio de la distribución de especies en el pasado (Benito Garzón et al., 2007; Alba-Sánchez et al., 2010), efectos del cambio climático (Inverson et al., 2004; Márquez et al., 2011; Guitérrez & Trejo, 2014), entre otros.

Existe una amplia variedad de técnicas de modelación como métodos estadísticos o de aprendizaje automático (Guisan & Zimmermann, 2000; Austin, 2002; Sillero et al., 2021). Dentro de los diferentes algoritmos que son empleados en los MDE, la regresión logística es un método ampliamente utilizado. Una regresión logística relaciona variables dependientes binarias, con un conjunto de variables independientes que pueden ser discretas o continuas (Hosmer & Lemeshow, 1989; Mateo et al., 2011). Esta herramienta ha mostrado una importante capacidad de producir modelos robustos y se utiliza para el modelado predictivo de la distribución de las especies a partir de los datos de presencia y ausencia (Real et al., 2006). Sin embargo, cuando el conjunto de datos en estudio no posee las mismas proporciones de presencias y ausencias, el resultado de la regresión logística no es simétrico, ya que las probabilidades se desvían hacia el extremo que tenga mayor número de casos, por ende, no se puede considerar que las probabilidades arrojadas por la regresión logística reflejen la favorabilidad ambiental real (Rojas et al., 2001; Real et al., 2006; Acevedo & Real, 2012; Sillero et al., 2021).

Real et al. (2006) propone modificar la función *logit* de la regresión logística, para obtener la Función de Favorabilidad (FF) donde los datos de salida son independientes de la proporción de presencias y ausencias de la muestra (Real et al., 2006; Acevedo & Real, 2012; Marchetto et al., 2023). Los valores de Favorabilidad (F) pueden considerarse como el grado

de pertenencia de la especie, al conjunto difuso de áreas favorables para la misma (Real et al., 2006; Sillero et al., 2010; 2021).

Es así que existe la posibilidad de aplicar reglas y operaciones de lógica difusa a la función de favorabilidad. Esto le otorga la posibilidad de comparar y combinar modelos, incrementando así su potencial y utilidad para la investigación biogeográfica (Real et al., 2006; Acevedo & Real, 2012; Marchetto et al., 2023). Esta capacidad es particularmente importante para estudios que abarquen más de una especie e interacciones entre las mismas (Real et al., 2006; Acevedo & Real, 2012; Romero et al., 2019; 2021; Pulido-Pastor et al., 2021).

### ***Aves y su conservación en la provincia biogeográfica Pampeana***

Las aves conforman el grupo de vertebrados terrestres con más diversidad de especies en el mundo (Rangel-Salazar et al., 2013). Son un componente esencial de la diversidad de los ecosistemas y cumplen roles de gran importancia tanto desde el punto de vista biológico como socioeconómico (Sekercioglu, 2012; Lees et al., 2022).

En la actualidad, casi el 13% del total de las especies de aves existentes en el planeta se encuentran en riesgo de extinción, y el 9% del total están casi amenazadas. Dentro de las principales amenazas que tiene este grupo se encuentra la degradación y transformación de sus hábitats. Además, la cacería ilegal para su tráfico como mascotas o alimento, la contaminación ambiental, el cambio climático, son amenazas que también influyen y provocan la disminución de sus poblaciones (Azpiroz et al., 2012a; Rocha, 2019; Lees et al., 2022).

La región Neotropical es la región biogeográfica más diversas en aves, en el mundo, albergando aproximadamente el 35% de las especies de aves existentes, pertenecientes a diferentes grupos como tinamúes, chuñas, picaflores, tucanes, horneros, hormigueros, ñandúes, entre otros (Cabrera & Willink, 1973; Rangel-Salazar et al., 2013; Lees et al., 2022). Dentro del Neotrópico encontramos la provincia biogeográfica Pampeana, que se extiende

desde el centro oeste argentino hasta el sur del estado brasileño de Río Grande do Sul (Morrone, 2001; 2014).

La provincia biogeográfica Pampeana se caracteriza por el predominio de vegetación de sabana, con algunos arbustos y diferentes tipos de gramíneas, que conforman los denominados Pastizales del Río de la Plata (Cabrera & Willink, 1973; Morrone, 2001; Bilenca & Miñarro, 2004). Se han registrado entre 450 y 500 especies de aves, de las cuales al menos 60 son consideradas especies estrictamente de pastizales (Bilenca & Miñarro, 2004).

En la actualidad, es difícil localizar áreas extensas de pastizales nativos en la provincia biogeográfica Pampeana. La intensificación de actividades económicas como la agricultura, ganadería y forestación, han resultado en una marcada transformación de este ecosistema (Bilenca & Miñarro, 2004; Achkar et al., 2006; Cozzani & Zalba, 2009; Azpiroz et al., 2012b). Esto impacta directamente en la biodiversidad allí presente, principalmente en las especies especialistas, como pueden ser las aves de pastizales (Bilenca & Miñarro, 2004; Azpiroz et al., 2012b; Brazeiro et al., 2018, 2020), las cuales corresponden a las especies asociadas a ambientes de pradera, durante parte o todo su ciclo de vida (Vickery et al., 1999; Cozzani & Zalba, 2009).

Al menos unas 25 especies de aves de pastizales de la región Pampeana se encuentran amenazadas tanto a nivel global como a nivel regional, dentro de las cuales se encuentran la Loica Pampeana (*Leistes defilippii*), la Tijereta de las Pajas (*Alectrurus risora*), la Viudita Blanca Cola Negra (*Heteroxolmis dominicana*), el Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*), el Dragón (*Xanthopsar flavus*), la Cachirla Dorada (*Anthus nattereri*) y varias especies de capuchinos (*Sporophila* spp.) (Fraga et al., 1998; BridLife International, 2000; Bilenca & Miñarro, 2004; Azpiroz, 2012).

Las Áreas Protegidas (APs) son una herramienta clave para la conservación de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos. La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) define a las APs como un “*espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado a través de medios legales o de otros medios eficaces, para lograr la conservación a largo plazo de la naturaleza y de los servicios de los*

*ecosistemas y los valores culturales asociados*” (Borrini-Feyerabend et al., 2014). Sin embargo, la designación de las APs, en ocasiones, no contempla a los sitios importantes por su biodiversidad (Scott et al., 1993; Chape et al., 2005; Gray et al., 2016; Velazco et al., 2022). El análisis de desajustes vinculado a la protección de la biodiversidad (en inglés, Biodiversity Analysis Gap), propuesto por Scott et al. (1993), es un método para analizar de forma rápida y eficiente, la efectividad de las APs para preservar la biodiversidad. Este procedimiento consiste en analizar cuáles son las áreas importantes para la conservación de especies y compararlas con la red de espacios protegidos que están establecidos en ese lugar. De esa forma se pueden analizar si existen desajustes o “gaps” entre ambas distribuciones (Scott et al., 1989, 1993; Real et al., 2006).

A su vez, la UICN propuso en 2004 la formulación de una metodología y consolidar criterios científicos para que los países puedan identificar las Áreas Claves para la Biodiversidad (por sus siglas en inglés KBAs) (UICN, 2016). Dentro de las KBAs que han sido identificadas durante estos años para diferentes taxones, BirdLife International (2004) identificó las Áreas Importantes para la Conservación de Aves (por su sigla en inglés IBAs) a nivel global. Sin embargo, es de destacar que existen numerosas KBAs e IBAs que no cuentan con medidas de protección oficial por parte de los organismos gubernamentales donde se encuentran (UICN, 2016).

En este sentido, dado que numerosas de estas áreas claves se localizan en predios privados, han surgido iniciativas y se realizan investigaciones que buscan proponer alternativas de producción que permitan una convivencia entre las actividades económicas que se realizan en los ecosistemas y su biodiversidad característica (Azpiroz et al., 2012b; Vaccaro et al., 2020). Por ejemplo, en el año 2006, se formó la Alianza del Pastizal, la cual es una iniciativa internacional fundada por organizaciones no gubernamentales que trabajan en la conservación de aves (Aves Argentinas, Aves Uruguay, Guyra Paraguay y SAVE Brasil) (<http://www.alianzadelpastizal.org/>).

## ***Justificación del trabajo***

Actualmente en la provincia biogeográfica Pampeana es difícil encontrar grandes extensiones de pastizales nativos prístinos debido principalmente a la sustitución y degradación de los mismos, resultado del incremento e intensificación de diversas actividades económicas como la agricultura, ganadería y forestación (Martínez et al., 2017). Estos cambios afectan diversos procesos, desde el comportamiento de los individuos y las poblaciones, hasta la composición y estructura de las comunidades (Bilenca & Miñarro, 2004; Azpiroz & Blake, 2009). Es así que se ha reportado en diferentes regiones del mundo, una amplia declinación de poblaciones de diversos grupos taxonómicos, como insectos y aves (Zaccagnini et al., 2011). Dentro de las especies de aves amenazadas características de la región, se encuentran las que abordaremos en este trabajo: el Dragón (*Xanthopsar flavus*), la Loica Pampeana (*Leistes defilippii*), el Capuchino Pecho Blanco (*Sporophila palustris*) y el Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*). Las APs son un componente fundamental de las estrategias de conservación para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, principalmente frente a los efectos de la presión humana (Borrini-Feyerabend et al., 2014; Velazco et al., 2022). Teniendo en cuenta que esta provincia biogeográfica comprende la mayor parte de la distribución de numerosas especies de aves que se encuentran amenazadas, analizar y evaluar la distribución de los espacios protegidos que se encuentran establecidos, es fundamental para el avance y la mejora de los planes de conservación. Este trabajo busca generar insumos para futuros planes de conservación de las cuatro especies de aves anteriormente mencionadas, que habitan la provincia biogeográfica Pampeana. A través del uso de los MDE, más específicamente el modelo de favorabilidad, se analizará la distribución potencial de las especies, para detectar sitios importantes para su conservación, y analizar la superposición de estos sitios con la red actual de APs.

### ***Objetivo general***

Analizar la efectividad de la red de áreas protegidas presente en la provincia biogeográfica Pampeana, para preservar las poblaciones de cuatro especies de aves amenazadas.

### ***Objetivos específicos***

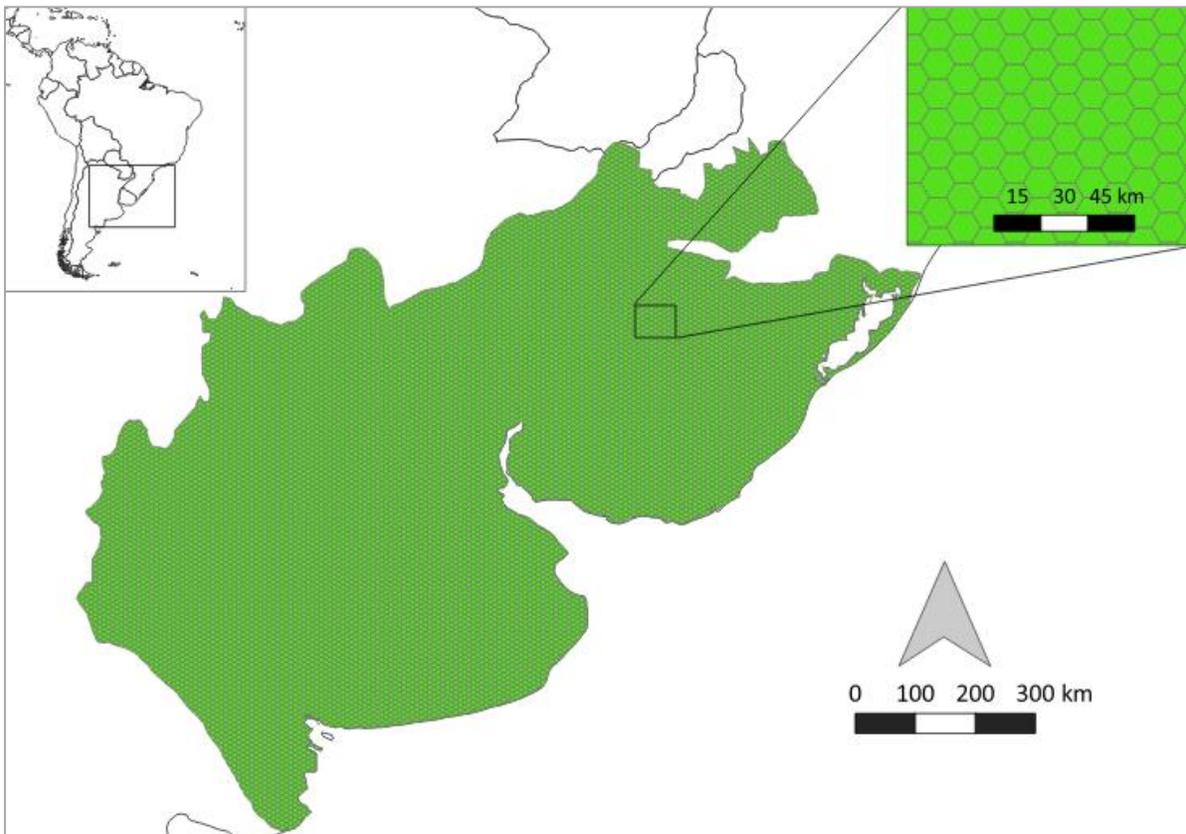
- Elaborar bases de datos de los registros de las especies de aves y de las variables predictoras.
- Elaborar modelos de favorabilidad y mapas de las distribuciones potenciales de las cuatro especies de aves de la provincia biogeográfica Pampeana.
- Detectar los sitios prioritarios para la conservación de cada especie y sitios con mayor favorabilidad acumulada.
- Analizar los desajustes (*Gap Analysis*) entre los sitios prioritarios para la conservación de las especies y la distribución de las Áreas Protegidas presentes en la provincia biogeográfica Pampeana.

## Materiales y Métodos

### *Área de estudio*

El área de estudio de este trabajo comprende a la provincia biogeográfica Pampeana (Figura 1), que se extiende entre los 30° y 39° de latitud sur del continente sudamericano, desde el centro oeste de Argentina, la totalidad del territorio uruguayo y el sur del estado Río Grande do Sul en Brasil (ver en Anexo 1 Figura 10, las localidades de cada país dentro del área de estudio). Tiene una superficie aproximada de 1.500.000 km<sup>2</sup> y el bioma que predomina es praderas con escasos árboles (Cabrera & Willink, 1973; Morrone, 2000; 2001; 2014).

El clima de esta región es principalmente templado y con un gradiente de humedad que disminuye en el sentido este-oeste. El promedio anual de precipitaciones tiene la misma tendencia, siendo más altas las precipitaciones que se registran en el noreste (mayores a



**Figura 1.** Ubicación de la provincia biogeográfica Pampeana en Sudamérica, y malla de hexágonos de 6,4 km de apotema, realizada con el programa QGIS.

900 mm) y más bajas las que se registran en el sudoeste (menores a 500 mm) (Baldi & Paruelo, 2008; Modernel et al., 2016).

Se la clasifica cómo un área subhúmeda-húmeda hacia el este, mientras que en la región oeste se caracteriza por ser más bien subhúmeda-seca, con un borde semiárido hacia el sur. Las temperaturas medias registradas hacia el noreste se encuentran entre los 24°C en el período estival, y los 10°C en el invierno, oscilando unos 4°C menos hacia el sudoeste de la región (Burkart, 1975; Modernel et al., 2016).

El área de estudio se dividió con una malla de hexágonos de 6,4 km de apotema (Figura 1). Se optó por el uso de hexágonos de este tamaño para minimizar las diferencias espaciales en el territorio del área de estudio y obtener una mejor visualización de los resultados (Birch et al., 2007). En total se obtuvieron 13.084 unidades geográficas (UGs) con el programa QGIS versión 3.22.8-Białowieża ([www.qgis.org](http://www.qgis.org)). QGIS es un software de Sistema de Información Geográfica libre que permite el análisis de datos espaciales, la realización y visualización de mapas, entre otras cosas. De las UGs que conforman el área de estudio, 8.923 (68,20%) corresponden al territorio de Argentina, 1.948 (14,89%) a Uruguay y 2.213 (16,91%) a Brasil.

### ***Obtención de registros y variables***

Los registros de las especies se obtuvieron a través de la búsqueda en las bases de datos disponibles en línea de Global Biodiversity Information Facility (GBIF), Ecorregistros, Biodiversidata y iNaturalist (ver citas en el Anexo 2). Además, en el caso de la base de datos de eBird, se realizó la solicitud formal de los registros a Cornell Lab of Ornithology (ver Anexo 2). Se consideraron los datos correspondientes al período 2000 - 2021 que tuvieran calidad de investigación, es decir, que contaran con la confirmación de profesionales que participan en las plataformas.

A partir de los registros, se clasificó cada una de las UGs de la malla de hexágonos, utilizando el programa QGIS versión 3.22.8-Białowieża ([www.qgis.org](http://www.qgis.org)). Se consideraron UGs con presencias aquellas que incluyeron al menos un registro dentro de su superficie. Por el contrario, las UGs con ausencias son aquellas que no incluyen ningún registro dentro de su

superficie. A partir de esta clasificación, se obtuvo un mapa de distribución de las presencias/ausencias para cada una de las especies en estudio.

### *Descripción de especies de estudio*

Se seleccionaron cuatro especies de aves de pastizal, teniendo en cuenta su estado de conservación según las categorías de UICN (especies amenazadas), y que su distribución fuera principalmente en la región Pampeana.

#### *Dragón*

##### *Xanthopsar flavus (Gmelin 1788)*

Es un ave perteneciente a la familia Icteridae, endémica de los pastizales de América del Sur. Su distribución se extiende por la región del sur de Brasil, norte de Argentina, Uruguay y Paraguay (Collar et al., 1992; Petry & Krüger, 2010; Azpiroz et al., 2012a). Es una especie que vive en grupos y se encuentra asociada con otras especies como, por ejemplo, la viudita blanca grande (*Heteroxolmis dominicana*) (Azpiroz, 2000). Su hábitat son principalmente los bañados y los pastizales y pajonales húmedos, los cuales han sufrido grandes cambios debido a la actividad agrícola y ganadera (Azpiroz et al., 2012a).

Está catalogada como “Vulnerable” tanto a nivel regional como a nivel global (Bencke et al., 2003; Birdlife International, 2022; Petry & Krüger, 2010). En la actualidad su distribución en Argentina se ha reducido aproximadamente un 50%, habiendo desaparecido de las provincias de Buenos Aires y Santa Fe, quedando acotada tan solo a dos pequeñas regiones en las provincias de Corrientes y Entre Ríos (Fraga et al., 1998; López-Lanús et al., 2008). En Uruguay se encuentra principalmente en la región noreste y este, aunque también se ha registrado en el oeste del país. En Brasil se encuentra en el sureste de Río Grande do Sul, al igual que en Paraguay (Azpiroz et al., 2012a). La expansión de la frontera agrícola, junto con la presión por caza ilegal para su comercialización como ave de jaula, son de las principales amenazas que sufre esta especie (Azpiroz et al., 2012a).

#### *Loica Pampeana*

##### *Leistes defilippii (Bonaparte 1850)*

Es una especie de ave perteneciente a la familia Icteridae, del sudeste de América del Sur que habita preferentemente las praderas naturales abiertas. También se han registrado en sitios de pasturas plantadas y cultivos de trigo, aunque se considera que éstos conforman un hábitat subóptimo para la especie (Tubaro & Gabelli, 1999; Cozzani et al., 2004; Azpiroz & Blake, 2009; Azpiroz et al., 2012a; 2017; Repetto, 2017). En Argentina, actualmente solo se han encontrado poblaciones en algunas regiones de La Pampa, hay registros aislados en Corrientes y en Buenos Aires, principalmente en la región de Bahía Blanca, que es la que alberga la mayor población de esta especie (López-Lanús et al., 2008; Azpiroz & Cozzani, 2017). En Uruguay, la distribución de los registros en los últimos años se reduce principalmente al centro y norte del país, en el suroeste de Salto en Arerunguá y en el sureste de Tacuarembó donde reside una población (Azpiroz et al., 2012a; Azpiroz & Cozzani, 2017). También se conoce una población relictual en el departamento de Flores, pero la misma no ha sido localizada en los últimos años (Azpiroz & Cozzani, 2017). En Brasil anteriormente existieron escasos registros en los estados de Paraná, Santa Catarina y Rio Grande do Sul, sin embargo, en la actualidad se considera extinta en Río Grande do Sul (Collar et al., 1992).

Se encuentra en la categoría “Vulnerable” a nivel global, por UICN, debido a la retracción de su hábitat natural, la tendencia de transformación de los pastizales de los cuales depende, y la disminución de sus poblaciones (BirdLife International, 2022). Históricamente, esta especie habitaba el este de Argentina, Uruguay y el sur de Brasil, sin embargo, su distribución ha sufrido una reducción de aproximadamente el 90% debido a la expansión de la actividad agrícola (Tubaro & Gabelli, 1999; Azpiroz & Cozzani, 2017).

#### *Capuchino Pecho Blanco*

#### *Sporophila palustris* (Barrows 1883)

Es una especie de ave de la familia Thraupidae asociada principalmente a pastizales húmedos. Su distribución abarca una porción del sur de Brasil y de Paraguay, parte del norte de Argentina, y hacia el norte y este de Uruguay (BirdLife International, 2022). Es una especie migratoria, que se reproduce en el período de noviembre – febrero en los pastizales

altos y húmedos del norte de Argentina, en Uruguay, sur de Brasil y probablemente algunos sitios del sureste de Paraguay, y pasa el invierno en el centro sur de Brasil y quizás en el noreste de Paraguay (Vizentin-Bugoni et al., 2013).

Se encuentra en la categoría “En Peligro” de la UICN a nivel global (Azpiroz et al., 2012a). Las principales amenazas que tiene esta especie son la caza por trampeo en algunas regiones de Argentina, la presión por pastoreo de ganado en los sitios importantes para su reproducción, así como también la transformación de estos pastizales húmedos a campos con plantaciones de arroz. Otras amenazas son el incremento de la forestación rápida que afecta los pastizales húmedos, y el uso de pesticidas y fertilizantes químicos en plantaciones que terminan por la escorrentía en los pastizales húmedos (BirdLife International, 2022; Vizentin-Bugoni et al., 2013).

#### *Cardenal Amarillo*

##### *Gubernatrix cristata (Vieillot 1817)*

Es una especie de ave de la familia Thraupidae que se encuentra distribuida desde el noreste y centro de Argentina, pasando por Uruguay hasta el sur de Brasil (Bencke et al. 2003; Azpiroz et al., 2012a; 2017). Habita diferentes tipos de ambientes como bosques abiertos, campos arbustivos, pastizales con árboles y bosquecillos aislados.

Se encuentra globalmente “En Peligro” por la UICN, debido a disminución en su rango de distribución actual en Uruguay y Argentina respecto al histórico, mientras que en algunas localidades del sur de Brasil ya se considera extinta (Azpiroz et al., 2012a; 2017; BirdLife International, 2022). La principal amenaza que sufre esta especie es la caza para explotación como ave cantora de jaula. Secundariamente, la conversión de hábitats provocada por la forestación y la tala de bosques nativos para la ganadería son otras de sus amenazas (BirdLife International, 2022).

#### *Obtención de variables predictoras*

**Tabla 1.** Descripción y códigos de las variables predictoras utilizadas para realizar los modelos de distribución.

<b>Factor</b>	<b>Código</b>	<b>Variable</b>
<b>Topoclimático</b>	Bio01 <sup>1</sup>	Temperatura media anual (°C)
	Bio02 <sup>1</sup>	Rango diurno medio (media mensual) (°C)
	Bio03 <sup>1</sup>	Isotermalidad (Bio02 / Bio07) (× 100)
	Bio04 <sup>1</sup>	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar×100)
	Bio05 <sup>1</sup>	Temperatura máxima del mes más cálido (°C)
	Bio06 <sup>1</sup>	Temperatura mínima del mes más frío (°C)
	Bio07 <sup>1</sup>	Rango anual de temperatura (Bio05-Bio06) (°C)
	Bio08 <sup>1</sup>	Temperatura media del trimestre más húmedo (°C)
	Bio09 <sup>1</sup>	Temperatura media del cuarto más seco (°C)
	Bio10 <sup>1</sup>	Temperatura media del trimestre más cálido (°C)
	Bio11 <sup>1</sup>	Temperatura media del cuarto más frío (°C)
	Bio12 <sup>1</sup>	Precipitación anual (mm/año)
	Bio13 <sup>1</sup>	Precipitación del mes más húmedo (mm/mes)
	Bio14 <sup>1</sup>	Precipitación del mes más seco (mm/mes)
	Bio15 <sup>1</sup>	Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)
	Bio16 <sup>1</sup>	Precipitación del cuarto más húmedo (mm/cuarto)
	Bio17 <sup>1</sup>	Precipitación del cuarto más seco (mm/cuarto)
	Bio18 <sup>1</sup>	Precipitación del trimestre más cálido (mm/trimestre)
	Bio19 <sup>1</sup>	Precipitación del trimestre más frío (mm/trimestre)
	<b>Cobertura y uso de suelos</b>	Rad_Sol <sup>2</sup>
Alti <sup>2</sup>		Altitud media (m)
Pend <sup>3</sup>		Pendiente (m)
Ori <sup>3</sup>		Orientación (°)
Rel <sup>3</sup>		Sombra del relieve
Cober_Des <sup>4</sup>		Suelos cubiertos por escasa vegetación o desnudos (%)
Cober_Cult <sup>4</sup>		Suelos cubiertos por cultivos y plantaciones (%)
Cober_Herb <sup>4</sup>		Suelos cubiertos por herbáceas (%)
Cober_Arbu <sup>4</sup>		Suelos cubiertos por arbustos (%)
Cober_Arbol <sup>4</sup>		Suelos cubiertos por árboles y bosques (%)
Cober_AcuPer <sup>4</sup>		Suelos cubiertos por cuerpos de agua permanentes (%)
Cober_AcuEst <sup>4</sup>		Suelos cubiertos por cuerpos de agua estacionales (%)
Cober_Urb <sup>4</sup>	Suelos cubiertos por construcciones (%)	
Long_Carr <sup>5</sup>	Densidad de carreteras (m/km <sup>2</sup> )	
Cant_Carr <sup>5</sup>	Cantidad de rutas (N°/Celda)	
Den_Pob <sup>6</sup>	Densidad poblacional (Personas/km <sup>2</sup> )	
<b>Espacial</b>	Ysp <sup>7</sup>	Combinación polinomial lineal entre la Longitud y la Latitud, resultante de una regresión logística espacial

<sup>1</sup> Variables obtenidas de la página de Chelsea [www.chelsea-climate.org](http://www.chelsea-climate.org).

<sup>2</sup> Variables obtenidas de la página de WorldClim [www.worldclim.org](http://www.worldclim.org).

<sup>3</sup> Variables que se calcularon utilizando la herramienta de *Análisis de terreno ráster* del programa QGIS versión 3.22.8-Białowieża [www.qgis.org](http://www.qgis.org).

<sup>4</sup> Variables obtenidas de la página Global Land Cover [www.lcviewer.vito.be](http://www.lcviewer.vito.be).

<sup>5</sup> Variables obtenidas de la página de GLoBio [www.globio.info](http://www.globio.info).

<sup>6</sup> Variables obtenidas de la página de EarthData [www.sedac.ciesin.columbia.edu](http://www.sedac.ciesin.columbia.edu).

<sup>7</sup> Combinación polinomial lineal de Latitud y Longitud de la regresión logística espacial ( las coordenadas fueron calculadas con el programa QGIS versión 3.22.8-Białowieża [www.qgis.org](http://www.qgis.org)).

Se elaboraron 36 variables predictoras, correspondientes a los factores topoclimático, espacial, y de cobertura y uso de suelo. En la Tabla 1 se detallan las variables junto con las fuentes de donde se obtuvieron.

Para las variables correspondientes a los factores topoclimático y de cobertura y uso de suelos, se utilizó la herramienta *Cortar ráster por extensión*, disponible en el programa QGIS, para obtener capas ráster del tamaño del área de estudio. Luego, a partir de las capas y de la malla de hexágonos del área de estudio, se procedió a utilizar la herramienta de *Estadísticas de zona* para obtener un valor promedio de cada variable para cada hexágono.

Por otro lado, para el factor espacial, se utilizó la herramienta de *Calculadora de campos* para determinar las coordenadas de los centroides de los hexágonos de la malla, y de esta forma se obtuvieron los valores de Longitud y Latitud para cada hexágono. Posteriormente, en el programa estadístico R (Versión 4.1.0), se utilizó el argumento TSA dentro de la función multGLM (disponible en el paquete *fuzzySim*), para agregar el análisis de tendencia de superficie. Este análisis es una forma de modelar la estructura espacial en las distribuciones de las especies, utilizando las coordenadas de Longitud y Latitud de cada presencia (en este caso los hexágonos con presencia).

## ***Modelos de distribución y evaluación***

### ***Elaboración de los modelos de favorabilidad***

En este trabajo se utilizó como modelo de distribución de especies (MDE) el modelo de Favorabilidad, obtenido a partir de la Función de Favorabilidad (FF) propuesta por Real et al. (2006). La FF es un Modelo Lineal Generalizado (GLM) modificado, que evalúa la variación de la probabilidad de presencia de una especie en determinadas condiciones ambientales, con respecto a la probabilidad de presencia esperada por azar (la prevalencia) (Real et

al.,2006; Acevedo & Real, 2012; Marchetto et al., 2023). La FF deriva directamente de la función de probabilidad obtenida de la regresión logística:

$$P = \frac{e^y}{1 + e^y} \quad F = \frac{\frac{P}{(1-P)}}{\frac{n_1}{n_0} + \frac{P}{(1-P)}}$$

Donde  $F$  es la favorabilidad,  $P$  es la probabilidad de ocurrencia de un evento (en este caso presencia de la especie),  $y$  es una regresión lineal de las variables predictoras,  $e$  es el logaritmo neperiano,  $n_1$  es el número de presencias y  $n_0$  es el número de ausencias. La FF resultante es:

$$F = \frac{e^y}{\frac{n_1}{n_0} + e^y}$$

De esta forma, los sitios con valores con  $F > 0,5$  indican una probabilidad de presencia de la especie mayor a la prevalencia, lo cual apunta a que poseen características ambientales favorables para la presencia de la especie (Real et al., 2006; Acevedo & Real, 2012). Esta función es utilizada para realizar Modelos de Favorabilidad ambiental, los cuales arrojan valores que indican el grado de pertenencia de la especie, al conjunto difuso de sitios con condiciones ambientales favorables para la misma.

A su vez, esta función permite aplicar las reglas de la lógica difusa al modelado de la distribución de especies, admitiendo así el uso de diferentes operaciones que se pueden realizar (Real et al., 2006). Un ejemplo es el índice de riqueza difusa, obtenido de la suma de los valores de favorabilidad de cada especie en cada una de las celdas o unidades geográficas del estudio. El resultado de esta suma es conocido como valor de Favorabilidad Acumulada (FA) (Estrada et al., 2008; 2011).

Para realizar los modelos, se hizo una preselección de las variables predictoras anteriormente mencionadas. Se calcularon los coeficientes de correlación de Pearson de cada par de variables para seleccionar la más significativa, de los pares con un coeficiente superior a 0,8. De esta forma, se buscó controlar la multicolinealidad entre variables (Dormann et al., 2013).

A partir de los datos de las variables seleccionadas y de los datos de presencia/ausencia de cada UG, se calculó la FF de cada especie. Para ello, se aplicó una regresión logística paso a paso adelante-atrás de los datos de las variables explicativas y los datos de presencia/ausencia de las especies (Márquez et al., 2011). De esta forma se obtuvieron modelos multivariados cada vez más complejos y se evitó el ingreso de variables redundantes. Posteriormente se utilizó el criterio de información de Akaike (AIC) para seleccionar el modelo multivariado más equitativo respecto a la información y la parsimonia.

Para estos análisis se utilizó la función multGLM del paquete *fuzzySim* (Barbosa, 2015) disponible en el programa estadístico R (Versión 4.1.0).

Es así que se obtuvo un valor de favorabilidad (F) entre 0 y 1, para cada una de las UGs y se clasificaron en cinco intervalos:  $F < 0,2$  son sitios de favorabilidad baja, de  $0,2 \leq F \leq 0,4$  corresponden a favorabilidad baja - intermedia,  $0,4 \leq F < 0,6$  son sitios de favorabilidad intermedia,  $0,6 \leq F < 0,8$  son de favorabilidad intermedia – alta y  $F \geq 0,8$  son de favorabilidad alta. Los datos de F para cada UGs se representaron en el programa QGIS ([www.qgis.org](http://www.qgis.org)), obteniendo mapas de favorabilidad para cada una de las especies.

#### *Importancia relativa de las variables*

Para cada una de las variables que ingresaron a los modelos se calculó el parámetro de Wald, que permite medir la importancia relativa, en la contribución de cada variable al modelo final (Wald, 1943). Para ello se utilizó el paquete *survey* disponible en el programa R (Versión 4.1.0).

#### *Evaluación de los modelos*

Para evaluar el ajuste de los modelos a los datos se empleó el estadístico  $D^2$ , el cual corresponde a un estimador semejante al  $R^2$ , que toma valores entre 0 y 1 (Guisan & Zimmermann, 2000). El  $D^2$  aplicado en los Modelos Lineales Generalizados (GLM) generalmente presenta valores entre 0,1 y 0,3. Valores menores a 0,1 indican que el ajuste del modelo fue bajo, mientras que valores mayores a 0,3 indican un ajuste bueno (Cayuela & de la Cruz, 2022). Para determinar el estadístico se utilizó la función *Dsquared* que se

encuentra en el paquete *modEvA* (Barbosa et al., 2013) disponible en el programa estadístico R (Versión 4.1.0).

Se midió la capacidad de discriminación de los modelos, utilizando el área por debajo de la curva (AUC) característica operativa del receptor (ROC). Es una medida independiente del umbral de favorabilidad, y da como resultado valores entre 0 – 1 (Hosmer & Lemeshow, 2000).

Luego se evaluó la capacidad de clasificación de los modelos, a partir de los siguientes índices dependientes de umbral: TSS, Sensibilidad, Especificidad y la tasa de clasificación correcta (CCR) (Ver Anexo 3). El umbral de clasificación utilizado para los índices es  $F = 0,5$ .

El índice TSS es una medida general de clasificación, que tiene valores entre -1 y 1. Cuando el TSS es cercano 1 indica un acuerdo perfecto y los valores de  $TSS \leq 0$  indican un desempeño peor que el aleatorio (Allouche et al., 2006).

El restante de los índices, poseen un rango de valores entre 0 a 1. La Sensibilidad es un índice que mide la proporción de presencias correctamente clasificadas, mientras que la especificidad mide la proporción de ausencias correctamente clasificadas (Brito et al., 1999).

Los índices anteriormente mencionados, para evaluar la capacidad de discriminación y de clasificación, se determinaron con la función *multModEv* que se encuentra en el paquete *modEvA* (Barbosa et al., 2013) disponible en el programa estadístico R (Versión 4.1.0).

### *Partición de la varianza*

Para poder analizar qué proporción de la variación de los modelos se explica por cada uno de los tres factores considerados, se realizó el procedimiento de partición de la varianza (Borcard et al., 1992; Real et al., 2013). Este procedimiento considera la contribución de los factores de forma separada, así como también las interacciones entre los mismos. Para ello se utilizaron los coeficientes de correlación de Pearson, por un lado, del modelo global, y por otro se realizaron las funciones de favorabilidad de cada uno de los factores y sus interacciones para obtener sus coeficientes de correlación respectivos (Muñoz y Real, 2006;

Real et al., 2013). De esta forma, se obtuvieron valores proporcionales de la contribución de cada factor y sus combinaciones, a la variación total explicada por el modelo (Muñoz y Real, 2006; Barbosa et al., 2013). El procedimiento se realizó en el programa estadístico R (Versión 4.1.0), utilizando la función *varPart* disponible en el paquete *modEvA* (Barbosa et al., 2013).

### ***Favorabilidad Acumulada***

A partir de los mapas de favorabilidad de cada una de las especies, utilizando la herramienta de *Calculadora de campos* del programa QGIS, se calculó la sumatoria de las favorabilidades de las especies por cada UG. Se obtuvo así la Favorabilidad Acumulada (FA) de las UGs, para elaborar el mapa de favorabilidad acumulada. Los valores de FA se clasificaron en cuatro intervalos:  $FA \leq 1$  son sitios de favorabilidad baja ( $F < 0,2$ ) para las cuatro especies,  $1 < FA < 2$  corresponde a favorabilidad intermedia – baja ( $0,2 \leq F < 0,4$ ) para las especies,  $2 \leq FA \leq 3$  son F intermedia – alta ( $0,4 \leq F < 0,8$ ) para las especies, y por último  $FA > 3$  corresponden a sitios con F alta ( $F \geq 0,8$ ) para las especies.

### ***Análisis de desajustes***

Para realizar el análisis de desajustes se utilizó la capa con la distribución actual de los espacios protegidos presentes en la provincia biogeográfica Pampeana (UNEP-WCMC & IUCN, 2021). Se consideraron únicamente los espacios protegidos pertenecientes a la jurisdicción Nacional o Provincial, dejando de lado los sitios de reconocimiento internacional como por ejemplo las áreas Ramsar, Reservas de la Biósfera, entre otros. Esto debido a las diferencias de manejo entre los sitios que están dentro de los Sistemas de Áreas Protegidas y los sitios de interés internacional. Las APs consideradas en este trabajo se detallan en el Anexo 4.

A partir de los modelos cartográficos de las especies, se superpuso la distribución de la red de espacios protegidos. De esta forma, se determinó cuáles son las APs de cada país, que se superponen con los sitios de diferentes grados de F para cada especie.

Adicionalmente, se utilizó el Índice de Inseguridad ( $I_i$ ) propuesto por Díaz-Gómez et al. (2013), como forma de cuantificar el desajuste entre la distribución de las especies y la red de APs. Este índice se basa en los MDE y la lógica difusa. Utiliza la proporción de protección de cada celda del área de estudio, como métrica para clasificar el grado de protección. Representa, con valores de 0 a 1, cuánto del set difuso de áreas favorables para una especie, no está incluida dentro de las áreas protegidas (Díaz-Gómez et al., 2013; Estrada & Real, 2018). De esta forma, los valores más cercanos a 1 indican sitios de F significativa (intermedia – alta o alta) que no se encuentran bajo protección.

En primer lugar, se debe determinar el Índice de Inseguridad por celda o UGs ( $I_{ij}$ ) para cada especie:

$$I_{ij} = F_{ij} - (F_{ij} \times P_j)$$

Dónde  $F_{ij}$  es la F de la especie i en la celda j, y  $P_j$  es la proporción en que la celda j está protegida.

A partir del  $I_{ij}$ , se define el  $I_i$  general de cada especie como:

$$I_i = \frac{\sum_{j=1}^n I_{ij}}{\sum_{j=1}^n F_{ij}}$$

Dónde  $F_{ij}$  es la F de la especie i en la celda j,  $I_{ij}$  índice de inseguridad de la especie i en la celda j, y  $n$  es el número total de celdas en el área de estudio.

A su vez, a partir del  $I_i$  es posible calcular el Índice de Seguridad Global (S), teniendo en cuenta el complemento de  $I_i$ :

$$S = 1 - I_i$$

Se calculó el  $I_i$  para cada una de las especies mediante la herramienta *Calculadora de campos* del programa QGIS, a partir de sus respectivos mapas de favorabilidad y el mapa con la distribución de los espacios protegidos. A su vez, este mismo índice se calculó con el mapa de favorabilidad acumulada, para poder analizar los desajustes de los espacios protegidos, respecto a los sitios más favorables para todas las especies.

Los valores de  $I_{ij}$  también se clasificaron en cinco intervalos:  $I_{ij} < 0,2$  son sitios de inseguridad baja, de  $0,2 \leq I_{ij} \leq 0,4$  corresponden a inseguridad baja - intermedia,  $0,4 \leq I_{ij} < 0,6$  son sitios de inseguridad intermedia,  $0,6 \leq I_{ij} < 0,8$  son de inseguridad intermedia – alta y  $I_{ij} \geq 0,8$  son de inseguridad alta.

Por otra parte, teniendo en cuenta que las APs consideradas corresponden al 2,43% del área de estudio total, es esperable que la cobertura de sitios favorables para las especies sea baja. Es por eso que se utilizó el procedimiento propuesto por Estrada & Real (2018) para calcular la Representatividad (R) a partir del S de cada especie. El cálculo de R consiste en dividir el índice de S de cada especie, por la proporción de espacios protegidos en el área de estudio, que en este caso corresponde a 0,024. Los valores de  $R > 1$  indican que el porcentaje de sitios favorables para la especie, que están protegidos, es superior al porcentaje de protección que tiene el área de estudio en total.

## Resultados

### Registros obtenidos

La proporción de unidades geográficas (UGs) con presencia de cada especie se detalla en la Tabla 2. Únicamente para una de las especies la proporción de sitios con presencia supera el 1% del área de estudio total. El Cardenal Amarillo es la especie con mayor cantidad de UGs con presencias (N = 178), mientras que la Loica Pampeana es la especie con menor número de UGs con presencias (N = 47).

**Tabla 2.** Número de Unidades Geográficas (UG) con al menos un registro para cada una de las especies de aves del estudio, y su proporción teniendo en cuenta el total de UGs en el área de estudio.

Especie	Nº de Unidades Geográficas (%)
Dragón ( <i>Xanthopsar flavus</i> )	109 (0,83)
Loica Pampeana ( <i>Leistes defilippii</i> )	47 (0,36)
Capuchino Pecho Blanco ( <i>Sporophila palustris</i> )	66 (0,50)
Cardenal Amarillo ( <i>Gubernatrix cristata</i> )	178 (1,36)

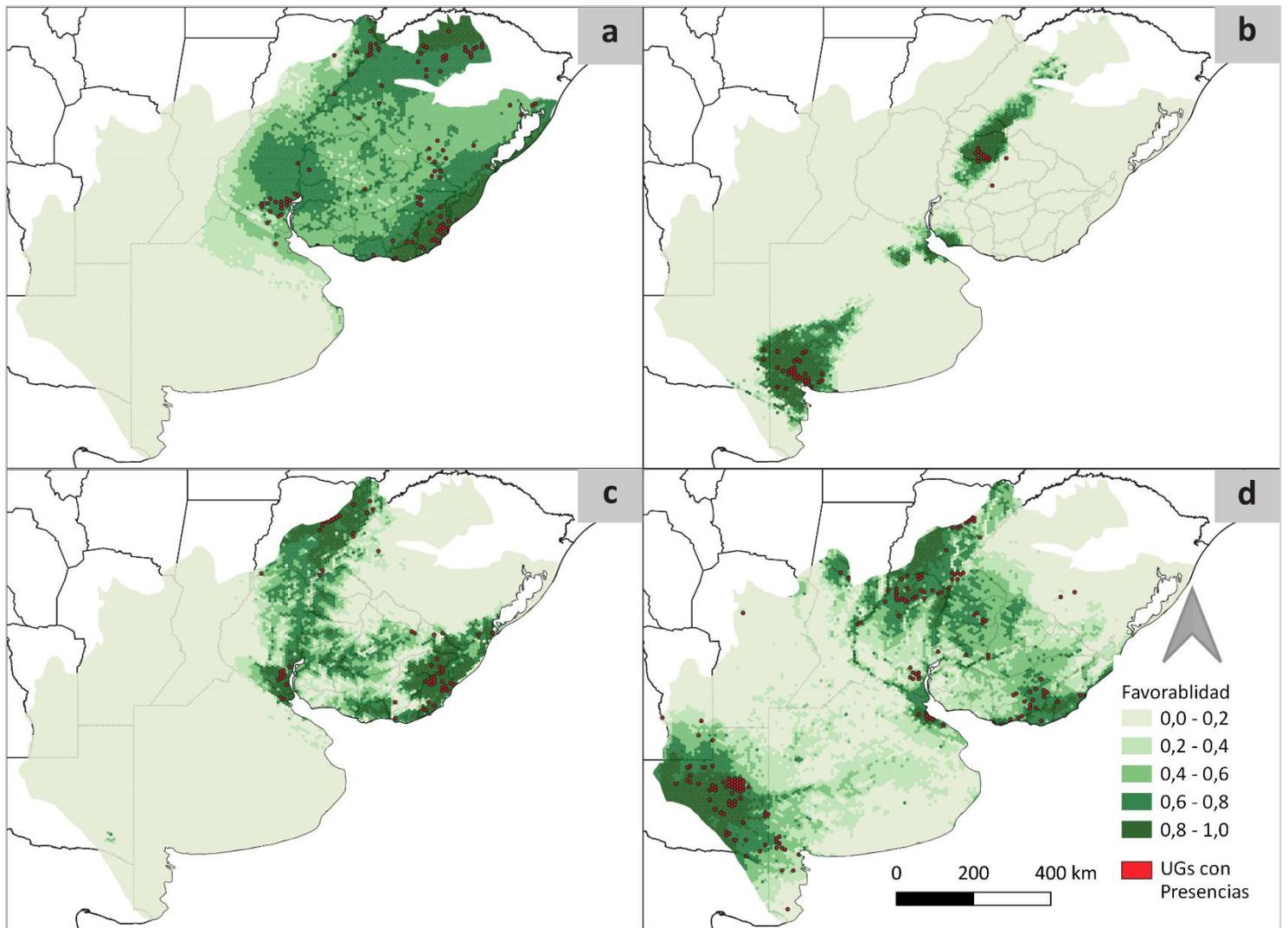
### Modelos de distribución y su evaluación

Se obtuvieron modelos de favorabilidad para las cuatro especies en estudio (Figura 2). Las variables que ingresaron a los modelos y sus respectivos coeficientes en las funciones de favorabilidad se detallan en la Tabla 3. El resultado del parámetro de Wald para cada variable se presentan en la Tabla 4 así como el signo con el que cada variable ingresó en el modelo.

#### Importancia relativa de las variables

Las variables que explican mayormente la distribución del Dragón son el porcentaje de suelos cubiertos por arbustos (Cober\_Arbu), y la estructura espacial (Ysp). Ambas variables influyeron de forma positiva en el modelo.

El rango de temperatura diurna medio (Bio02), la temperatura media del trimestre más cálido (Bio10), la temperatura media del cuarto más frío (Bio11), el porcentaje de suelos



**Figura 2.** Mapas con las representaciones de los modelos de favorabilidad de cada una de las especies en la provincia biogeográfica Pampeana. **a)** Dragón (*Xanthopsar flavus*), **b)** Loica Pampeana (*Leistes defilippii*), **c)** Capuchino Pecho Blanco (*Sporophila palustris*) y **d)** Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*). En color rojo se observan las Unidades geográficas (UGs) con presencias para cada especie.

cubiertos por arbustos (Cober\_Arbu), y la estructura espacial (Ysp), son las variables más relevantes que explican la distribución de la Loica Pampeana (Tabla 4). Las variables Bio02, Bio08 y Cober\_Arbu incidieron de forma negativa en el modelo, mientras que Bio10 y Ysp lo hicieron de forma positiva.

En cuanto al Capuchino Pecho Blanco, las variables que explican en mayor medida su distribución son la altitud (Alti), porcentaje de suelos cubiertos por arbustos (Cober\_Arbu)

**Tabla 3.** Funciones de Favorabilidad de cada una de las especies, con las variables que ingresaron a los modelos y sus coeficientes. Los significados de las abreviaturas se detallan en la Tabla 1.

Especie	Ecuación de Favorabilidad
Dragón ( <i>Xanthopsar flavus</i> )	$F=1-\frac{1}{(1+\exp(4,348+0,94 \times Ysp+0,03 \times Cober\_AcuPer+0,09 \times Cober\_Arbu-0,02 \times Cober\_Herb))}$
Loica Pampeana ( <i>Leistes defilippii</i> )	$F=1-\frac{1}{(1+\exp(-44,575+1,829 \times Ysp-0,208 \times Cober\_Arbu+7,131 \times Bio10-0,845 \times Bio08-0,067 \times Cober\_Cult-0,38 \times Cober\_AcuPer+0,018 \times Alti+0,147 \times Cober\_Des-0,663 \times Bio02-3,788 \times Bio11))}$
Capuchino Pecho Blanco ( <i>Sporophila palustris</i> )	$F=1-\frac{1}{(1+\exp(7,272+0,938 \times Ysp-0,03 \times Alti-0,864 \times Cober\_Des+0,167 \times Cober\_Arbu+0,029 \times Cober\_Herb-0,061 \times Bio15+0,018 \times Bio03-0,001 \times Rad\_sol))}$
Cardenal Amarillo ( <i>Gubernatrix cristata</i> )	$F=1-\frac{1}{(1+\exp(4,681+0,945 \times Ysp-0,066 \times Cober\_Cult-0,097 \times Cober\_AcuPer+0,044 \times Bio15-0,074 \times Cober\_Arbu-0,013 \times Bio13+0,04 \times Pend-0,025 \times Cober\_Herb))}$

y la estructura espacial (Ysp) (Tabla 4). La variable Alti influyó de forma negativa en el modelo, mientras que Cober\_Arbu y Ysp incidieron de forma positiva.

Por último, las variables mayormente explicativas de la distribución del Cardenal Amarillo son el porcentaje de suelos cubiertos por cultivos y plantaciones (Cober\_Cult), la estructura espacial (Ysp) y el porcentaje de suelos cubiertos por arbustos (Cober\_Arbu) (Tabla 4). La variable Ysp incidió de forma positiva en el modelo, Cober\_Cult y Cober\_Arbu incidieron de forma negativa.

### *Evaluación de los modelos*

El ajuste de los modelos a los datos utilizados, medido a través del  $D^2$  (Tabla 5), indicó un ajuste bueno para los modelos de Loica Pampeana ( $D^2 = 0,479$ ) y Capuchino Pecho Blanco ( $D^2 = 0,366$ ), y un ajuste aceptable para los de Dragón ( $D^2 = 0,199$ ) y Cardenal Amarillo ( $D^2 = 0,186$ ) (Cayuela & de la Cruz, 2022).

**Tabla 4.** Variables predictoras que ingresaron en los Modelos de Favorabilidad de las cuatro especies analizadas, y el resultado del Test de Wald para cada una de ellas. El parámetro de Wald indica la importancia relativa de todas las variables en cada modelo. Los significados de las abreviaturas de las variables se detallan en la Tabla 1. Entre paréntesis se muestra el signo que representa cómo influye cada variable al modelo.

<b>Variables</b>	<b>Dragón (<i>Xanthopsar flavus</i>)</b>	<b>Loica Pampeana (<i>Leistes defilippii</i>)</b>	<b>Capuchino Pecho Blanco (<i>Sporophila palustris</i>)</b>	<b>Cardenal Amarillo (<i>Gubernatrix cristata</i>)</b>
<b>Bio02</b>		41.711(-)		
<b>Bio03</b>			13.892(+)	
<b>Bio08</b>		11.496(-)		
<b>Bio10</b>		55.683(+)		
<b>Bio11</b>		57.155(-)		
<b>Bio13</b>				18.080(-)
<b>Bio15</b>			6.661(-)	38.646(+)
<b>Rad_sol</b>			4.515(-)	
<b>Alti</b>		24.108(+)	43.984(-)	
<b>Pend</b>				10.455(+)
<b>Cober_Des</b>		3.978(+)	6.380(-)	
<b>Cober_Cult</b>		23.208(-)		134.020(-)
<b>Cober_Herb</b>	8.066(+)		7.738(+)	26.587(-)
<b>Cober_Arbu</b>	10.654(+)	39.742(-)	23.108(+)	70.180(-)
<b>Cober_AcuPer</b>	5.688(+)	6.541(-)		14.800(-)
<b>Ysp</b>	99.150(+)	33.714(+)	43.248(+)	81.329(+)

El desempeño de los modelos, considerando tanto su capacidad de clasificación como de discriminación fue aceptable según los parámetros utilizados en el estudio (Tabla 5). La capacidad de discriminación fue excelente para todos los modelos, presentando valores de AUC > 0,8 en todos los casos (Hosmer & Lemeshow, 2000). Por otro lado, la capacidad de clasificación, evaluada por los índices CCR, especificidad y sensibilidad fue buena para todos los modelos (valores mayores a 0,6), al igual que con el índice TSS (valores superiores a 0) (Allouche et al., 2006; Zurell et al., 2020).

**Tabla 5.** Resultados obtenidos de los estadísticos utilizados para evaluar las capacidades de discriminación (AUC) y clasificación (CCR, Sensibilidad, Especificidad y TSS) los modelos; y el ajuste de los modelos a los datos ( $D^2$ ). AUC = área por debajo de la curva característica operativa del receptor (ROC); CCR= tasa de clasificación correcta; TSS = estadístico que mide las presencias y ausencias bien clasificadas (en inglés true skill statistic).

Especies	AUC	CCR	Sensibilidad	Especificidad	TSS	$D^2$
Dragón ( <i>Xanthopsar flavus</i> )	0,888	0,673	0,963	0,670	0,633	0,199
Loica Pampeana ( <i>Leistes defilippii</i> )	0,980	0,922	0,936	0,922	0,858	0,479
Capuchino Pecho Blanco ( <i>Sporophila palustris</i> )	0,952	0,853	0,864	0,853	0,716	0,366
Cardenal Amarillo ( <i>Gubernatrix cristata</i> )	0,869	0,758	0,871	0,756	0,627	0,186

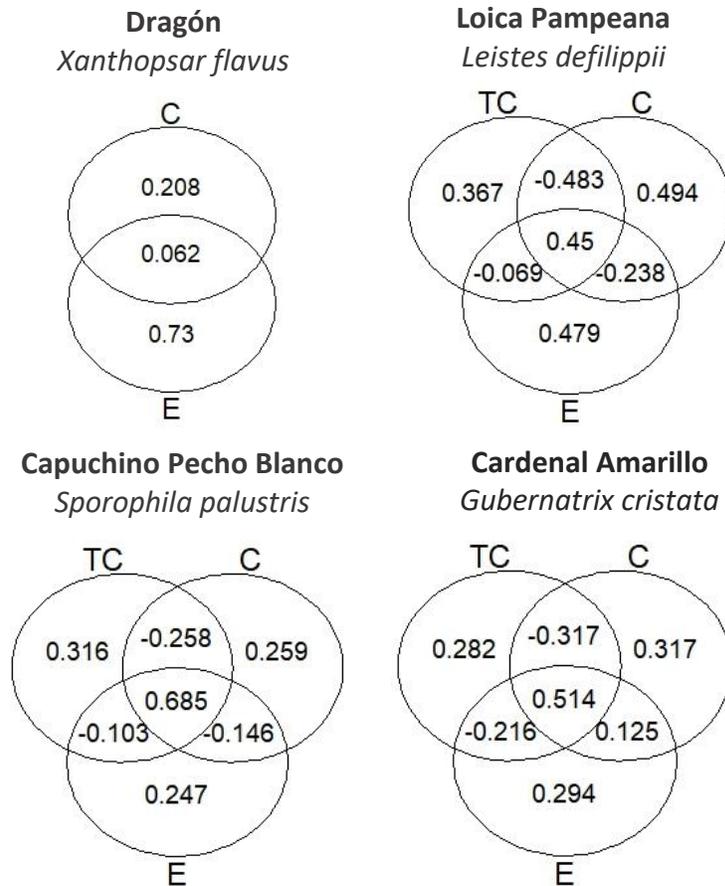
### *Partición de la varianza*

El análisis de partición de la varianza (Figura 3) muestra la proporción en que cada uno de los factores aporta a la explicación de los modelos. Para el modelo de Dragón resultó que dos de los factores son explicativos. El factor espacial es el que presentó mayor porcentaje de contribución al modelo con 73%, mientras que el de cobertura y uso de suelos lo fue con una contribución de 20,8%. Por otro lado, la interacción entre ambos factores explica el 6,2% del modelo.

El modelo de Loica Pampeana presentó la contribución de los tres factores (Figura 3). El factor con más porcentaje de contribución es el de cobertura y uso de suelos con 49,4%, seguido por el factor espacial con un 47,9%, y por último el factor topoclimático con 36,7%.

La interacción entre los tres factores presenta una contribución de 45%. Por otra parte, la interacción de a pares entre los factores, presenta valores negativos, lo cual indica que un factor está siendo oscurecido por el otro.

El modelo de Capuchino Pecho Blanco también tuvo contribución de los tres factores considerados, y la interacción entre los mismos fue la que presentó un mayor porcentaje de explicación de la variación del modelo con un 68,5%. Seguido por el factor topoclimático



**Figura 3.** Partición de la varianza de cada uno de los factores por separado y sus interacciones, para contribuir a la variación de los Modelos de Favorabilidad de las especies de aves consideradas en el estudio. Los valores indican la proporción de variación explicada por los factores y sus interacciones. Los valores en negativo indican la proporción en que el efecto de un factor es oscurecido por el otro factor a través de las interacciones entre las variables (Cartron et al., 2000; Bárcena et al., 2004). TC = Topoclimático; C = Cobertura y uso de suelos; E = Espacial.

con 31,6%, el de cobertura y uso de suelos con 25,9%, y por último el espacial con 24,7%. Al igual que en la especie anterior, las interacciones de a pares entre factores presentaron valores negativos, representando el efecto oscurecedor de un factor sobre.

Por último, el Cardenal Amarillo, igualmente presentó contribución de los tres factores, y su interacción fue la que presentó un mayor porcentaje de explicación de la variación del modelo con un 51,4%. Luego el factor de cobertura y uso de suelos con 31,7%, el factor espacial con 29,4% y por último el factor topoclimático con 28,2%. En cuanto a las interacciones por pares, encontramos que solo la de los factores espacial y de cobertura y

uso de suelos presentó un valor positivo con una contribución de 12,5%, mientras que las otras dos presentaron valores negativos.

### *Modelo de favorabilidad por especie*

Las representaciones cartográficas de los modelos de favorabilidad para cada especie se muestran en las Figura 2. En la Tabla 6 se detallan el número de UGs por categoría según su valor de favorabilidad (F). Encontramos que la especie con mayor cantidad de UGs con F alta ( $F > 8$ ) es el Cardenal Amarillo, seguido por el Capuchino Pecho Blanco, luego el Dragón, y por último la Loica Pampeana. Por otro lado, en la Figura 4 se puede observar en detalle la distribución de UGs con  $F > 0,6$  para cada una de las especies, en los países que abarcan el área de estudio.

El modelo cartográfico del Dragón (Figura 2a) presenta un área extensa y continua de favorabilidad baja - intermedia e intermedia - alta ( $0,2 \leq F < 0,8$ ), que se extiende desde el extremo noroeste de la provincia de Buenos Aires y la totalidad de Entre Ríos en Argentina hasta el extremo norte de la provincia biogeográfica Pampeana en Brasil. Los sitios con favorabilidad alta ( $F \geq 0,8$ ) se encuentran en dos zonas, una se localiza hacia el norte de la

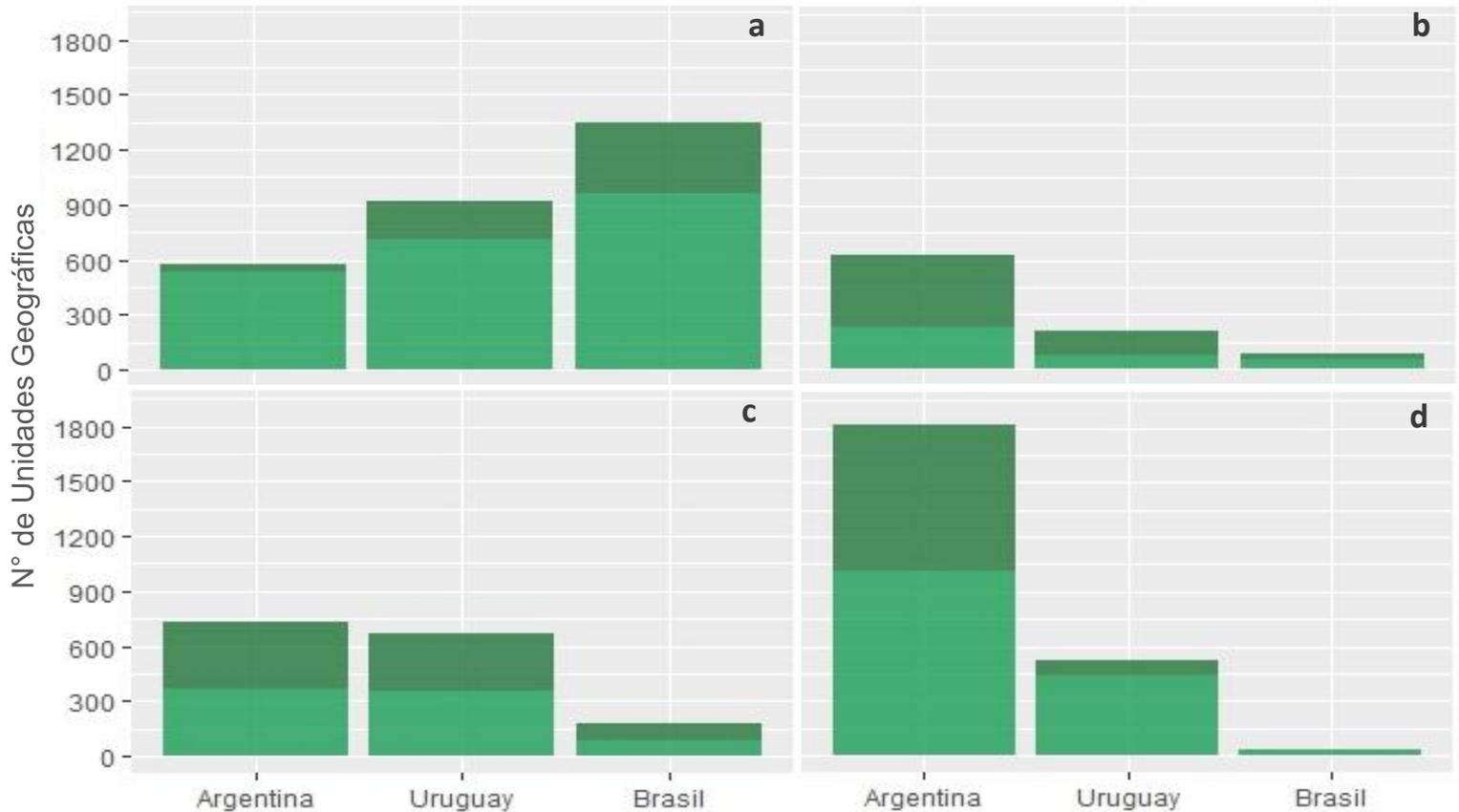
**Tabla 6.** Número y proporción de Unidades Geográficas dentro de cada intervalo de favorabilidad, para cada especie. Entre paréntesis ( ) se observan los porcentajes de UGs respecto al número de UGs total en el área de estudio (13.084).

Especies	N° de Unidades Geográficas (%)				
	$F < 0,2$	$0,2 \leq F \leq 0,4$	$0,4 \leq F \leq 0,6$	$0,6 \leq F < 0,8$	$F \geq 0,8$
Dragón ( <i>Xanthopsar flavus</i> )	6.966 (53,24%)	843 (6,44%)	2.444 (18,68%)	2.208 (16,88%)	623 (4,76%)
Loica Pampeana ( <i>Leistes defilippii</i> )	11.524 (88,07%)	350 (2,68%)	298 (2,28%)	347 (2,65%)	565 (4,32%)
Capuchino Pecho Blanco ( <i>Sporophila palustris</i> )	9.935 (75,93%)	802 (6,13%)	764 (5,84%)	805 (6,15%)	778 (5,95%)
Cardenal Amarillo ( <i>Gubernatrix cristata</i> )	5.901 (45,10%)	2.882 (22,03%)	1.925 (14,71%)	1.479 (11,30%)	897 (6,86%)

provincia biogeográfica Pampeana en el Estado de Río Grande do Sul en Brasil, y otra que abarcaría una pequeña porción de la frontera sur de Río Grande do Sul con Uruguay, y continúa por los departamentos de Rocha, Maldonado, Canelones y Montevideo el sureste de Uruguay. A su vez, al analizar la distribución por país de los sitios con  $F > 0,6$  para esta especie (Figura 4a), se observa que Brasil es el país con mayor número de UGs (el 47,44% de las UGs con  $F > 0,6$ ) seguido por Uruguay (32,46%) y por último Argentina (20,10%). Por otra parte, al considerar la proporción que estos sitios (con  $F > 0,6$ ) representan en la superficie de cada país dentro del área de estudio, en Brasil corresponden a un 60,68%, en Uruguay a un 47,18%, mientras que en Argentina corresponde a un 6,38%.

El modelo de la Loica Pampeana (Figura 2b) presenta tres zonas bien definidas de favorabilidad intermedia-alta y alta ( $F > 0,6$ ). Una se encuentra hacia el norte del territorio uruguayo y solo una pequeña parte de Río Grande do Sul. Esta zona ocupa una amplia porción del departamento de Salto, y pequeñas regiones de los departamentos aledaños, Paysandú y Artigas. Otra de las zonas, abarca una amplia extensión al suroeste la provincia de Buenos Aires en Argentina. Por último, la tercera zona y de menor extensión que las anteriores, se localiza en parte noreste de la provincia de Buenos Aires y suroeste del departamento de Colonia en Uruguay. En cuanto a la distribución por país de los sitios con  $F > 0,6$  para esta especie (Figura 4b), se observa que Argentina presenta el mayor número de UGs de esta categoría (68,31%), seguido por Uruguay (23,14%) y por último Brasil (8,55%). A su vez, al analizar la representatividad de estos sitios dentro de cada país en el área de estudio, en Argentina representa un 6,98%, mientras que en Uruguay y Brasil corresponden al 10,83% y 3,52% respectivamente.

El modelo cartográfico del Capuchino Pecho Blanco (Figura 2c) muestra una gran zona discontinua que tiene valores de  $F$  entre baja - intermedia hasta alta ( $F \geq 0,2$ ) hacia el centro-este de la provincia biogeográfica Pampeana. Las zonas de favorabilidad intermedia e intermedia - alta ( $0,4 < F < 0,8$ ) se encuentran hacia el centro y litoral del territorio uruguayo, en los departamentos de Artigas, Salto, Paysandú, Río Negro, Durazno, Tacuarembó y Cerro Largo. En Argentina, las zonas de favorabilidad intermedia e intermedia – alta se extienden en la porción este de la provincia de Entre Ríos y sureste de Corrientes. Las áreas de



**Figura 4.** Número de Unidades Geográficas (UGs) con Favorabilidad (F) mayor a 0,6 para cada especie: **a)** Dragón (*Xanthopsar flavus*), **b)** Loica Pampeana (*Leistes defilippii*), **c)** Capuchino Pecho Blanco (*Sporophila palustris*) y **d)** Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*). Se observa la cantidad de UGs en cada país que integra la provincia biogeográfica Pampeana. Los dos colores en las barras representan valores de F:  $0,6 < F < 0,8$  (verde claro) y  $F > 0,8$  (verde oscuro).

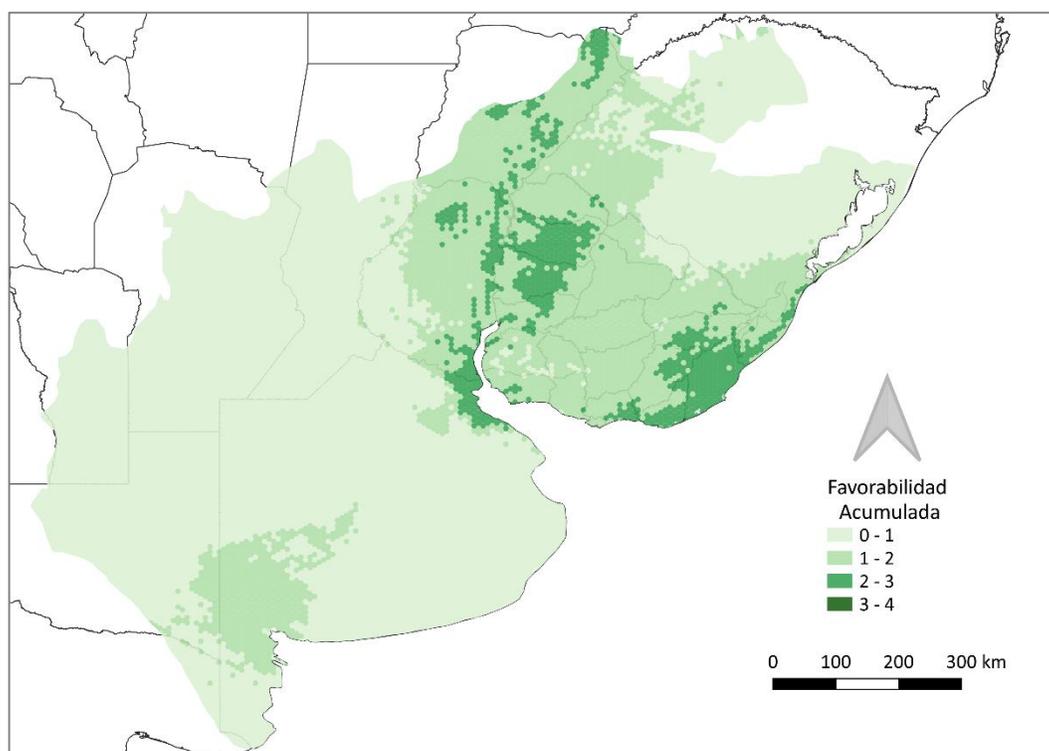
favorabilidad principalmente alta ( $F \geq 0,8$ ) se encuentran en gran parte del sureste de Uruguay, en los departamentos de Rocha, Maldonado, Treinta y Tres, Canelones y Lavalleja; en el lado este de las provincias de Corrientes y Entre Ríos de Argentina; y una pequeña porción hacia el sur del estado de Río Grande do Sul en Brasil. Observando la distribución de UGs con  $F > 0,6$  para esta especie (Figura 4c) se observa que Argentina es el país con mayor número (46,43%), seguido por Uruguay (42,33%) y por último Brasil (11,24%). Estos sitios corresponden al 8,24% del territorio argentino que se encuentra en el área de estudio, así como el 34,39% del territorio uruguayo y 8,04% del territorio brasileño.

Por último, el modelo del Cardenal Amarillo presenta dos zonas de valores de F entre baja - intermedia hasta alta ( $F \geq 0,2$ ), una que se sitúa hacia el suroeste de la provincia biogeográfica Pampeana, ocupando parte de las provincias de Río Negro, La Pampa y

Buenos Aires en Argentina; y la otra localizada hacia el noreste ocupando casi la totalidad del territorio uruguayo, parte de las provincias de Entre Ríos, Buenos Aires y Corrientes en Argentina, y pequeñas porciones del estado de Río Grande do Sul. Las áreas con favorabilidad principalmente alta ( $F > 0,8$ ) se encuentran en las provincias de La Pampa, Buenos Aires, Entre Ríos y Corrientes en Argentina, y los departamentos de Rocha, Lavalleja, Canelones, Montevideo y Maldonado en Uruguay. Al analizar el detalle de la distribución de las UGs con  $F > 0,6$  por país, para esta especie (Figura 4d), resulta que Argentina es el país con mayor cantidad de UGs (76,64%), seguido por Uruguay (21,93%) y por último Brasil (1,43%). Por otra parte, al tener en cuenta la representatividad de estos sitios en la superficie de cada uno de los países en el área de estudio, encontramos que corresponden al 20,41% del territorio argentino, 26,75% de Uruguay y 1,54% del territorio brasileño.

#### *Favorabilidad acumulada*

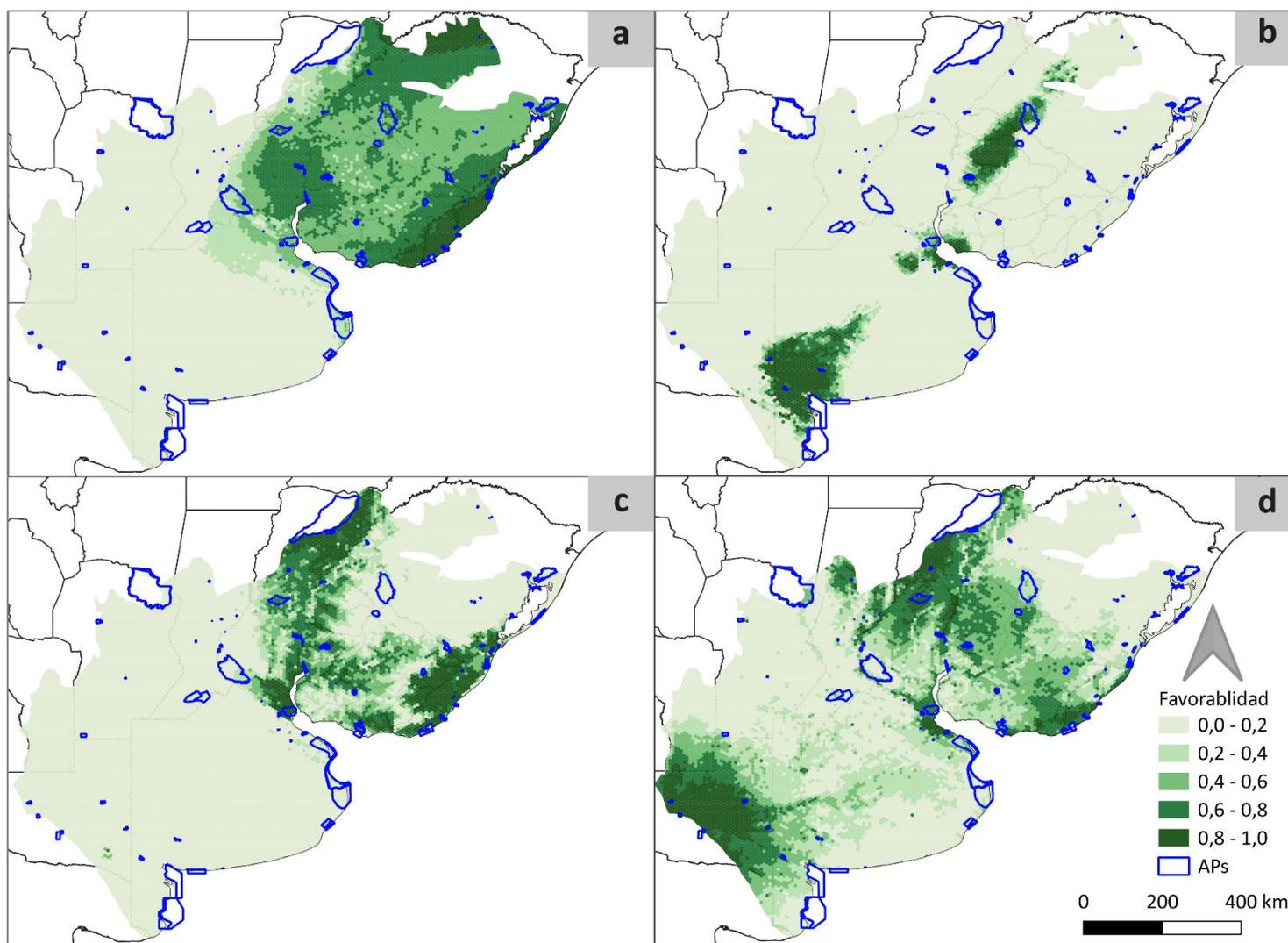
El mapa de la Favorabilidad Acumulada (FA) se representa en la Figura 5. Muestra que los sitios con F intermedia-alta y alta para las cuatro especies (es decir valores de FA  $\geq 2$ ) se



**Figura 5.** Mapa donde se representa el valor de la sumatoria de las favorabilidades de las especies (Favorabilidad Acumulada) para cada celda, en la provincia biogeográfica Pampeana.

encuentran hacia el noreste de la provincia biogeográfica Pampeana y corresponden a un 6,38% (835 UGs) del área de estudio total. Estos sitios se encuentran principalmente en el territorio uruguayo (58,32% de los sitios, es decir 487 UGs), al sureste en los departamentos de Rocha, Maldonado, Canelones, Lavalleja y Treinta y Tres, hacia el noroeste en Salto, Paysandú y Río Negro. En Argentina se encuentran un 36,53% (305 UGs) de los sitios, y se localizan hacia el este y noreste de la provincia de Corrientes, el este de la provincia de Entre Ríos y una pequeña porción del extremo noreste de Buenos Aires.

### **Análisis de desajustes**



**Figura 6.** Mapas con las representaciones de los modelos de favorabilidad de cada una de las especies estudiadas y la distribución de las Áreas Protegidas consideradas en la provincia biogeográfica Pampeana. **a)** Dragón (*Xanthopsar flavus*), **b)** Loica Pampeana (*Leistes defilippii*), **c)** Capuchino Pecho Blanco (*Sporophila palustris*) y **d)** Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*).

El análisis de desajustes de protección de la biodiversidad realizado a partir de la representación cartográfica de los modelos de favorabilidad de las especies y la distribución de los espacios protegidos considerados en el estudio se muestran en la Figura 6.

Teniendo en cuenta un umbral de  $F > 0,6$ , encontramos áreas protegidas superpuestas con la distribución de estos sitios, para las cuatro especies consideradas, dentro de los tres países que comprenden la provincia biogeográfica Pampeana. Estas áreas protegidas se detallan para cada especie en la Tabla 11 en el Anexo 5.

En la Tabla 7 se muestra el número de UGs con valores de  $F > 0,6$  para cada especie en el área de estudio, y en qué proporción estos sitios se encuentran protegidos. La especie con mayor porcentaje de sitios protegidos es el Dragón, seguido por el Capuchino Pecho Blanco, luego el Cardenal Amarillo, y por último la Loica Pampeana.

El análisis de desajustes realizado a partir de la representación cartográfica de la FA se muestra en la Figura 7. Los espacios protegidos superpuestos con los sitios de FA alta, teniendo en cuenta un umbral de  $FA > 2$ , se detallan en la Tabla 12 en el Anexo 5.

Por otro lado, la representación cartográfica de los valores de inseguridad por celda (Iij) para cada una de las especies se visualiza en la Figura 8.

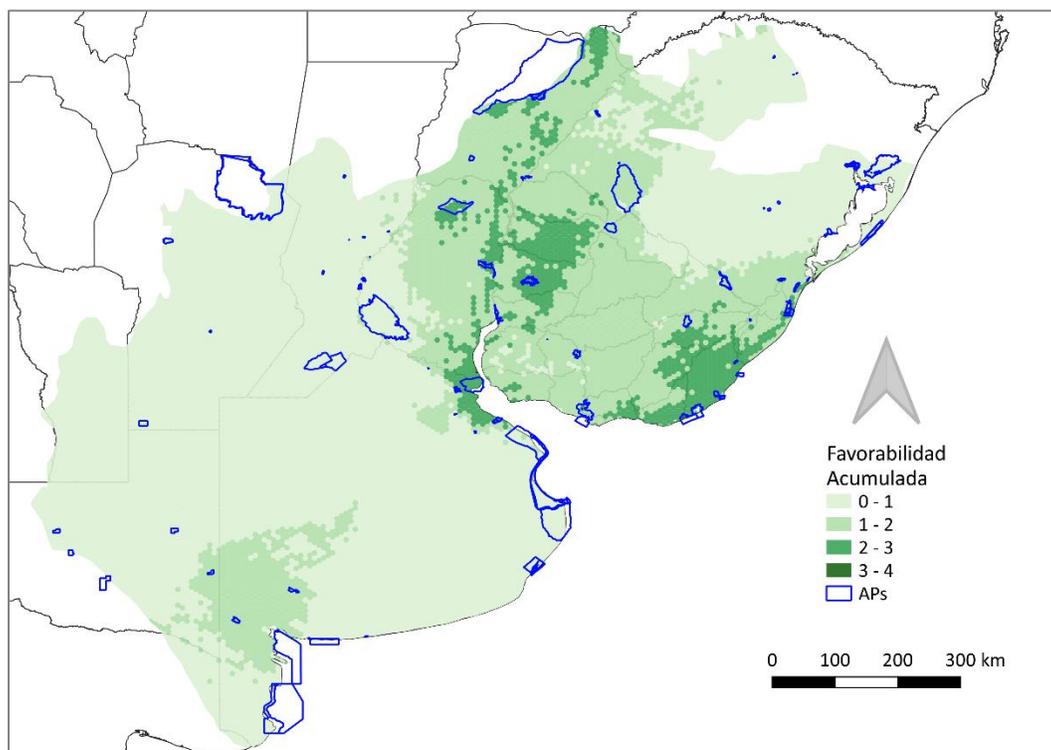
**Tabla 7.** Proporción de unidades geográficas (UGs) con Favorabilidad ( $F > 0,6$ ) que se encuentran bajo protección de Áreas Protegidas (APs). Entre paréntesis ( ) se observan los porcentajes de UGs respecto al número de UGs total en el área de estudio (13.084).

Especies	N° de UGs con $F > 0,6$ (%)	N° de UGs con $F > 0,6$ cubiertas por APs (%)
Dragón ( <i>Xanthopsar flavus</i> )	2.831 (21,63)	187 (1,43)
Loica Pampeana ( <i>Leistes defilippii</i> )	912 (6,97)	61 (0,47)
Capuchino Pecho Blanco ( <i>Sporophila palustris</i> )	1.583 (12,10)	176 (1,35)
Cardenal Amarillo ( <i>Gubernatrix cristata</i> )	2.376 (18,16)	164 (1,25)

En el caso del Dragón, se encontró que los sitios de inseguridad más alta ( $I_{ij} > 0,8$ ) se concentran en el este del territorio uruguayo y pequeñas porciones del sur de Río Grande do Sul en Brasil. En Uruguay comprende principalmente los departamentos de Rocha y Maldonado (Figura 8a).

La Loica Pampeana presenta tres sitios de alta inseguridad, uno hacia el sur y otro al noreste de la provincia de Buenos Aires en Argentina. El tercero se encuentra hacia el norte de Uruguay en los departamentos de Artigas, Salto y Paysandú (Figura 8b).

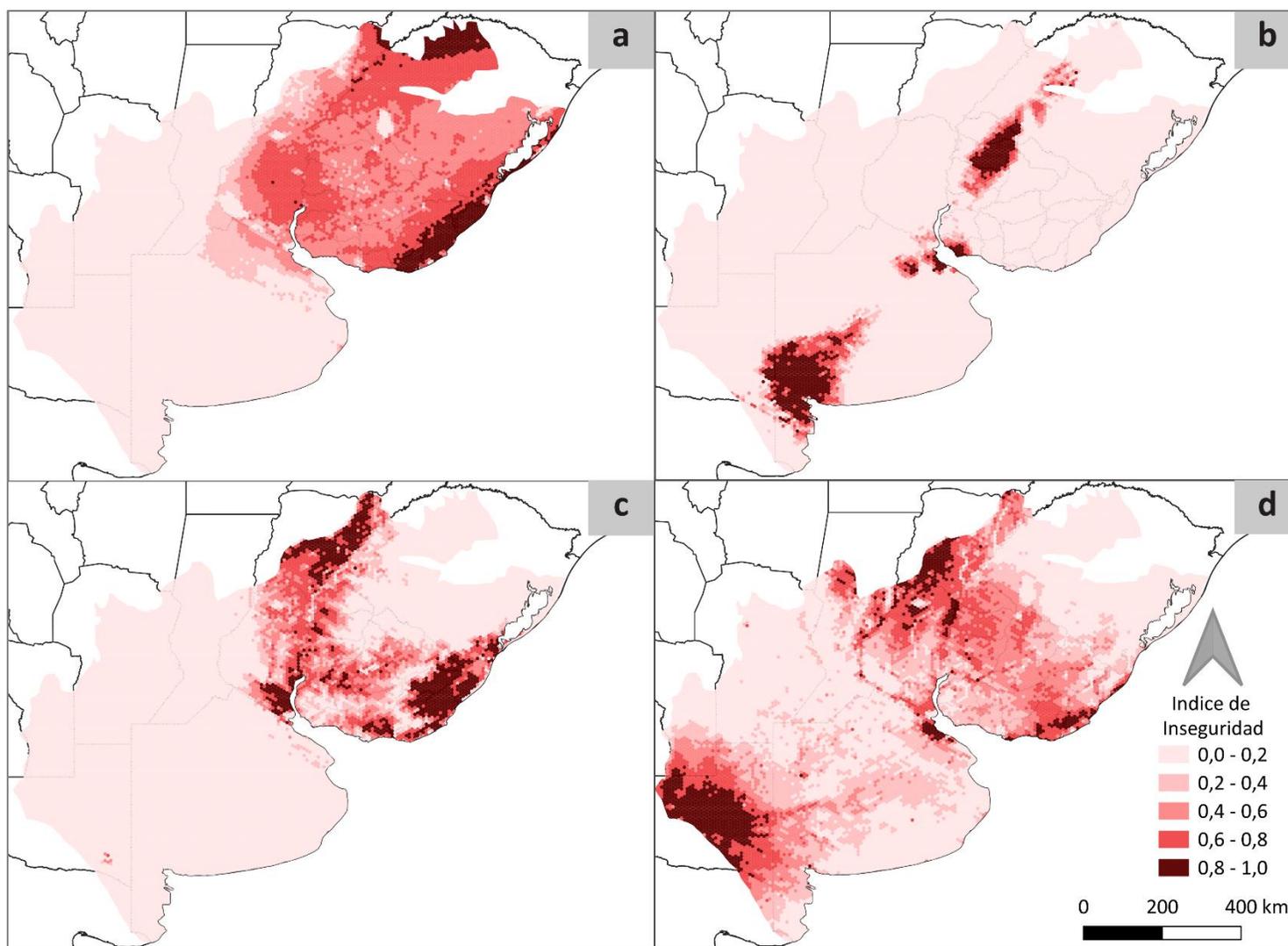
El Capuchino Pecho Blanco muestra tres sitios principales de alta inseguridad (Figura 8c). Uno se encuentra hacia el este de la provincia de Corrientes en Argentina, otro hacia el norte de Buenos Aires y sur de Entre Ríos. El tercer sitio, es el que tiene una mayor extensión, abarca una pequeña parte del sur de Río Grande do Sul y la región este de Uruguay en los departamentos de Rocha, Treinta y Tres, Maldonado, Lavalleja y Canelones.



**Figura 7.** Mapa donde se representa el valor de la sumatoria de las favorabilidades de las especies (Favorabilidad Acumulada) para cada celda y la distribución de las Áreas Protegidas consideradas en la provincia biogeográfica Pampeana.

Por último, para el Cardenal se encontraron dos grandes sitios con alta inseguridad para esta especie (Figura 8d). Uno se encuentra en la provincia de La Pampa y el otro en la provincia de Corrientes en Argentina. Otros tres sitios de menor extensión se encuentran en el noreste de Buenos Aires y este de Entre Ríos, en Argentina; y el tercero en los departamentos de Rocha, Maldonado y Lavalleja, en Uruguay.

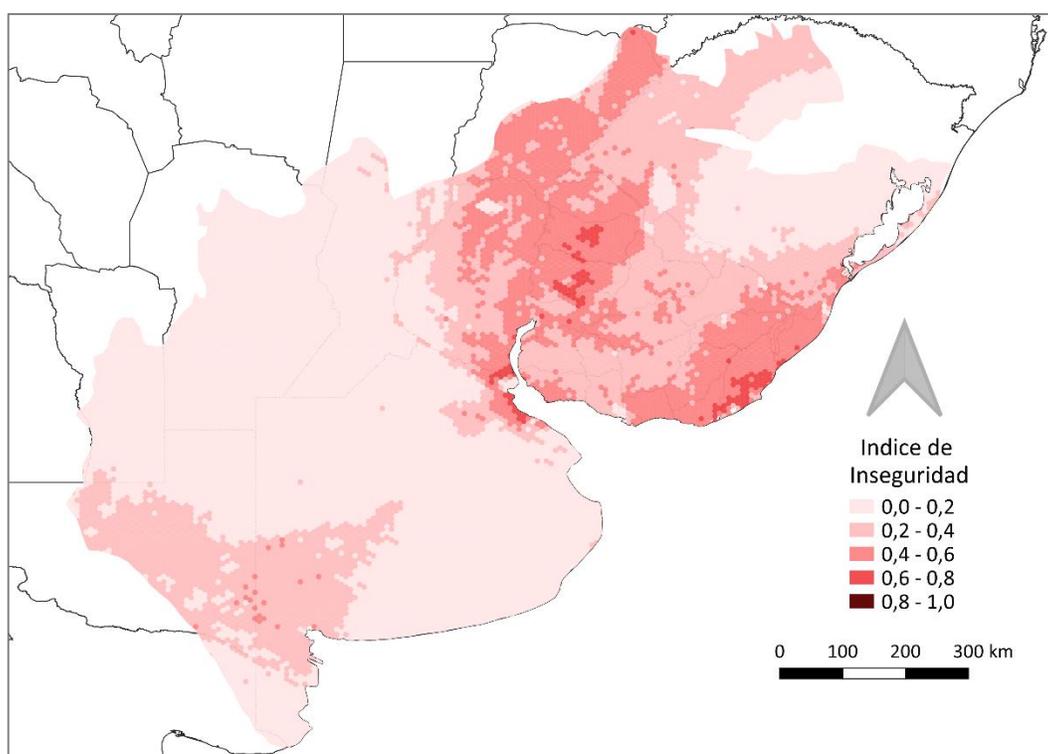
En la Figura 9 se visualiza el mapa obtenido a partir de los valores de inseguridad de cada celda, calculados a partir de los valores FA. Se observa que los sitios con inseguridad alta se



**Figura 8.** Mapa de cada una de las especies en estudio, con la representación de los valores del Índice de Inseguridad para cada celda (Iij), en la provincia biogeográfica Pampeana. El Índice de Inseguridad, propuesto por Díaz-Gómez et al., 2013, se basa en los modelos de favorabilidad y cuantifica el desajuste entre la distribución de las especies y la red de espacios protegidos. Los valores cercanos a 1 (marrón) indican una mayor Inseguridad, es decir mayor desprotección en sitios de elevada favorabilidad para la especie. Los valores cercanos a 0 (rosa claro) corresponden a sitios con baja favorabilidad o con alta favorabilidad, pero están protegidos. **a)** Dragón (*Xanthopsar flavus*), **b)** Loica Pampeana (*Leistes defilippii*), **c)** Capuchino Pecho Blanco (*Sporophila palustris*) y **d)** Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*).

encuentran principalmente en el territorio uruguayo, hacia el este en el departamento de Rocha, y hacia el noroeste en Salto y Paysandú.

Los índices de inseguridad (Ii), de seguridad (S) y de representatividad (R) para cada especie se resumen en la Tabla 8. La especie que presenta un Ii más alto es el Cardenal Amarillo, mientras que la especie con S más elevado es el Capuchino Pecho Blanco. Por otro lado, todas las especies presentaron un valor de  $R > 1$ .



**Figura 9.** Mapa con la representación de los valores del Índice de Inseguridad para cada celda, teniendo la sumatoria de las favorabilidades de las especies (Favorabilidad Acumulada), en la provincia biogeográfica Pampeana. El Índice de Inseguridad, propuesto por Díaz-Gómez et al., 2013, se basa en los modelos de favorabilidad y cuantifica el desajuste entre la distribución de las especies y la red de espacios protegidos. Los valores cercanos a 1 indican una mayor Inseguridad, es decir mayor desprotección en sitios de elevada favorabilidad para todas las especies.

**Tabla 8.** Índices de Inseguridad (Ii), de Seguridad general (S) y Representatividad (R) para cada especie, propuestos por Díaz-Gómez et al., 2013 y Estrada & Real (2018).

Especies	Índice de Inseguridad (Ii)	Índice de Seguridad (S)	Representatividad (R)
Dragón ( <i>Xanthopsar flavus</i> )	0,963	0,036	1,540
Loica Pampeana ( <i>Leistes defilippii</i> )	0,969	0,031	1,296
Capuchino Pecho Blanco ( <i>Sporophila palustris</i> )	0,958	0,042	1,731
Cardenal Amarillo ( <i>Gubernatrix cristata</i> )	0,972	0,028	1,164

## **Discusión**

### *Generalidades de los Modelos de Distribución*

Los modelos son representaciones parciales de la realidad que reflejan algunas de sus propiedades, pero no la totalidad, ya que simplifican la complejidad de la misma para una mejor y facilitada comprensión (Mateo et al., 2011). En este sentido, sí bien los MDE no representan la distribución real de las especies, pueden identificar los sitios donde podría estar presente potencialmente, o incluso sitios donde la especie se encuentra, pero no ha sido registrada aún (Pärtel et al., 2011; Estrada et al., 2018; Sillero et al., 2010; 2021).

Por ejemplo, en Guisan et al. (2013) se propone la importancia y gran utilidad de los MDE como herramienta para la mejor toma de decisiones a la hora de realizar planes de conservación de especies. También son cada vez más utilizados para abordar preguntas relacionadas con la ecología y biogeografía. En este sentido, la evaluación estadística de los mismos es un aspecto fundamental, que les otorga mayor validez para su utilización, por ejemplo, en los planes de conservación (Benito & Peñas, 2007; Eyre et al., 2022).

Particularmente, el Modelo de Favorabilidad permite comparar y combinar modelos de diferentes especies, lo cual le otorga una mayor utilidad para estudios que busquen analizar, por ejemplo, la riqueza potencial de un sitio protegido. En el caso de este trabajo, permitió la identificación de sitios favorables para las cuatro especies en conjunto (Real et al., 2006; Sillero et al., 2010; Acevedo & Real, 2012; Marchetto et al., 2023). A su vez, existen diversos antecedentes donde se ha utilizado el algoritmo para vincular y comparar las distribuciones potenciales de más de una especie (Estrada et al., 2011; Valdez, 2017; Estrada et al., 2018; Romero et al., 2020; 2021).

El ajuste de los modelos obtenidos, medido a través del  $D^2$ , fue aceptable o bueno para todos los modelos. Los de Loica Pampeana y Capuchino Pecho Blanco presentaron buenos ajustes ( $D^2 > 0,3$ ) indicando que estos presentan concordancia con los datos utilizados (Cayuela & de la Cruz, 2022). Por otra parte, los modelos Dragón y Cardenal Amarillo, tuvieron ajustes aceptables ( $0,1 < D^2 < 0,3$ ) lo cual puede indicar que es necesario considerar

otras variables explicativas, para lograr un mejor ajuste de los modelos a los datos de las especies (Cayuela & de la Cruz, 2022).

A su vez, los modelos de favorabilidad que se obtuvieron son robustos, con valores aceptables tanto en su capacidad de discriminación como de clasificación. Para todas las especies, los valores de sensibilidad, especificidad, CCR y TSS fueron mayores a 0,6 (Allouche et al., 2006; Zurell et al., 2020). A su vez, los valores de AUC fueron superiores a 0,8 en todos los casos, indicando una capacidad de discriminación excelente (Hosmer & Lemeshow, 2000).

### *Distribución potencial del Dragón*

Existen diversos antecedentes de estudios sobre esta especie, enfocados en diferentes aspectos de su biología como por ejemplo en su dieta, reproducción, asociación con otras especies, entre otros (Collar et al., 1992; Fraga et al., 1998; Azpiroz, 2000; Fraga, 2005; Petry & Krüger, 2010). Sin embargo, no existen estudios previos que modelen su distribución potencial (Birdlife International, 2022).

El modelo de favorabilidad del Dragón incorporó cuatro variables, correspondientes a dos de los factores considerados. El factor espacial fue el que tuvo una mayor contribución a la variación del modelo (Figura 3). Este factor generalmente se asocia a especies nativas, indicando que la distribución observada obedece principalmente a la influencia de la dinámica poblacional y a su origen geográfico (Legendre, 1993; Coelho et al., 2018; Romero et al., 2020). A su vez, la variable correspondiente a este factor es la que presentó una mayor importancia para el modelo (Tabla 4).

Por otra parte, las otras tres variables que ingresaron al modelo corresponden al factor de cobertura y usos del suelo. La variable de porcentaje de suelos cubiertos por herbáceas (Cober\_Herb), influye de forma positiva en el modelo, lo cual indica que los sitios con mayor cobertura de vegetación herbácea (asociada a los pastizales) son favorables para la especie. Esto concuerda con las características de la misma, ya que es una especie asociada a

praderas y pastizales en los cuales se alimenta (Collar et al., 1992; Fraga et al., 1998; Azpiroz, 2000; 2012; Petry & Krüger, 2010; Azpiroz et al., 2012a; Rocha, 2019).

Otras variables son el porcentaje de territorio cubierto por cuerpos de agua permanentes como lagunas o tajamares (Cober\_AcuPer), y el porcentaje de cobertura por arbustos (Cober\_Arbu). Ambas variables también influyen de forma positiva en el modelo, y se pueden relacionar con las características de los sitios de reproducción de la especie. El Dragón, en la época de reproducción se la asocia a sitios más bajos y nidifica en los pajonales húmedos (Azpiroz, 2000; Rocha, 2019). Además, también se ha reportado que utilizan los pajonales con árboles emergentes como dormideros (Azpiroz, 2000).

En este trabajo se ha puesto de manifiesto que los sitios más favorables para el Dragón (Figura 2a) se localizan en su mayoría hacia el noreste del área de estudio, principalmente en el territorio uruguayo y parte de Rio Grande do Sul, lo cual concuerda con su área de distribución conocida (Azpiroz, 2000; Rocha, 2019; Birdlife International, 2022). La mayor cantidad de UGs con favorabilidad (F) > 0,6 se encuentra en Brasil (47,44% de las mismas), seguido por Uruguay (32,46%) y por último Argentina (20,10%) (Figura 4a).

Sí bien, el área de estudio del trabajo no abarca la totalidad del área de distribución conocida de la especie, incluye regiones donde se considera que ha desaparecido como es el caso de la provincia de Buenos Aires en Argentina (López-Lanús et al., 2008; Birdlife International, 2022). La disminución en su límite de distribución austral, se debe principalmente a la expansión de la agricultura y ganadería sobre la cobertura de pastizales naturales, y también al drenaje de los bañados para diferentes actividades (Fraga et al., 1998; López-Lanús et al., 2008). A su vez, tanto en Argentina como en Uruguay, se ha reportado el efecto negativo de la caza de esta especie como ave de jaula y el parasitismo de la cría del Tordo común (*Molothrus bonariensis*) (Azpiroz, 2000; López-Lanús et al., 2008; Azpiroz et al., 2012a; Rocha, 2019; Birdlife International, 2022). Además, tanto en Brasil como Uruguay la principal causa de la disminución de sus poblaciones se debe a la degradación de pastizales y bañados (Azpiroz, 2000; Bencke et al., 2003; Birdlife International, 2022).

En Río Grande do Sul la mayoría de los registros conocidos se localizan hacia el noreste, por lo cual, considerar los resultados de este trabajo podría ser interesante para futuros muestreos que busquen detectar nuevos sitios de presencia de la especie (Bencke et al., 2003). A su vez, existe una baja superposición de los sitios de  $F > 0,6$  con las APs del estado, que no alcanza al 9% de los sitios. Como se aprecia en la Figura 6a, los sitios más extensos de  $F$  intermedia - alta corresponden a regiones sin APs (extremo norte del área de estudio). De las APs brasileñas consideradas, se superponen con sitios de  $F$  alta el Área de Protección Ambiental Lagoa Verde, la Estación Ecológica Taim, el Parque Nacional Lagoa do Peixe, el Parque Estatal Papagaio-Charão, el Refugio de Vida Silvestre Banhado Do Maçarico y la Reserva Biológica Mato Grande, y en la mayoría de los casos solo corresponden a una cobertura mínima. Esto también se puede visualizar en la Figura 8a, donde se observa una gran zona de inseguridad intermedia - alta hacia el noroeste del estado, y otro sitio más pequeño en extensión, hacia el sur del estado brasileño.

En Uruguay, los sitios de favorabilidad más alta ( $F > 0,8$ ) corresponden a la región este en los departamentos de Rocha y Maldonado (Figura 2a), donde existen registros actuales de la especie (principalmente en Rocha) (Azpiroz, 2000). A su vez, esta región se corresponde a los Bañados del Este, declarados Reserva de la Biósfera en 1976 y como sitio Ramsar en 1984. Esta región es de importancia y prioritaria para la conservación desde el punto de vista internacional, ya que está conformada por una extensa red de humedales, esteros y lagunas, así como también alberga gran biodiversidad, en particular de avifauna. Sin embargo, esta región, cuenta con baja protección en lo que respecta a las APs nacionales (Pezzani, 2007). Sí bien existen al menos tres lagunas costeras y otras APs que forman parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), éstas no abarcan un gran porcentaje de la superficie de los bañados ya que únicamente se encuentra bajo protección el espejo de agua.

Por otro lado, en Argentina el sitio con  $F > 0,6$  se encuentra en Entre Ríos y continúa hacia el territorio uruguayo. Al igual que en los sitios anteriormente mencionados, se observa una escasa cobertura por APs tanto de Argentina como de Uruguay, siendo la Reserva de El Gato y Lomas Limpias la que cubre una mayor extensión del sitio favorable para la especie. Tal

como se visualiza en la Tabla 7, se consta que en general, hay una escasa superposición entre las APs consideradas y los sitios con  $F > 0,6$  para la especie (1,43%).

A su vez, los índices de Ii y S presentaron valores esperados que reflejan los resultados discutidos anteriormente, ya que se obtuvo un Ii cercano a 1, mientras que el valor de S es cercano a 0. Sin embargo, contrario a lo esperado, se obtuvo un valor de R superior a 1. Este valor nos indica que el porcentaje de sitios favorables para esta especie que se encuentra protegido, es superior al porcentaje de protección general del área de estudio. Bajo este escenario, es necesario cuestionarnos sí, teniendo en cuenta que la especie está catalogada como “Vulnerable” y la creciente disminución de sus poblaciones, las acciones de conservación que se llevan a cabo dentro de los espacios protegidos considerados son efectivas o suficientes para su protección. Así mismo, también es necesario considerar que se trata de una especie con alta movilidad (principalmente en su época no reproductiva), por lo cual, sí bien pueden existir APs que alberguen poblaciones, las mismas tienden a desplazarse a desplazarse hacia predios privados no protegidos (Fraga et al., 1998; Azpiroz, 2000). En este sentido, son necesarias estrategias de conservación y manejo integrativos entre la comunidad científica y la comunidad productiva en los predios privados.

### *Distribución potencial de la Loica Pampeana*

Se han realizado numerosos estudios que buscan generar aportes al conocimiento de esta especie, principalmente abordando sus problemas de conservación (Tubaro & Gabelli, 1999; Azpiroz et al., 2012a; Azpiroz & Cozzani, 2017; Repetto, 2017).

El modelo de favorabilidad incluyó variables de los tres factores considerados. El factor con mayor contribución a la variación del modelo fue el de cobertura y usos del suelo (Figura 3), lo cual concuerda con la información disponible, ya que es una especie fuertemente asociada a pastizales nativos (Cozzani et al., 2004; Azpiroz & Cozzani, 2017). De este factor, fueron cuatro las variables que ingresaron en el modelo. Por un lado, el porcentaje de suelos con escasa vegetación o desnudos (Cober\_Des), es la única que influye de forma positiva en el modelo, lo cual nos indica que la especie se ve favorecida en los sitios de escasa vegetación arbórea. Esto es esperable ya que es una especie asociada a vegetación de tipo

pastizal y campos abiertos (Cozzani et al., 2004; Azpiroz & Cozzani, 2017). A su vez, la escasa vegetación representada por esta variable, también podría asociarse a extensiones de pastizales de pasto corto. Esta especie hace uso de los pastizales más cortos para alimentarse, sin embargo, dado que la misma realiza sus nidos en el suelo, durante el período reproductivo, hace uso de pastizales más bien altos (Fernández et al., 2004; Azpiroz & Cozzani, 2017).

El porcentaje de suelos cubiertos por cultivos o plantaciones (Cober\_Cult) y el porcentaje de suelos cubiertos por arbustos (Cober\_Arbu) son otras variables de este factor e influyen de forma negativa. Esta especie se caracteriza por habitar principalmente campos naturales y no cultivados, aunque también existen registros en plantaciones de pasturas y de trigo. Sin embargo, se considera que estos últimos corresponden a un hábitat subóptimo para la misma (Azpiroz & Blake, 2009; Azpiroz & Cozzani, 2017). Esta especie evita áreas arbustivas y forestadas (Azpiroz & Cozzani, 2017)

Por otra parte, la última variable correspondiente al factor de cobertura y uso de suelos fue el porcentaje de suelos cubiertos por cuerpos de agua permanentes (Cober\_AcuPer), la cual también influyó en forma negativa, indicando que la especie no se encontraría asociada a ríos y arroyos. Esto puede deberse a la distribución de los pastizales que habita, y a que la vegetación asociada a estos cuerpos de agua en la región corresponde a vegetación arbórea que, como mencionamos anteriormente, es evitada por la especie (Azpiroz & Cozzani, 2017).

Al igual que el modelo del Dragón, el de la Loica también incluyó la variable espacial, sin embargo, vemos que este factor presenta una menor contribución a la varianza con respecto a el factor de cobertura y usos del suelo. Esto indica que la distribución de la especie responde en mayor medida a la cobertura y usos productivos que ocurren en el territorio en el cual habita, y no, en su totalidad, al origen biogeográfico y dinámica poblacional de la misma (Legendre, 1993; Coelho et al., 2018; Romero et al., 2020).

Por otro lado, dentro de las variables correspondientes al factor topoclimático encontramos el rango de temperatura diurna media (Bio02), la temperatura media del trimestre más

húmedo (Bio08) y la temperatura media del cuarto más frío (Bio11). Las mismas, influyeron de forma negativa en el modelo. Los sitios con mayor variabilidad de temperatura entre el día y la noche y con mayor precipitación en los meses más húmedos (en el caso de esta región corresponde a los meses de abril, mayo y junio), corresponden a sitios menos favorables para la especie. Esto podría deberse a una asociación de la misma a sitios con características climáticas más estables, sin fluctuaciones de temperatura en el corto plazo.

Por otro lado, la temperatura media del trimestre más cálido (Bio10) y altitud media (Alti) son las otras variables del factor topoclimático que presentaron influencia positiva en el modelo de la especie, lo cual indica que la misma se ve favorecida en los sitios con mayor temperatura en los meses más cálidos (diciembre, enero y febrero) y de mayor altitud.

Los sitios que presentan favorabilidad alta para la especie corresponden a regiones donde predominan los pastizales con vegetación natural o semi naturales (según <https://plataforma.pampa.mapbiomas.org/>). En la Figura 4b se puede observar que el país con mayor número de UGs con valores de  $F > 0,6$  es Argentina (68,31%), seguido por Uruguay (23,15%) y por último Brasil (8,55%). En el territorio uruguayo, el departamento de Salto, es el que tiene mayor proporción de sitios con favorabilidad alta ( $F > 0,8$ ) para la especie, lo cual tiene concordancia con los numerosos sitios de presencia que se observan (Figura 2a). Las principales actividades económicas que se realizan en el departamento y en esa región del país, corresponden a la ganadería que utiliza los suelos para el pastoreo del ganado, y a la agricultura con diferentes plantaciones como girasol y cereales (Achkar et al., 2006). En Argentina, la provincia de Buenos Aires es la que tiene mayor proporción de sitios con favorabilidad alta para la especie, y las actividades que se realizan en estos sitios también se relacionan con el pastoreo de ganado y agricultura (Morello et al., 2000).

En cuanto a Brasil, se observa una pequeña cantidad de UGs con  $F > 0,8$  hacia el suroeste de Río Grande do Sul (Figura 2b), lo cual resulta interesante ya que en la actualidad la especie se considera extinta en el estado (Collar et al., 1992). Se conocen pocos registros de la especie, en Paraná, Santa Catarina y Río Grande do Sul. Sin embargo, los mismos

fueron reportados en épocas no reproductivas, y en Rio Grande do Sul no hay certeza de que la especie hubiera habitado regularmente (Collar et al., 1992; Azpiroz & Cozzani, 2017).

Los resultados del modelo cartográfico concuerdan con los sitios donde se conocen poblaciones de la especie. Actualmente se ha confirmado su presencia en la región de Bahía Blanca en Buenos Aires, y en la localidad de Arerunguá en Salto, sin embargo, ambas poblaciones han sufrido reducciones (Cozzani et al., 2004; Azpiroz & Cozzani, 2017; Repetto, 2017).

Por otra parte, teniendo en cuenta lo mencionado anteriormente y el análisis de desajustes (Figura 6b), se constata que la mayor cobertura de sitios con  $F > 0,8$  por APs corresponde al territorio argentino (más del 70% de los sitios). Estas APs son Laguna Guatraché, Chasicó, Bahía San Blas, el Islote de la Gaviota Cangrejera, Ernesto Tornquist, Delta del Paraná, y Bahía Blanca, Bahía Falsa y Bahía Verde. El otro país con cobertura por APs en sitios de F alta es Brasil y corresponde únicamente al Área de Protección Ambiental de Ibirapuitã.

En Uruguay, sí bien existen sitios con  $F > 0,6$  cubiertos por las APs de Montes del Queguay y el Valle del Lunarejo, estos no corresponden a sitios de F alta ( $F > 0,8$ ). Cabe destacar que el departamento de Salto, donde se encuentran la mayoría de UGs con F intermedia - alta y se conoce una población de la especie, es uno de los departamentos que no cuenta con APs pertenecientes al SNAP. En general, como se visualiza en la Tabla 7, existe una baja superposición por APs para los sitios de Favorabilidad alta – intermedia (no alcanza al 0,5% respecto al área de estudio).

Lo mencionado anteriormente se ve reflejado en el mapa de inseguridad de la especie (Figura 8b), donde se puede apreciar que los sitios de inseguridad más alta concuerdan casi a la perfección con los sitios de F intermedia - alta, mostrando así la importante ausencia de protección para esta especie que se encuentra catalogada como “Vulnerable”. Esto a su vez se ve reflejado en los valores de los índices de Ii y S que resultaron cercanos a 1 y a 0 respectivamente, lo cual indica un alto nivel de desprotección para los sitios más favorables para la especie.

Por otro lado, al igual que en la especie anterior, el índice R presentó un valor superior a 1, lo cual es contrario a lo esperado teniendo en cuenta los índices  $I_i$  y S. El índice R es una medida de representatividad respecto a la proporción de protección del área de estudio, la cual es baja en sí misma.

Los modelos obtenidos presentaron gran concordancia con las poblaciones actualmente conocidas de la especie, y que fueron analizadas desde un punto de vista genético en el trabajo de Repetto, (2017). En el mismo se encontró que las poblaciones de Bahía Blanca y Arerunguá no se encuentran fuertemente estructuradas genéticamente, por lo cual conforman una única Unidad Evolutiva Significativa. A su vez, destaca la importancia de preservar ambas poblaciones para la preservación de la especie a largo plazo. En este sentido, los resultados en el análisis de desajustes resultan alarmantes, ya que existe una escasa protección para esta especie, que tiene como principales amenazas la degradación y transformación de su hábitat natural, lo cual podría ser mitigado a través del correcto establecimiento de nuevas APs y planes de manejo en estos sitios.

### *Distribución potencial del Capuchino Pecho Blanco*

Los capuchinos conforman un grupo monofilético de aves que habitan tanto bosques como ecosistemas abiertos, y se encuentran entre las aves más características de los pastizales del sureste y centro de América (Vizentin-Bugoni et al., 2013). El Capuchino Pecho Blanco, es una de las especies más amenazadas y menos conocida de este grupo (Vizentin-Bugoni et al., 2013; BirdLife International, 2022).

Al igual que el modelo de la especie anterior, el modelo del Capuchino también ingresó variables correspondientes a los tres factores. El factor con mayor contribución a la variación del modelo fue el topoclimático, lo cual nos indica que la distribución de la especie se encuentra asociada o determinada mayormente por características ambientales de la región. Las variables de este factor que ingresaron en el modelo son la isothermalidad (Bio03), la estacionalidad de la precipitación (Bio15), la altitud (Alti) y la radiación solar media anual (Rad\_sol).

De las variables anteriores, únicamente la isothermalidad influye de forma positiva, lo cual indica que la especie se ve favorecida en sitios donde hay una baja amplitud térmica anual. Por otro lado, la estacionalidad de la precipitación, tuvo una influencia negativa en el modelo, indicando que la especie se ve favorecida en sitios con constantes precipitaciones durante el año. La influencia de estas variables nos indica que la especie se encuentra más asociada hacia el norte del área de estudio, ya que se ve favorecida por características climáticas más tropicales, lo cual concuerda con el área de distribución conocida de la especie (Vizentin-Bugoni et al., 2013; BirdLife International, 2022).

En cuanto a la altitud y la radiación solar, son variables que influyen de forma negativa en el modelo, indicando que la especie se encuentra asociada a sitios más bajos y con menor incidencia de la luz solar. Esto podría deberse a que la especie se encuentra asociada a sitios con bañados, que suelen encontrarse en tierras bajas y en este caso hacia la costa del continente (Collar et al., 1992; Bencke et al., 2003; Vizentin-Bugoni et al., 2013; BirdLife International, 2022).

Por otro lado, las variables correspondientes al factor de Cobertura y uso de suelos son el porcentaje de suelos con escasa vegetación o desnudos (Cober\_Des), el porcentaje de suelos cubiertos por herbáceas (Cober\_Herb) y el porcentaje de suelos cubiertos por arbustos (Cober\_Arbu). Estas últimas dos variables, influyeron de forma positiva en el modelo, lo cual se puede asociar a que la especie habita en pastizales templados, que se caracterizan por el predominio de vegetación herbácea. Además, es una especie que utiliza de los pastizales nativos para la construcción de sus nidos (Collar et al., 1992; Bencke et al., 2003; Vizentin-Bugoni et al., 2013). A su vez, en los bañados y pastizales que habita, se registra la presencia de arbustos y vegetación arbórea de pequeño tamaño (Bilenca & Miñarro, 2004; Vizentin-Bugoni et al., 2013).

En cuanto al porcentaje de suelos desnudos o con escasa vegetación, influye negativamente en el modelo. Esto concuerda con lo anteriormente mencionado, y también con el hecho de que la especie se alimenta de gramíneas, por lo tanto, en suelos sin vegetación la especie no cuenta con alimento disponible ni sitios de nidificación (Vizentin-Bugoni et al., 2013).

Por último, encontramos que el factor espacial fue el que presentó un menor porcentaje de contribución a la variación del modelo, lo cual nos indica que, si bien la distribución de la especie aún se ve influenciada por el origen biogeográfico de la misma, tanto las condiciones topoclimáticas como los usos y actividades que se dan en el territorio han influenciado en mayor medida su distribución actual (Legendre, 1993; Coelho et al., 2018; Romero et al., 2020). A su vez, es de destacar que el Capuchino Pecho Blanco es una especie migratoria, y que su área de distribución total no fue modelada. El área de estudio de este trabajo, corresponde principalmente a sus sitios de reproducción. Por lo cual, es posible que este aspecto también esté influyendo en el efecto de la variable en el modelo.

El modelo cartográfico obtenido (Figura 2c), tiene una gran concordancia con la distribución conocida de la especie. Se observa que los sitios más extensos de F alta se encuentran en Entre Ríos y Corrientes, y concuerdan con las localidades donde Vizentin-Bugoni et al. (2013) encontraron poblaciones anidando. Además, en estos sitios se encuentran conectados por un continuo de UGs con  $F > 0,6$  que se proyecta a lo largo del límite de Argentina con Uruguay. Esto resulta interesante, ya que se reportó que las poblaciones se encuentran altamente fragmentadas, lo cual representa un problema para su conservación. Nuestros resultados muestran que existe un gradiente continuo entre sitios de F intermedia – alta. Al complementar esta observación con los resultados del análisis de desajustes, se puede observar una baja superposición de estos sitios con APs (Tabla 7 y Figura 6c) lo cual también se observa en el mapa de inseguridad en la Figura 8c. Esto indica que sí bien la especie tiene una gran extensión de sitios favorables, en donde se conocen registros, existe una baja protección de los mismos.

En Brasil y el resto del territorio uruguayo, se localiza otro sitio de F alta extenso que abarca parte de ambos países (Figura 2c). En el caso de Brasil, se observa que el mismo corresponde a la región donde Vizentin-Bugoni et al. (2013) reportaron dos poblaciones de la especie anidando. Además, al igual que lo observado en el modelo del Dragón, este sitio continúa hacia el este de Uruguay, en los Bañados del Este. Se trata de una región de importancia y prioritaria para la conservación desde el punto de vista internacional, pero con escasa protección por el SNAP (Pezzani, 2007). El drenado de humedales para el cultivo de arroz,

así como la ganadería, son actividades que se llevan a cabo en esta región y representan una amenaza para esta especie (Azpiroz et al., 2012a).

En la Figura 6c se observa una escasa cobertura en esta región de F alta por APs, lo cual también se refleja en la inseguridad alta representada en la Figura 8c. En Argentina, el país con mayor cantidad de UGs con  $F > 0,8$  (Figura 4c), las APs que coinciden con estos sitios son Delta del Paraná, Río Luján, Ciervo de los Pantanos e Iberá. Por otra parte, en Brasil, las APs que coinciden con estos sitios de F alta son Parque Estadual Do Espinilho, Reserva Biológica Do Mato Grande, Estación Ecológica Do Taim y el refugio De Vida Silvestre Banhado Do Maçarico. Por último, en Uruguay, se constata que las APs que concuerdan con los sitios de F alta son los Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay, Montes del Quguay, Localidad Rupestre de Chamangá, Humedales del Santa Lucía, Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yerbal, Laguna de Rocha, Laguna de Castillos, Paso Centurión y Sierra de Ríos, y San Miguel.

Aun así, como se visualiza en la Figura 8c, existen grandes extensiones con alto índice de inseguridad, principalmente al este de Uruguay y noroeste de Argentina en la provincia de Corrientes. Este resultado también se ve reflejado en los índices  $I_i$  y  $S$  los cuales dieron cercano a 1 y cercano a 0, respectivamente. El índice  $R$ , vemos que tuvo un valor superior a 1. Tal como se mencionó con anterioridad, este resultado posiblemente se deba a la baja proporción de protección en el área de estudio.

Teniendo en cuenta estos resultados y la alta concordancia con las localidades reportadas por Vizentin-Bugoni et al. (2013), es alarmante la baja superposición de los sitios favorables para esta especie catalogada “En Peligro” con las APs presentes en el área de estudio. Además, dado que estos autores reportaron una alta fragmentación en las poblaciones de la especie, sería importante considerar los sitios de F intermedia – alta obtenidos en este trabajo, como regiones que podrían servir de corredores para la especie. También, sería importante la utilidad de estas regiones como sitios de futuros muestreos que puedan evaluar el estado de fragmentación de las poblaciones, previamente reportado.

### *Distribución potencial del Cardenal Amarillo*

De las especies consideradas en el estudio, el Cardenal Amarillo posiblemente es la más conocida y estudiada (Sosa et al., 2011; Azpiroz et al., 2012a; Domínguez et al., 2017; Beier & Fontana, 2019). Además, es considerada una especie emblemática en Uruguay y Argentina, integrando el Plan Extinción Cero en Argentina (Azpiroz et al., 2012a; Domínguez et al., 2017).

En el modelo de esta especie, al igual que en los dos anteriores, ingresaron variables de los tres factores considerados. El factor con mayor contribución individual a la variación del modelo fue el factor de cobertura y uso de suelos. Esto nos indica que la distribución de la especie se encuentra condicionada por la composición del bioma y actividades que se realicen en el territorio, lo cual ha sido reportado como determinante en su estado de conservación (Azpiroz et al., 2017; Rocha, 2019).

En primer lugar, dentro de las variables correspondientes al factor de cobertura y uso de suelos, las cuatro que ingresaron en el modelo influyeron en forma negativa. En el caso del porcentaje de suelos cubiertos por cuerpos de agua permanentes (Cober\_AcuPer), al igual que en la Loica Pampeana, puede estar indicando que la especie no se encuentra asociada a ríos y arroyos. Por el contrario, es una especie fuertemente asociada a sitios dominados por pastizales con árboles, bosques abiertos y serranías (Azpiroz et al., 2017; Rocha, 2019).

En cuanto a las variables de porcentaje de suelos cubiertos por herbáceas (Cober\_Herb) y por arbustos (Cober\_Arbu), no era esperable una influencia negativa en el modelo, dadas las características del hábitat conocido de la especie. Así mismo, este resultado puede deberse a una consecuencia del número limitado de registros utilizados en el modelado. El porcentaje de suelos cubiertos por cultivos y plantaciones (Cober\_Cult), sí era esperable que influyera de forma negativa en el modelo, ya que la especie se ha visto afectada por este tipo de actividades y una de sus principales amenazas es la degradación de su hábitat (Azpiroz et al., 2012a; 2017; Domínguez et al., 2017).

Por otro lado, dentro de las variables correspondientes al factor topoclimático, encontramos que la pendiente (Pend) influye positivamente en el modelo. Esto concuerda con las características su hábitat, ya que se puede encontrar a esta especie en una amplia

variedad de ambientes como bosques abiertos, campos arbustivos, pastizales, y terrenos ondulados o serranos. Estos últimos son sitios donde encontramos elevaciones que pueden explicar la influencia de la variable (Azpiroz et al., 2012a; b). Así mismo, dado que la principal amenaza que sufre esta especie es la cacería ilegal para su tráfico como ave cantora, la incidencia de esta variable también podría deberse al efecto de esta amenaza, ya que, sitios con mayores pendientes podrían ser sitios con menor accesibilidad para cazadores, por ejemplo (Azpiroz et al., 2012a; Azpiroz et al., 2017).

Además, la estacionalidad de la precipitación (Bio15) y la precipitación del mes más húmedo (Bio13) son las otras variables que ingresaron en el modelo. La primera influye de forma positiva, mientras que la segunda lo hace en forma negativa. Esto puede deberse a que la especie se ve favorecida en sitios con marcada estacionalidad, y no en sitios con características ambientales más tropicales.

Respecto al factor espacial, tal como se mencionó anteriormente, se asocia a especies nativas, indicando que la distribución observada obedece principalmente a la influencia de la dinámica poblacional y a su origen geográfico. En esta especie encontramos que tanto el clima como la cobertura y usos del territorio, son factores que influyen en mayor medida que la espacialidad, sobre la distribución actual observada (Legendre, 1993; Coelho et al., 2018; Romero et al., 2020).

El modelo cartográfico de la especie (Figura 2d) presentó coherencia respecto a su distribución actualmente conocida. Argentina fue el país con mayor número de UGs con  $F > 0,6$  (76,64% de los sitios), seguido por Uruguay y por último Brasil (Figura 4d). Las regiones de  $F$  alta ( $F > 0,8$ ) en Argentina corresponden a la provincia de La Pampa, Corrientes y Entre Ríos. Existen registros actuales de poblaciones de la especie en estas provincias, aunque cabe destacar que es considerada como una especie bastante escasa en el país (Azpiroz et al., 2012a; 2017; Domínguez et al., 2017; BirdLife International, 2022).

Por otro lado, en la región del este de Uruguay, los sitios de  $F$  alta concuerdan con sitios donde se conocen poblaciones en la actualidad (Azpiroz et al., 2012a; 2017; Domínguez et al., 2017; BirdLife International, 2022). Además, se identificó una amplia extensión de sitios

de F intermedia – alta que abarca la mayoría del territorio uruguayo, en departamentos como Artigas, Salto, Paysandú y Lavalleja, donde también ha sido observada (Azpiroz et al., 2012a; 2017). Sí bien, se conocen registros en los sitios mencionados anteriormente, es de destacar que se la considera poco abundante. Los registros mencionados corresponderían a individuos que conforman pequeños núcleos dispersos en las Sierras del Este, litoral del río Uruguay y resto del país (Azpiroz et al., 2012a; 2017).

Por otro lado, al observar los resultados del análisis de desajustes encontramos que esta especie es la que presenta una menor superposición de los sitios de F intermedia – alta con APs (Tabla 7 y Figura 6d), lo cual también se ve reflejado en su mapa de inseguridad, principalmente para Uruguay y no tanto en las regiones de Argentina (Figura 8d).

Las APs que se superponen con los sitios de F alta en Argentina son Bahía Blanca, Bahía Falsa y Bahía Verde, Delta del Paraná, El Gato y Lomas Limpias, Iberá, Islote Municipal Curupi, La Aurora del Palmar, La Reforma, Lihué Calel, Laguna Guatraché, Palmar Yatay, Limay Mahuida, Parque Luro, Pereyra Iraola y Rincón de Santa María. Mientras que en Uruguay únicamente encontramos al Cabo Polonio, la Laguna de Rocha y Montes del Queguay. Aun así, encontramos que los índices  $I_i$  y  $S$  presentaron valores cercanos a 1 y a 0, respectivamente, indicando altos valores de inseguridad y bajos de seguridad. Por otra parte, aunque se observa que el índice  $R$  tuvo un valor superior a 1, tal como se mencionó precedentemente, este resultado posiblemente se deba a la baja proporción de protección en el área de estudio.

Es de destacar que la distribución de los sitios de F alta obtenidos en este trabajo, presentan gran concordancia con los sitios de muestreo de Domínguez et al. (2017). Estos autores discuten la existencia de fragmentación en las poblaciones que se llega a detectar a nivel genético en la especie, e identifican al menos tres Unidades de Manejo diferenciadas para Argentina y Uruguay. Por ende, la conservación de las poblaciones de ambos países es importante para el mantenimiento de la diversidad genética de la especie. Teniendo en cuenta los resultados de ese trabajo y la baja superposición de sitios favorables por APs, se puede hipotetizar un escenario desalentador para la especie que ya se encuentra

catalogada como “En Peligro” a nivel global, de no aplicarse planes de manejo que abarquen eficientemente las áreas de distribución de estas poblaciones.

### *Favorabilidad Acumulada*

La FA es un índice de riqueza difusa que nos permite detectar sitios altamente favorables para más de una especie (Estrada et al., 2008; 2011). Al analizar los resultados obtenidos de la suma de los modelos de las especies, encontramos que la mayoría de los sitios con FA más alta ( $FA > 2$ ) se encuentran en el territorio uruguayo, seguido por Argentina y en menor proporción Brasil (Figura 5). Esto particularmente llama la atención, teniendo en cuenta que Uruguay representa únicamente un 14,89% del área de estudio. Sin embargo, ya se ha reportado la importancia de este país para albergar poblaciones de estas especies (Aldabe et al., 2009).

Se constata que la región de los Bañados del Este corresponde a uno de los sitios más importantes, teniendo en cuenta el índice de riqueza difusa. Esta zona de Uruguay presentó un extenso parche de  $FA > 2$ , indicando que es una región de favorabilidad considerablemente alta para más de dos de las especies. Estudios anteriores, como el de Coitiño. (2015), utilizando como MDE el de Maxent, encontró que la región de las lagunas costeras (las cuales pertenecen a los Bañados del Este) presenta una alta idoneidad para cuatro especies de mamíferos asociados a este tipo de ecosistema como lobito de río (*Lontra longicaudis*), carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*), mano pelada (*Procyon cancrivorus*) y mulita (*Dasypus hybridus*). Por ende, estos resultados contribuyen a los reportado por diversos trabajos como Pezzani (2007), donde se evalúa y reporta la importancia de la región de los Bañados del Este como reservorio de gran cantidad de biodiversidad.

El otro sitio con  $FA > 2$  se encuentra hacia el norte de Uruguay, ocupando principalmente los departamentos de Salto y Paysandú, y en menor medida el departamento de Río Negro (Figura 5). Brazeiro et al. (2015) ya había reportado la importancia de esta región, para la conservación de especies de reptiles, y posteriormente Valdez (2017), obtuvo valores de F alta, en esta región, para tres especies de reptiles amenazados en la región. Es de destacar que, esta región del país corresponde a una de las más productivas, ya que contiene grandes

extensiones de plantaciones de soja, cultivos de arroz, entre otras actividades (Achkar et al., 2018). Sin embargo, esto representa un problema teniendo en cuenta que, si bien no se considera una de las regiones con mayor biodiversidad en el país, es importante para numerosas especies amenazadas (Brazeiro et al, 2015; Valdez, 2017).

Ambas regiones de Uruguay, están escasamente protegida por el SNAP (Figura 7). En la región norte, solo se observa superposición con estos sitios de FA > 2, en el AP Montes del Queguay, en Paysandú, mientras que Salto corresponde a uno de los departamentos sin APs dentro del SNAP. En la región este, se registra un mayor número de APs en los departamentos de Rocha y Maldonado, sin embargo, no abarcan una gran superficie.

Es de destacar que en Uruguay el porcentaje de su territorio protegido corresponde únicamente al 1,05% de la superficie total, incluyendo APs tanto terrestres como marinas (Dirección Nacional de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos, 2020). Teniendo en cuenta esto y el hecho de que el país alberga importantes poblaciones de estas especies amenazadas y endémicas de la región, el panorama es alarmante y son necesarios planes que contemplen la conservación efectiva de estas especies.

Los otros sitios de FA > 2 se encontraron principalmente en Argentina, y presentaron extensiones más pequeñas y discontinuas. Las mismas abarcan parte de las provincias de Buenos Aires, Entre Ríos y Corrientes. Sin embargo, en este caso se destaca que hay una mayor superficie de sitios protegidos, con APs de mayor extensión que las de Uruguay (Figura 7). Las APs más importantes corresponden al Delta del Paraná, Ciervo de los Pantanos, Río Luján, Punta Lara, Pereyra Iraola, La Aurora del Palmar, Palmar Yatay, El Palmar, el Gato y Lomas Limpias, y parte de los Esteros de Iberá.

Por último, en Brasil se registra un solo sitio con F > 2, y es de pequeña extensión. El mismo es una continuación del sitio más extenso localizado al este de Uruguay. Sí bien no presenta una extensión muy amplia, este sitio se encuentra bajo la protección de la Estación Ecológica de Taím. Es de destacar que esta AP es conocida a nivel mundial, por su importancia al preservar variedad de ambientes como humedales, dunas y bosques, así como una amplia

diversidad de especies de plantas y animales, dentro de los cuales destacan una gran cantidad de especies de aves (Taim Ecological Station, s. f.).

Por otra parte, los resultados de FA obtenidos, presentaron una gran concordancia con las Áreas Importantes para la Conservación de Aves (por su sigla en inglés IBAs) reportadas para la región por BirdLife International (<http://datazone.birdlife.org/site/mapsearch>). Como se puede observar en el Anexo 6 la mayoría de los sitios con  $F > 2$  presenta en su extensión alguna de las IBAs identificadas para cada país. Esto, por un lado, fortalece los resultados obtenidos en el trabajo, y también aporta a la justificación de los sitios determinados como importantes, brindando antecedentes de las especies aquí estudiadas.

Dado el contexto actual y los resultados obtenidos en este trabajo, sí bien se reafirma la necesidad de fortalecer y ampliar los planes de manejo y establecimientos de APs que contemplen los sitios importantes para estas especies, las iniciativas planteadas por organizaciones como la Alianza del Pastizal parecen fundamentales. El proponer alternativas de producción que permitan una coexistencia “amigable” entre las actividades económicas y la biodiversidad adquiere un rol fundamental en este contexto de crecimiento económico en los países (Azpiroz et al., 2012b; Vaccaro et al., 2020). En este sentido, los resultados aquí presentes y de futuros trabajos de esta índole, pueden ser de ayuda a la hora de buscar sitios prioritarios para establecer estrategias de conservación y manejo integrativos entre la comunidad científica y la comunidad productiva.

### *Consideraciones finales*

Se obtuvieron modelos con las distribuciones potenciales de las cuatro especies de aves. Los mismos presentaron gran concordancia con la distribución conocida de las mismas. También, se detectaron sitios favorables donde aún no hay registros o puede que las especies hayan desaparecido. Además, se encontraron sitios con alta riqueza difusa, y los mismos se localizan en su mayoría en el territorio uruguayo.

Es de destacar que la principal desventaja del uso de MDE es la disponibilidad, calidad e irregularidad de los datos utilizados (Mateo et al., 2011). Por ende, sí bien se obtuvieron

modelos robustos en lo que respecta a los estadísticos empleados para su evaluación, el hecho de utilizar únicamente datos de plataformas de ciencia ciudadana, también le otorga determinados sesgos y limitaciones que deben ser recordadas a la hora de analizar los datos previamente mencionados. En este sentido, es posible que las influencias de algunas variables en los modelos, como por ejemplo las del factor topoclimático, estén reflejando los efectos de otros impactos, como podría ser la baja disponibilidad de hábitats óptimos para las especies. Así mismo, la ausencia de registros y los sesgos hacia sitios con mayor concurrencia por visitantes que reportan en las plataformas, también podrían explicar la influencia de estas variables. Estos efectos podrían verse minimizados por el uso de datos recolectados en muestreos exhaustivos, los cuales podrían ser complementados con datos de plataformas de investigación ciudadana.

En cuanto al análisis de desajustes, se encontró una escasa superposición entre los sitios con favorabilidad alta para las especies y las APs. Esto principalmente debido a que la cobertura de APs en el área de estudio es restringida en sí misma. Este trabajo no evaluó las medidas de protección que se llevan a cabo dentro de las distintas APs, y muchas veces, los planes de manejo de las mismas contemplan la inclusión de ciertas actividades como la ganadería. Esto representa un factor clave a tener en cuenta a la hora de realizar un plan de manejo, ya que sí bien puede existir superposición entre los sitios favorables y las APs, no siempre implica que haya protección para la especie en cuestión. Por ejemplo, dado que la ganadería representa una amenaza importante para tres de las especies consideradas, es importante delimitar y minimizar el impacto, mediante planes de manejo correctamente establecidos y específicos de acuerdo a las especies o comunidad que se desee proteger.

Así mismo, se encontró una baja superposición de los espacios protegidos con los sitios potencialmente favorables para las especies, lo cual es alarmante teniendo en cuenta el alto grado de amenaza que presentan y a su vez puede implicar un aumento en el grado de amenaza que presenten en un futuro. Este trabajo aporta información sobre estas especies, que puede servir de insumo para futuras estrategias de conservación y manejo que busquen proteger en mayor medida las poblaciones a lo largo de su distribución.

## *Perspectivas*

- Sí bien se obtuvieron modelos robustos para todas las especies en cuestión, estudios futuros podría mejorar el desempeño de los mismos, incorporando datos originarios de muestreos de campo y también de variables más específicas para las especies. Por ejemplo, variables de cobertura de especies de gramíneas asociadas a las especies de aves.
- A su vez, la incorporación de un marco metodológico que contemple los diferentes estadios en el ciclo de vida de las especies migratorias, como es el caso del Capuchino Pecho Blanco, podría ayudar a tener una perspectiva más completa de la distribución de la especie.
- Por otra parte, complementar el análisis utilizando más de un algoritmo de modelado de distribución de especies (MDE) sería enriquecedor y podría permitir la comparación entre resultados con otras perspectivas, además de aportar a la robustez de los resultados.
- Teniendo en cuenta el alto grado de amenaza de las especies aquí abordadas, resultaría importante complementar el estudio con modelos que consideren la distribución futura de las especies, en escenarios del cambio climático.
- Por último, los resultados aquí presentados podrían ser relevantes para futuras evaluaciones de las categorías de estado de conservación de estas especies.

## Bibliografía

- Acevedo, P., & Real, R. (2012)** Favourability: Concept, distinctive characteristics and potential usefulness. *Naturwissenschaften*, 99(7), 515–522.
- Achkar, M., Domínguez, A., & Pesce, F. (2006)**. Principales transformaciones territoriales en el Uruguay rural contemporáneo. *Pampa: Revista Interuniversitaria de Estudios Territoriales*, (2), 219-242.
- Aldabe, J., Rocca, P., & Claramunt, S. (2009)**. Uruguay. *En Important Bird Areas Americas- Priority sites for biodiversity conservation (C. Devenish, DF Díaz Fernández, RP Clay, I. Davidson & I. Yépez Zabala, ed.) BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 16), Quito, Ecuador*, 383-392.
- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006)**. Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1223–1232.
- Austin, M. P. (2002)**. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological modelling*, 157(2-3), 101-118.
- Azpiroz, A. B. (2000)**. Biología y conservación del Dragón (*Xanthopsar flavus*, Icteridae) en la Reserva de Biosfera Bañados del Este. Documentos de trabajo N° 29. *PROBIDES*, Rocha.
- Azpiroz, A. B. (2012)**. Aves de las pampas y campos de Argentina, Brasil y Uruguay: una guía de identificación. *PRESSSUR*, Nueva Helvecia, Uruguay.
- Azpiroz, A.B., Alfaro, M., & Jiménez, S. (2012a)**. Lista Roja de las Aves del Uruguay. Una evaluación del estado de conservación de la avifauna nacional con base en los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. *Dirección Nacional de Medio Ambiente, Montevideo*.
- Azpiroz, A. B., & Blake, J. G. (2009)**. Avian assemblages in altered and natural grasslands in the northern Campos of Uruguay. *The Condor*, 111(1), 21-35.
- Azpiroz, A. B., Isacch, J. P., Dias, R. A., Di Giacomo, A. S., Fontana, C. S., & Palarea, C. M. (2012b)**. Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *Journal of Field Ornithology*, 83(3), 217-246.

- Azpiroz, A.B., & Cozzani, N. (2017).** Loica Pampeana (*Sturnella defilippii*). *Libro Rojo de las Aves de Uruguay. Biología y conservación de las aves en peligro de extinción a nivel nacional. Categorías "Extinto a Nivel Regional", En "Peligro Crítico", En "Peligro".* Montevideo, Uruguay: Dinama y Dinara, 173-188.
- Azpiroz, A. B., Jimenez, S., & Alfaro, M. (2017).** Cardenal amarillo (Gubernatrix cristata). *Libro Rojo de las Aves de Uruguay. Biología y conservación de las aves en peligro de extinción a nivel nacional. Categorías "Extinto a Nivel Regional", En "Peligro Crítico", En "Peligro".* Montevideo, Uruguay: Dinama y Dinara, 173-188.
- Baldi, G., & Paruelo, J. M. (2008).** Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society*, 13(2).
- Barbosa, A. M. (2015).** *fuzzySim*: aplicando la lógica difusa a los índices de similitud binaria en ecología. *Métodos en Ecología y Evolución*, 6, 853-858.
- Barbosa, A. M., Real, R., Muñoz, A. R., & Brown, J. A. (2013).** New measures for assessing model equilibrium and prediction mismatch in species distribution models. *Diversity and Distributions*, 19(10), 1333-1338.
- Bárcena, S., Real, R., Olivero, J., & Mario Vargas, J. (2004).** Latitudinal trends in breeding waterbird species richness in Europe and their environmental correlates. *Biodiversity & Conservation*, 13, 1997-2014.
- Beier, C., & Fontana, C. S. (2019).** Breeding biology of the endangered Yellow Cardinal Gubernatrix cristata in Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 27, 44-52.
- Bencke, G. A., Fontana, C. S., Dias, R. A., Maurício, G. N., & Mähler Jr, J. K. (2003).** Aves. Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul, 189-479.
- Benito, B., & Peñas, J. (2007).** Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la Península Ibérica. *GeoFocus. International Review of Geographical Information Science and Technology*, (7), 100-119.
- Benito Garzón, M., Sánchez de Dios, R., & Sáinz Ollero, H. (2007).** Predictive modelling of tree species distributions on the Iberian Peninsula during the Last Glacial Maximum and Mid-Holocene. *Ecography*, 30(1), 120-134.

- Benjamini, Y., & Hochberg, Y. (1995).** Controlling the false discovery rate: A practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society*, 57: 289-300.
- Bilenca, D., & Miñarro, F. (2004).** Identificación de áreas valiosas de pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. *Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires*.
- Birch, C. P., Oom, S. P., & Beecham, J. A. (2007).** Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology. *Ecological modelling*, 206(3-4), 347-359.
- BirdLife International (2022).** IUCN Red List for birds. Disponible en <http://www.birdlife.org> (Consultado el 07/03/2022).
- BirdLife International (2004).** Threatened birds of the world. *Barcelona, Spain and Cambridge, UK., Lynx Edicions and BirdLife International*.
- BirdLife International (2014).** Important Bird and Biodiversity Areas: A global network for conserving nature and benefitting people. *Cambridge, UK: BirdLife International*.
- Borcard, D., Legendre, P., & Drapeau, P. (1992).** Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73(3), 1045-1055.
- Borrini-Feyerabend, G., N. Dudley, T. Jaeger, B. Lassen, N. Pathak Broome, A. Phillips y Sandwith, T. (2014).** Gobernanza de áreas protegidas: de la comprensión a la acción. In *Borrini-Feyerabend, G Dudley, N Jaeger, T Lassen, B Pathak, N Phillips, A Sandwith, T* (Vol. 20, Issue 20).
- Brazeiro, A., M. Achkar, C. Toranza, and Bartesaghi, L. (2020).** Agricultural expansion in Uruguayan grasslands and priority areas for vertebrate and woody plant conservation. *Ecology and Society*, 25(1):15.
- Brito, C., Crespo, E. G., & Paulo, O. S. (1999).** Modelling wildlife distributions: logistic multiple regression vs overlap analysis. *Ecography*, 22(3), 251-260.
- Burkart, A. (1975).** Evolution of grasses and grasslands in South America. *Taxon*, 24(1), 53-66.

- Cabrera, A. L., & Willink, A. (1973).** Biogeografía de América Latina. Washington, DC. OEA. Monografías Científicas. *Serie Biología*, 13.
- Cartron, J. L. E., Kelly, J. F., & Brown, J. H. (2000).** Constraints on patterns of covariation: a case study in strigid owls. *Oikos*, 90(2), 381-389.
- Coelho, L., Romero, D., Queirolo, D., & Guerrero, J. C. (2018).** Understanding factors affecting the distribution of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) in South America: spatial dynamics and environmental drivers. *Mammalian Biology*, 92, 54-61.
- Coitiño, H. (2015).** Distribución potencial de cuatro especies de mamíferos terrestres en la provincia biogeográfica de la Pampa [Tesis de grado]. *Facultad de Ciencias, UDELAR*.
- Collar, N. J., Gonzaga, L. P., Nieto, M., Naranjo, L. G., Parker III, T. A., & Wege, D. C. (1992).** Threatened birds of the Americas. *The ICPB/IUCN Red Data Book. International Council for Bird Preservation, Cambridge, Reino Unido*.
- Cayuela, L., & de la Cruz, R. (2022).** Análisis de datos ecológicos en R. *Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España*.
- Cozzani, N., & Zalba, S. M. (2009).** Estructura de la vegetación y selección de hábitats reproductivos en aves del pastizal pampeano. *Ecología austral*, 19(1), 35-44.
- Cozzani, N. C., Sánchez, R., & Zalba, S. M. (2004).** Nidificación de la Loica Pampeana (*Sturnella defilippii*) en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *El hornero*, 19(2), 47-52.
- Cumming, G. S. (2000).** Using habitat models to map diversity: pan-African species richness of ticks (Acari: Ixodida). *Journal of biogeography*, 27(2), 425-440.
- Dark, S. J. (2004).** The biogeography of invasive alien plants in California: an application of GIS and spatial regression analysis. *Diversity and Distributions*, 10(1), 1-9.
- Díaz-Gómez, D. L., Toxopeus, A. G., Groen, T. A., Muñoz, A. R., Skidmore, A. K., & Real, R. (2013).** Measuring the Insecurity Index of species in networks of protected areas using species distribution modeling and fuzzy logic: The case of raptors in Andalusia. *Ecological indicators*, 26, 174-182.

**Dirección Nacional de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (2020).** *¿Qué es el SNAP?.*

Ministerio de Ambiente. <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/politicas-y-gestion/es-snap>.

**Domínguez, M., Tiedemann, R., Reboreda, J. C., Segura, L., Tittarelli, F., & Mahler, B. (2017).** Genetic structure reveals management units for the yellow cardinal (*Gubernatrix cristata*), endangered by habitat loss and illegal trapping. *Conservation Genetics*, *18*, 1131-1140.

**Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Marquéz, J. R. G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitão, P. J., Münkemüller, T., McClean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., Schröder, B., Skidmore, A. K., Zurell, D., & Lautenbach, S. (2013).** Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, *36*(1), 27–46.

**Dubuis, A., Pottier, J., Rion, V., Pellissier, L., Theurillat, J. P., & Guisan, A. (2011).** Predicting spatial patterns of plant species richness: a comparison of direct macroecological and species stacking modelling approaches. *Diversity and Distributions*, *17*(6), 1122-1131.

**Estrada, A., Real, R., & Vargas, J. M. (2011).** Assessing coincidence between priority conservation areas for vertebrate groups in a Mediterranean hotspot. *Biological Conservation*, *144*(3), 1120-1129.

**Estrada, A., & Real, R. (2018).** Assessment of the National Park network of mainland Spain by the Insecurity Index of vertebrate species. *PloS one*, *13*(5), e0197496.

**Estrada, A., Barbosa, A. M., & Real, R. (2018).** Changes in potential mammal diversity in national parks and their implications for conservation. *Current zoology*, *64*(6), 671-679.

**Estrada, A., Márquez, A. L., Real, R., & Vargas, J. M. (2008).** ¿En qué medida preservan los espacios naturales la riqueza de reptiles en Andalucía?. *Avances en Biogeografía. Departamento Análisis Geográfico Regional y Geografía Física. Universidad Complutense de Madrid. Madrid*, 367-373.

- Estrada, A., Real, R., & Vargas, J. M. (2008).** Using crisp and fuzzy modelling to identify favourability hotspots useful to perform gap analysis. *Biodiversity and Conservation*, 17(4), 857-871.
- Eyre, A. C., Briscoe, N. J., Harley, D. K., Lumsden, L. F., McComb, L. B., & Lentini, P. E. (2022).** Using species distribution models and decision tools to direct surveys and identify potential translocation sites for a critically endangered species. *Diversity and Distributions*, 28(4), 700-711.
- Fernández, G. J., Posse, G., Ferretti, V., & Gabelli, F. M. (2004).** Bird–habitat relationship for the declining Pampas meadowlark populations in the southern Pampas grasslands. *Biological Conservation*, 115(1), 139-148.
- Fraga, R. M. (2005).** Ecology, behavior and social organization of saffron-cowled blackbirds (*Xanthopsar flavus*). *Ornitol. Neotrop*, 16, 15-29.
- Fraga, R. M., Casañas, H., & Pugnali, G. (1998).** Natural history and conservation of the endangered saffron-cowled blackbird *Xanthopsar flavus* in Argentina. *Bird Conservation International*, 8(3), 255–267.
- Grehan, J. R. (1993).** Conservation biogeography and the biodiversity crisis: a global problem in space/time. *Biodiversity letters*, 1(5), 134-140.
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000).** Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, 135(2-3), 147-186.
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005).** Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology letters*, 8(9), 993-1009.
- Guitérrez, E., & Trejo, I. (2014).** Efecto del cambio climático en la distribución potencial de cinco especies arbóreas de bosque templado en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85(1), 179-188.
- Hortal, J. (2008).** Uncertainty and the measurement of terrestrial biodiversity gradients. *Journal of Biogeography*, 35(8), 1335-1336.
- Hosmer, D. W., & Lemeshow, S. (2000).** Assessing the Fit of the Model. *Applied Logistic Regression, Second Edition*, 143 – 200.

- Iverson, L. R., Schwartz, M. W., & Prasad, A. M. (2004).** How fast and far might tree species migrate in the eastern United States due to climate change?. *Global Ecology and Biogeography*, 13(3), 209-219.
- Legendre, P. (1993).** Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm?. *Ecology*, 74(6), 1659-1673.
- Lees, A. C., Haskell, L., Allinson, T., Bezeng, S. B., Burfield, I. J., Renjifo, L. M., Rosenberg, K. V., Viswanathan, A., & Butchart, S. H. M. (2022).** State of the world's birds. *Annual Review of Environment and Resources*, 47, 231-260.
- Lobo, J. M., Castro, I., & Moreno, J. C. (2001).** Spatial and environmental determinants of vascular plant species richness distribution in the Iberian Peninsula and Balearic Islands. *Biological Journal of the Linnean Society*, 73(2), 233-253.
- López-Lanús, B., Grilli, P., Coconier, E., Di Giacomo, A., & Banchs, R. (2008).** Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación. *Informe de Aves Argentinas/AOP y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Buenos Aires, Argentina*, 64.
- Marchetto, E., Da Re, D., Tordoni, E., Bazzichetto, M., Zannini, P., Celebrin, S., Chieffallo, L., Malavasi, M., & Rocchini, D. (2023).** Testing the effect of sample prevalence and sampling methods on probability- and favourability-based SDMs. *Ecological Modelling*, 477.
- Martínez, G. A., Arana, M. D., Oggero, A. J., & Natale, E. S. (2017).** Biogeographical relationships and new regionalisation of high-altitude grasslands and woodlands of the central Pampean Ranges (Argentina), based on vascular plants and vertebrates. *Australian Systematic Botany*, 29(6), 473-488.
- Martín-Taboada, A., Romero, D., Aliaga-Samanez, A., Chamorro, D., Díaz-Ruiz, F., Muñoz, A.R., García-Carrasco, J., Márquez, A., Olivero, J., Martínez-Freiría, F., Vermeer, J., & Real, R. (2020).** Favorabilidad y Lógica Difusa como herramientas para el análisis biogeográfico de las interacciones competitivas entre especies. Carracedo, V.; García-Codron, J.C.; Garmendia, C.; Rivas, V. (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía.*

Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE): 155-163.

**Márquez, A. L., Real, R., Olivero, J., & Estrada, A. (2011).** Combining climate with other influential factors for modelling the impact of climate change on species distribution. *Climatic Change*, 108(1), 135-157.

**Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M., & Muñoz, J. (2011).** Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista chilena de historia natural*, 84(2), 217-240.

**Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M., & Muñoz, J. (2012).** Modelos de distribución de especies y su potencialidad como recurso educativo interdisciplinar. *Reduca (Biología)*, 5(1).

**Modernel, P., Rossing, W. A., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V., & Tiftonell, P. (2016).** Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environmental Research Letters*, 11(11), 113002.

**Morello, J., Buzai, G. D., Baxendale, C. A., Rodríguez, A. F., Matteucci, S. D., Godagnone, R. E., & Casas, R. R. (2000).** Urbanization and the consumption of fertile land and other ecological changes: the case of Buenos Aires. *Environment and Urbanization*, 12(2), 119-131.

**Morrone, J. J. (2001).** Biogeografía de América Latina y el Caribe. *M&T-Manuales & Tesis SEA, Vol. 3. Zaragoza*, 148 pp.

**Morrone, J.J. (2014).** Biogeographical regionalisation of the Neotropical region. *Zootaxa*, 3482: 1-111.

**Morrone, J. J., & Escalante, T. (2016).** Introducción a la biogeografía. *Universidad Nacional Autónoma de México*, México, 315.

**Morrone, J. J. (2004).** Panbiogeografía, componentes bióticos y zonas de transición. *Revista Brasileira de Entomologia*, 48(2), 149-162.

**Morrone, J. J. (2000).** What is the Chacoan subregion?. *Neotropica*, 46, 51-51.

**Muñoz, A. R., & Real, R. (2006).** Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain. *Diversity and Distributions*, 12(6), 656-665.

- Ortega-Huerta, M. A., & Peterson, A. T. (2004).** Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in north-eastern Mexico. *Diversity and Distributions*, 10(1), 39-54.
- Pärtel, M., Szava-Kovats, R., & Zobel, M. (2011).** Dark diversity: shedding light on absent species. *Trends in ecology & evolution*, 26(3), 124-128.
- Peterson, A. T., Soberón, J., & Sánchez-Cordero, V. (1999).** Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science*, 285(5431), 1265-1267.
- Peterson, A. T. (2003).** Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *The quarterly review of biology*, 78(4), 419-433.
- Petry, M. V., & Krüger, L. (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(3), 599–605.
- Pezzani, F. (2007).** Reserva de biosfera bañados del este, Uruguay. *Documentos de trabajo*, 37.
- Pulido-Pastor, A., Márquez, A. L., Guerrero, J. C., García-Barros, E., & Real, R. (2021).** Metapopulation patterns of Iberian butterflies revealed by fuzzy logic. *Insects*, 12(5), 392.
- Rangel-Salazar, J. L., Enríquez-Rocha, P., Altamirano-González-Ortega, M. A., Macías-Caballero, C., Castillejos-Castellanos, E., González-Domínguez, P., ... & CONABIO. (2013).** Diversidad de aves: un análisis espacial. *La biodiversidad en Chiapas. Estudio de estado*, 2, 329-337.
- R Core Team, (2020)** R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria <https://www.R-project.org/>
- Real, R., Romero, D., Olivero, J., Estrada, A., & Márquez, A. L. (2013).** Estimating how inflated or obscured effects of climate affect forecasted species distribution. *PloS one*, 8(1), e53646.
- Repetto, E. L. (2017).** Estructura y variabilidad genética de la loica pampeana *Sturnella defilippii*: pautas para su conservación [Tesis de doctorado]. *Facultad de Ciencias, PEDECIBA*.

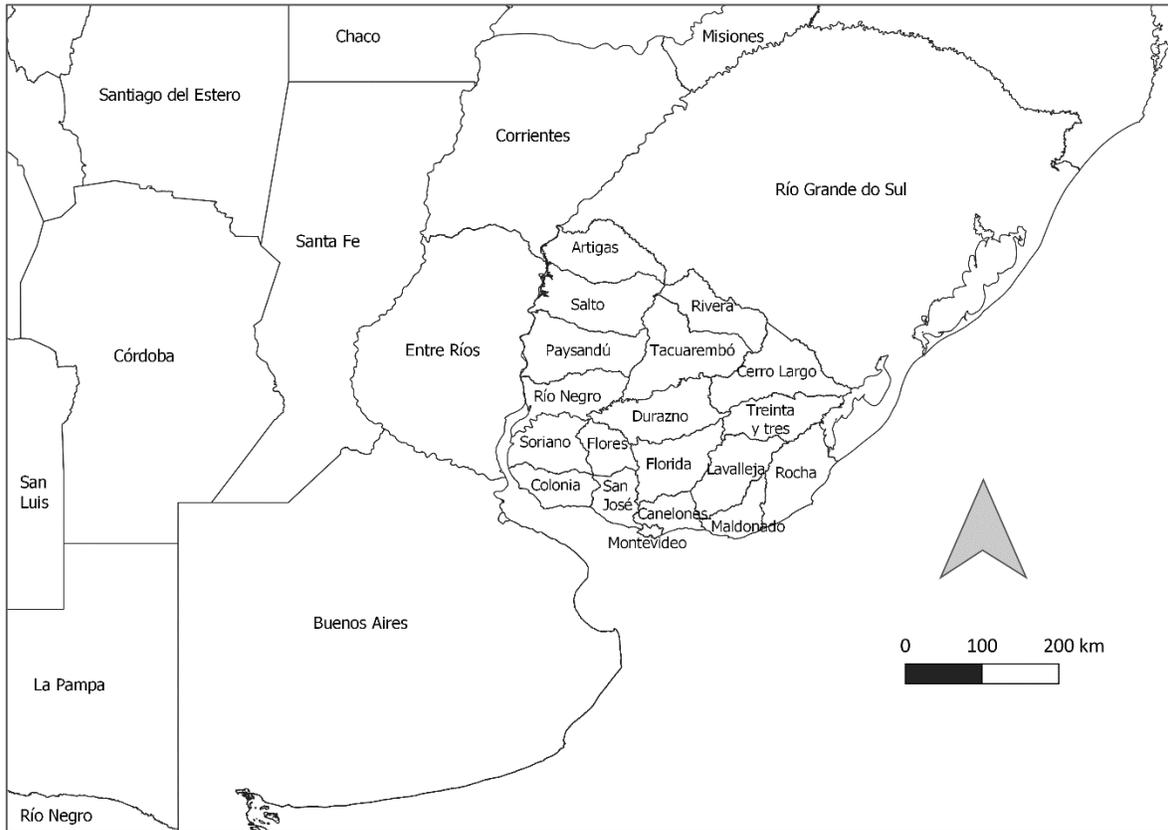
- Real, R., Barbosa, A. M., & Vargas, J. M. (2006).** Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environmental and Ecological Statistics*, 13, 237-245.
- Richardson, D. M., & Whittaker, R. J. (2010).** Conservation biogeography—foundations, concepts and challenges. *Diversity and Distributions*, 16(3), 313-320.
- Richardson, D. M., & Thuiller, W. (2007).** Home away from home-objective mapping of high-risk source areas for plant introductions. *Diversity and Distributions*, 13(3), 299 - 312.
- Rocha, G. (2019).** Guía completa para conocer Aves del Uruguay. *Banda Oriental*.
- Rojas, A. B., Cotilla, I., Real, R., & Palomo, L. J. (2001).** Determinación de las áreas probables de distribución de los mamíferos terrestres en la provincia de Málaga. *Galemys*, 13, 217-229.
- Romero, D., Olivero, J., Real, R., & Guerrero, J. C. (2019).** Applying fuzzy logic to assess the biogeographical risk of dengue in South America. *Parasites & vectors*, 12, 1-13.
- Romero, D., Sosa, B., Martín-Taboada, A., & Guerrero, J. C. (2020).** Biogeografía de la modelación como prevención a la invasión biológica: rana toro (*Lithobates catesbeianus*) y acacia de tres espinas (*Gleditsia triacanthos*) en Uruguay. En *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad (pp: 403-412)*. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía. Santander, España (pp. 22-25).
- Romero, D., Sosa, B., Brazeiro, A., Achkar, M., & Guerrero, J. C. (2021).** Factors involved in the biogeography of the honey locust tree (*Gleditsia triacanthos*) invasion at regional scale: an integrative approach. *Plant Ecology*, 222(6), 705-722.
- Scott, J. M., Davis, F., Csuti, B., Noss, R., Butterfield, B., Groves, C., Anderson, H., Caicco, S., D'Erchia, F., Edwards, J., Ulliman, J., & Wright, R. (1993).** Gap analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife monographs*, 123, 1 – 41.
- Scott, J. M., Csuti, B., Estes, J. E., & Anderson, H. (1989).** Status assessment of biodiversity protection. *Conservation Biology*, 3(1), 85-87.

- Sekercioglu, C. H. (2012).** Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology*, 153(Suppl 1), 153-161.
- Sillero, N., Barbosa, A. M., Freiría, F. M., & Real, R. (2010).** Los modelos de nicho ecológico en la herpetología ibérica: pasado, presente y futuro. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, (21), 2-24.
- Sillero, N., Arenas-Castro, S., Enriquez-Urzelai, U., Vale, C. G., Sousa-Guedes, D., Martínez-Freiría, F., Real, R., & Barbosa, A. M. (2021).** Want to model a species niche? A step-by-step guideline on correlative ecological niche modelling. *Ecological Modelling*, 456.
- Sosa, H., Martín, S., & Zarco, A. (2011).** Nuevos registros de cardenal amarillo (Gubernatrix cristata) en la provincia de Mendoza, Argentina. *BioScriba*, 4(1), 21-25.
- Taim Ecological Station | Servicio de Información sobre Sitios Ramsar. (s. f.).** <https://rsis.ramsar.org/es/rsis/2298>.
- Tubaro, P. L., & Gabelli, F. M. (1999).** The decline of the Pampas Meadowlark: Difficulties of applying the IUCN criteria to neotropical grassland birds. *Studies in Avian Biology*, 19, 250–257.
- UICN (2016).** Un Estándar Global para la Identificación de Áreas Clave para la Biodiversidad (KBA), Versión 1.0. Primera edición. *Gland, Suiza: UICN*.
- UNEP-WCMC and IUCN (2021).** Protected Planet: The World Database on Protected Areas (WDPA) and World Database on Other Effective Area-based Conservation Measures (WD-OECM) [Online], June 2021, *Cambridge, UK: UNEP-WCMC and IUCN*. Available at: [www.protectedplanet.net](http://www.protectedplanet.net).
- Vaccaro, A. S., Dodyk, L., Lapido, R., Miguel, A. D., & Grilli, P. (2020).** ¿Cómo contribuye la alianza del pastizal a la conservación de las aves en la Pampa Deprimida?. *El hornero*, 35(2), 95-110.
- Valdez, V. (2017).** Modelos biogeográficos de distribución para especies de Saurios (Squamata: Sauria) amenazadas en Uruguay [Tesis de maestría]. *Facultad de Ciencias, PEDECIBA*.

- Velazco, S. J. E., Bedrij, N. A., Rojas, J. L., Keller, H. A., Ribeiro, B. R., & De Marco, P. (2022).** Quantifying the role of protected areas for safeguarding the uses of biodiversity. *Biological Conservation*, 268(January), 109525.
- Vickery, P. D., Tubaro, P. L., Cardoso da Silva, J. M., Peterjohn, B. G., Herkert, J. R., & Cavalcanti, R. B. (1999).** Conservation of grassland birds in the western hemisphere. *Studies in avian biology*, 19: 2-26.
- Vizentin-Bugoni, J., Areta, J.I., Di Giacomo, A.G., Di Giacomo, A.S., Jacobs, F., Coimbra, M.A.A. & Dias, R.A. (2013).** Breeding biology and conservation of the Marsh Seedeater *Sporophila palustris*. *Bird Conservation International*, 23(2): 147-158.
- Wald, A. (1943).** Tests of statistical hypotheses concerning several parameters when the number of observations is large. *Transactions of the American Mathematical society*, 54(3), 426-482.
- Waltari, E., & Guralnick, R. P. (2009).** Ecological niche modelling of montane mammals in the Great Basin, North America: examining past and present connectivity of species across basins and ranges. *Journal of Biogeography*, 36(1), 148-161.
- Weaver, K. F., Anderson, T., & Guralnick, R. (2006).** Combining phylogenetic and ecological niche modeling approaches to determine distribution and historical biogeography of Black Hills mountain snails (Oreohelicidae). *Diversity and Distributions*, 12(6), 756-766.
- Whittaker, R. J., Araújo, M. B., Jepson, P., Ladle, R. J., Watson, J. E., & Willis, K. J. (2005).** Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and distributions*, 11(1), 3-23.
- Zaccagnini, M. E., Thompson, J. J., Bernardos, J., Calamari, N., Goijman, A., & Canavelli, S. (2011).** Riqueza, ocupación y roles funcionales potenciales de las aves en relación a los usos de la tierra y la productividad de los agroecosistemas: un ejemplo en la ecorregión pampeana. *Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas, y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA*, 185-219.

Zurell, D., Franklin, J., König, C., Bouchet, P. J., Dormann, C. F., Elith, J., Fandos, G., Feng, X., Guillera-Arroita, G., Guisan, A., Lahoz-Monfort, J. J., Leitão, P. J., Park, D. S., Peterson, A. T., Rapacciuolo, G., Schmatz, D. R., Schröder, B., Serra-Diaz, J. M., Thuiller, W., Yates K. L., & Merow, C. (2020). A standard protocol for reporting species distribution models. *Ecography*, 43(9), 1261–1277.

## Anexo 1: Mapa del área de estudio



**Figura 10.** Mapa de las provincias, departamentos y estados, de Argentina, Uruguay y Brasil, respectivamente, que se encuentran dentro de la provincia biogeográfica Pampeana.

## Anexo 2: Fuentes de los registros de las especies

### Dragón (*Xanthopsar flavus* (Gmelin & JF 1788))

- Biodiversidata: Grattarola F, Botto G, da Rosa I, Gobel N, González E, González J, Hernández D, Laufer G, Maneyro R, Martínez-Lanfranco J, Naya D, Rodales A, Ziegler L, Pincheira-Donoso D (2019) Biodiversidata: An Open-Access Biodiversity Database for Uruguay. Biodiversity Data Journal 7: e36226.  
<https://doi.org/10.3897/BDJ.7.e36226>
- EcoRegistros: EcoRegistros. 2021. **Tordo Amarillo (*Xanthopsar flavus*) - Ficha de la especie**. Accedido de <http://www.ecoregistros.org> el 20/07/2021.
- GBIF: GBIF.org (20 July 2021) GBIF Occurrence Download.  
<https://doi.org/10.15468/dl.z2jqcy>
- iNaturalist: Naturalista. 2021. Tordo Amarillo *Xanthopsar flavus*. Consultado el 20 de julio de 2021. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <https://www.inaturalist.org/taxa/69686-Xanthopsar-flavus>
- eBird: eBird. 2021. eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]. eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Available: <https://ebird.org/species/sacbla2>. Accessed: 7 September, 2021.

### Loica Pampeana (*Leistes defilippii* (Bonaparte 1850))

- Biodiversidata: Grattarola F, Botto G, da Rosa I, Gobel N, González E, González J, Hernández D, Laufer G, Maneyro R, Martínez-Lanfranco J, Naya D, Rodales A, Ziegler L, Pincheira-Donoso D (2019) Biodiversidata: An Open-Access Biodiversity Database for Uruguay. Biodiversity Data Journal 7: e36226.  
<https://doi.org/10.3897/BDJ.7.e36226>
- EcoRegistros: EcoRegistros. 2021. **Loica Pampeana (*Leistes defilippii*) - Ficha de la especie**. Accedido de <http://www.ecoregistros.org> el 22/07/2021.
- GBIF: GBIF.org (20 July 2021) GBIF Occurrence Download  
<https://doi.org/10.15468/dl.twy99n>.
- iNaturalist: Naturalista. 2021. Loica pampeana *Leistes defilippii*. Consultado el 25 de julio de 2021. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <https://www.inaturalist.org/taxa/793312-Leistes-defilippii>

- eBird: eBird. 2021. eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]. eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Available: <https://ebird.org/species/pammea1>. Accessed: 8 September, 2021.

**Capuchino Pecho Blanco (*Sporophila palustris* (Barrows & WB 1883))**

- Biodiversidata: Grattarola F, Botto G, da Rosa I, Gobel N, González E, González J, Hernández D, Laufer G, Maneyro R, Martínez-Lanfranco J, Naya D, Rodales A, Ziegler L, Pincheira-Donoso D (2019) Biodiversidata: An Open-Access Biodiversity Database for Uruguay. Biodiversity Data Journal 7: e36226. <https://doi.org/10.3897/BDJ.7.e36226>.
- EcoRegistros: EcoRegistros. 2021. **Capuchino Pecho Blanco (*Sporophila palustris*) - Ficha de la especie**. Accedido de <http://www.ecoregistros.org> el 27/07/2021.
- GBIF: GBIF.org (21 July 2021) GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.6fhru3>.
- ¡Naturalist: Naturalista. 2021. Capuchino pecho blanco *Sporophila palustris*. Consultado el 27 de julio de 2021. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <https://www.inaturalist.org/taxa/9506-Sporophila-palustris>
- eBird: eBird. 2021. eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]. eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Available: <https://ebird.org/species/marsee1>. Accessed: 7 September, 2021.

**Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata* (Vieillot 1817))**

- EcoRegistros: EcoRegistros. 2021. **Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*) - Ficha de la especie**. Accedido de <http://www.ecoregistros.org> el 27/07/2021.
- GBIF: GBIF.org (21 July 2021) GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.ju7k9d>.
- ¡Naturalist: Naturalista. 2021. Cardenal amarillo *Gubernatrix cristata*. Consultado el 20 de julio de 2021. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <https://www.inaturalist.org/taxa/10717-Gubernatrix-cristata>
- eBird: eBird. 2021. eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]. eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Available: <https://ebird.org/species/yelcar1>. Accessed: 8 September, 2021.

### Anexo 3: Detalle de los estadísticos utilizados para la evaluación de los modelos de Favorabilidad

**Tabla 9.** Matemática de los estadísticos utilizados para evaluar los modelos. Donde  $a$  es el número de presencias correctamente predichas por el modelo,  $b$  es el número de ausencias incorrectamente predichas como presencias,  $c$  es el número de presencias incorrectamente predichas como ausencias,  $d$  es el número de ausencias correctamente predichas como ausencias y  $n$  es la suma de  $a$ ,  $b$ ,  $c$  y  $d$  (Allouche et al., 2006).

<i>Estadístico</i>	<i>Ecuación</i>
<i>CCR</i>	$\frac{a + b}{n}$
<i>Especificidad</i>	$\frac{d}{b + d}$
<i>Sensibilidad</i>	$\frac{a}{a + c}$
<i>TSS</i>	<i>Sensibilidad + Especificidad – 1</i>

## Anexo 4: Espacios protegidos considerados para el estudio

**Tabla 10.** Lista de las áreas protegidas de Uruguay, Argentina y Brasil, que fueron consideradas para el análisis de desajustes.

Uruguay	Argentina	Brasil
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cabo Polonio</li> <li>• Cerro Verde e Islas de la Coronilla</li> <li>• Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay</li> <li>• Esteros y Algarrobales del Río Uruguay</li> <li>• Grutas del Palacio</li> <li>• Humedales de Santa Lucía</li> <li>• Laguna de Castillos</li> <li>• Laguna de Rocha</li> <li>• Laguna Garzón</li> <li>• Localidad Rupestre de Chamangá</li> <li>• Montes del Queguay</li> <li>• Paso Centurión y Sierra de Ríos</li> <li>• Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yerbal</li> <li>• Rincón de Franquía</li> <li>• San Miguel</li> <li>• Valle del Lunarejo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Arroyo El Durazno</li> <li>• Arroyo Los Gauchos</li> <li>• Arroyo Sauce-Pavón</li> <li>• Bahía Blanca, Bahía Falsa y Bahía Verde</li> <li>• Bahía Samborombón</li> <li>• Bahía San Blas</li> <li>• Bañados del Río Dulce y Laguna de Mar Chiquita</li> <li>• Barranca Norte</li> <li>• Baterías - Charles Darwin</li> <li>• Campos del Tuyú</li> <li>• Cayastá</li> <li>• Chasico</li> <li>• Ciervo de los Pantanos</li> <li>• Delta del Parana</li> <li>• El Fisco</li> <li>• El Gato y Lomas Limpias</li> <li>• El Palmar</li> <li>• Ernesto Tornquist</li> <li>• Estancia Ralicó</li> <li>• Estancia Santa Catalina</li> <li>• Federico Wildermuth</li> <li>• Granja Esperanza</li> <li>• Humedales e Islas de Victoria</li> <li>• Humedal Laguna Melincué</li> <li>• Iberá</li> <li>• Islas de Santa Fe</li> <li>• Islote de la Gaviota Cangrejera</li> <li>• Islote Municipal Curupi</li> <li>• La Aurora del Palmar</li> <li>• La Calera</li> <li>• La Reforma</li> <li>• Laguna Guatrache</li> <li>• Laguna La Felipa</li> <li>• Laguna Salada Grande</li> <li>• Lagunas de San Vicente</li> <li>• Lihué Calel</li> <li>• Limay Mahuida</li> <li>• Mar Chiquita</li> <li>• Palmar Yatay</li> <li>• Parque Luro</li> <li>• Parque Atlántico Mar Chiquito</li> <li>• Parque Costero del Sur</li> <li>• Parque Luro</li> <li>• Pehuen Co - Monte Hermoso</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Área De Proteção Ambiental Da Lagoa Verde</li> <li>• Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande</li> <li>• Área De Proteção Ambiental Estadual Delta Do Jacuí</li> <li>• Área De Proteção Ambiental Ibirapuitã</li> <li>• Estação Ecológica Do Taim</li> <li>• Parque Estadual De Itapuã</li> <li>• Parque Estadual Do Camaquã</li> <li>• Parque Estadual Do Espinilho</li> <li>• Parque Estadual Do Papagaio-Charão</li> <li>• Parque Estadual Do Podocarpus</li> <li>• Parque Nacional Da Lagoa Do Peixe</li> <li>• Parque Natural Municipal Saint Hilaire</li> <li>• Refúgio De Vida Silvestre Banhado Do Maçarico</li> <li>• Refúgio De Vida Silvestre Banhado Dos Pacheco</li> <li>• Refúgio De Vida Silvestre Do Molhe Leste</li> <li>• Reserva Biológica Do Ibirapuitã</li> <li>• Reserva Biológica Do Mato Grande</li> <li>• Reserva Biológica Do São Donato</li> <li>• Reserva Particular Do Patrimônio Natural Boa Vista</li> <li>• Reserva Particular Do Patrimônio Natural Estadual Barba</li> <li>• Reserva Particular Do Patrimônio Natural Farroupilha</li> <li>• Reserva Particular Do Patrimônio Natural Reserva Maragato</li> </ul>

- Pereyra Iraola
- Pre Delta
- Punta Lara
- Rincón de Ajó
- Rincón de Santa María
- Río Lujan

- Reserva Particular Do Patrimônio Natural Rincão Das Flores
- RPP Universidade De Passo Fundo

## Anexo 5: Espacios protegidos superpuestos con sitios favorables para las especies

**Tabla 11.** Áreas Protegidas que se superponen con sitios de favorabilidad intermedia – alta ( $F > 0,6$ ) para cada una de las especies consideradas en el estudio, en cada país del área de estudio.

Especies	Uruguay	Argentina	Brasil
<b>Dragón</b> ( <i>Xanthopsar flavus</i> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cabo Polonio</li> <li>• Cerro Verde</li> <li>• Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay</li> <li>• Esteros y Algarrobales del Río Uruguay</li> <li>• Humedales del Santa Lucía</li> <li>• Laguna de Castillos</li> <li>• Laguna de Rocha</li> <li>• Laguna Garzón</li> <li>• Localidad Rupestre Chamanga</li> <li>• Montes del Queguay</li> <li>• Paso Centurión y Sierra de Ríos</li> <li>• Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yermal</li> <li>• Rincón de Franquia</li> <li>• San Miguel</li> <li>• Valle del Lunarejo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bahía de Samborombón</li> <li>• Campos del Tuyú</li> <li>• Ciervo de los Pantanos</li> <li>• Delta del Parana</li> <li>• El Gato y Lomas Limpias</li> <li>• El Palmar</li> <li>• Iberá</li> <li>• La Aurora del Palmar</li> <li>• Laguna Salada Grande</li> <li>• Palmar Yatay</li> <li>• Rincón de Ajó</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Área De Proteção Ambiental Da Lagoa Verde</li> <li>• Área De Proteção Ambiental Do Banhado Grande</li> <li>• Área De Proteção Ambiental Estadual Delta Do Jacuí</li> <li>• Área De Proteção Ambiental Ibirapuitã</li> <li>• Estação Ecológica Do Taim</li> <li>• Parque Estadual De Itapuã</li> <li>• Parque Estadual Do Camaquã</li> <li>• Parque Estadual Do Espinillo</li> <li>• Parque Estadual Do Papagaio-Charão</li> <li>• Parque Nacional Da Lagoa Do Peixe</li> <li>• Refúgio De Vida Silvestre Banhado Do Maçarico</li> <li>• Refúgio De Vida Silvestre Banhado Dos Pachecos</li> <li>• Reserva Biológica Do Ibirapuitã</li> <li>• Reserva Biológica Do Mato Grande</li> <li>• Reserva Biológica Do São Donato</li> <li>• Reserva Particular Do Patrimônio Natural Estadual Barba</li> <li>• Reserva Particular Do Patrimônio Natural Reserva Maragato</li> <li>• Rppn Universidade De Passo Fundo</li> </ul>
<b>Loica Pampeana</b> ( <i>Leistes defilippii</i> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Montes del Queguay</li> <li>• Valle del Lunarejo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bahía Blanca, Bahía Falsa y Bahía Verde</li> <li>• Bahía San Blas</li> <li>• Chasico</li> <li>• Delta del Parana</li> <li>• Ernesto Tornquist</li> <li>• Islote de la Gaviota Cangrejera</li> <li>• Laguna Guatrache</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Área De Proteção Ambiental Ibirapuitã</li> </ul>

•Pehuen Co-Monte Hermoso

- Pereyra Iraola

**Capuchino Pecho Blanco**  
(*Sporophila palustris*)

- Cabo Polonio
- Cerro Verde
- Esteros de Farrapos e Islas del Rio Uruguay
- Esteros y Algarrobales del Río Uruguay
- Grutas del Palacio
- Humedales del Santa Lucia
- Laguna de Castillos
- Laguna de Rocha
- Laguna Garzón
- Localidad Rupestre Chamanga
- Montes del Queguay
- Paso Centurión y Sierra de Ríos
- Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yerbal
- San Miguel

- Ciervo de los Pantanos
- Delta del Parana
- El Gato y Lomas Limpias
- El Palmar
- Iberá
- La Aurora del Palmar
- Palmar Yatay
- Pereyra Iraola
- Punta Lara
- Rincón de Santa María
- Rio Lujan

- Area De Proteção Ambiental Da Lagoa Verde
- Estação Ecológica Do Taim
- Parque Estadual Do Espinilho
- Refúgio De Vida Silvestre Banhado Do Maçarico
- Reserva Biológica Do Mato Grande
- Reserva Biológica Do São Donato

**Cardenal Amarillo**  
(*Gubernatrix cristata*)

- Cabo Polonio
- Cerro Verde
- Esteros de Farrapos e Islas del Rio Uruguay
- Esteros y Algarrobales del Río Uruguay
- Humedales del Santa Lucia
- Laguna de Castillos
- Laguna de Rocha
- Laguna Garzón
- Montes del Queguay
- Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yerbal
- Rincon de Franquia
- Valle del Lunarejo

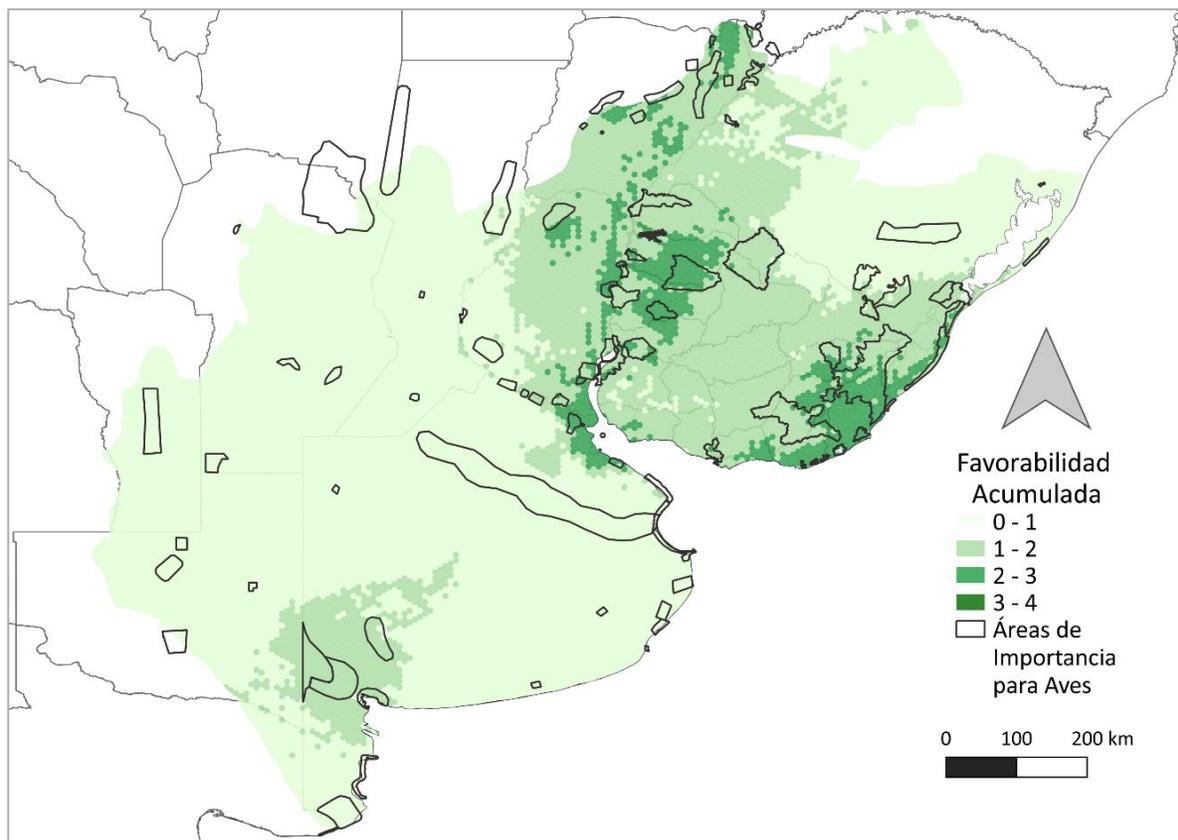
- Bahía Blanca, Bahía Falsa y Bahía Verde
- Bahía de Samborombón
- Bañados del Río Dulce y Laguna de Mar Chiquita
- Chasico
- Ciervo de los Pantanos
- Delta del Parana
- El Fisco
- El Gato y Lomas Limpias
- Estancia Santa Catalina
- Iberá
- Islas de Santa Fé
- Islas de Victoria
- Islote de la Gaviota Cangrejera
- Islote Muicipal Curupi
- La Aurora del Palmar
- La Reforma
- Laguna Guatrache
- Lihué Calel
- Limay Mahuida
- Palmar Yatay
- Parque Luro
- Pereyra Iraola
- Pre-Delta
- Rincón de Santa María
- Rio Lujan

- Estação Ecológica Do Taim

**Tabla 12.** Áreas Protegidas que se superponen con sitios de favorabilidad acumulada alta (FA > 2) en cada país del área de estudio.

	Uruguay	Argentina	Brasil
Acumulado	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Cabo Polonio</li> <li>● Cerro Verde</li> <li>● Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay</li> <li>● Esteros y Algarrobales del Río Uruguay</li> <li>● Humedales del Santa Lucia</li> <li>● Laguna de Castillos</li> <li>● Laguna de Rocha</li> <li>● Laguna Garzón</li> <li>● Montes del Queguay</li> <li>● Quebrada de los Cuervos y Sierras del Yerbal</li> <li>● San Miguel</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Ciervo de los Pantanos</li> <li>● Delta del Parana</li> <li>● El Gato y Lomas Limpias</li> <li>● El Palmar</li> <li>● Iberá</li> <li>● La Aurora del Palmar</li> <li>● Palmar Yatay</li> <li>● Pereyra Iraola</li> <li>● Punta Lara</li> <li>● Río Lujan</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● Estação Ecológica Do Taim</li> <li>● Refúgio De Vida Silvestre Banhado Do Maçarico</li> <li>● Taim Ecological Station</li> </ul>

## Anexo 6: Mapa con las Áreas de Importancia para las Aves y con la representación cartográfica de la Favorabilidad Acumulada



**Figura 11.** Mapa donde se representa el valor de la sumatoria de las favorabilidades de las especies (Favorabilidad Acumulada) para cada celda, en la provincia biogeográfica Pampeana, y las Áreas de Importancia para las Aves propuestas por BirdLife International (<http://datazone.birdlife.org/site/mapsearch>).