

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL

Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas



Tesis para la obtención del Grado Académico de Doctor en Ciencias
Biológicas

“Comparando el uso de modelos de distribución de
especies y de algoritmos de optimización para priorizar
áreas de conservación: usando reptiles y aves como
indicadores”.

Lic. Cristaldi Maximiliano Ariel

Director de Tesis: Dr. Alejandro R. Giraudó

Co-directora de Tesis: Dra. Vanesa Arzamendia

Lugar de realización: Laboratorio de Biodiversidad y Conservación de
Tetrápodos, INALI- CONICET-UNL.

-2017-

2. Agradecimientos

A la Universidad Nacional del Litoral, fundamentalmente, la Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas, y el Instituto Nacional de Limnología por permitirme realizar mi carrera de Doctorado y haberme brindado los elementos necesarios durante esta etapa de mi formación académica.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por otorgarme la beca de posgrado que me permitió financiar este estudio.

A mis directores, Alejandro R. Giraud y Vanesa Arzamendia, por su entera paciencia, dedicación, enseñanzas y constante acompañamiento en el planteamiento y desarrollo de la tesis.

A Carla Bessa, María Eugenia Rodríguez, Belén Constanzo, Juan Andrés Sarquis, Gisela Bellini y Silvia Regner por su entera predisposición para ayudarme con el procesamiento de los ejemplares en el laboratorio.

A mis compañeros de laboratorio, Rodrigo Lorenzón, Lorena Sovrano, Evelina León, Pamela Olguin, Romina Pavé, Adolfo Beltzer y las personas arriba nombradas por hacer de mis días en el instituto muy agradables.

A mis amigos y familia por el cariño, el acompañamiento y el apoyo de siempre.

A todas las personas que ya no están a mi lado, pero supieron quererme, ayudarme y orientarme en este camino.

3. Publicaciones:

MA Cristaldi, AR Giraudo, V Arzamendia, GP Bellini y J Claus (2017) Urbanization impacts on the trophic guild composition of bird communities. *J. Nat. Hist.* 1–20. doi:10.1080/00222933.2017.1371803

4. Índice	
5. Abreviaturas y símbolos	6
6. Resumen	7
6.1. Resumen	7
6.2. Abstract	9
7. Introducción	10
8. Objetivos e hipótesis:	23
8.1.1. Objetivo general	23
8.1.2. Objetivos específicos:	23
8.2. Hipótesis:	24
9. Materiales y métodos	25
9.1. Área de estudio	25
9.2. Sistema provincial de áreas protegidas	26
9.3. Base de datos	30
9.4. Predictores ambientales	31
9.5. Modelos de distribución de especies	32
9.6. Evaluación de desempeño de modelos	33
9.6.1. Medidas independientes de un umbral	34
9.6.1.1. Curva ROC	34

9.6.1.2. Índice Boyce:.....	35
9.6.2. Matriz de confusión y medidas dependientes de un umbral.....	35
9.7. Priorización espacial para la conservación (PEC).....	36
10. Resultados	38
10.1. Especies raras y amenazadas de Santa Fe	38
10.2. Modelos de distribución de especies	47
10.2.1. Aves.....	47
10.2.2. Serpientes	48
10.3. Priorización Espacial para la Conservación basada en Presencias (PEC-P)	57
10.3.1. Objetos de conservación	57
Aves.....	57
Serpientes	57
Aves y serpientes.....	57
10.3.2. Evaluación de las áreas protegidas de Santa Fe	58
10.4. Priorización Espacial para la Conservación basada en Áreas Núcleo (PEC-AN).....	63
10.4.1. Objetos de conservación	63
10.4.2. Niveles de representación en las áreas protegidas vigentes y el SAC	65
10.5. Comparación de a pares entre las PEC-AN.....	67
10.5.1. En cada objeto de conservación.....	67
10.5.2. Entre los objetos de conservación.....	68
11. Discusión de Resultados y Conclusiones	70
11.1. Modelos de distribución de especies	71

11.2. Priorización Espacial para la Conservación: datos de Presencias (PEC-P) vs. Áreas Núcleo (PEC-AN).....	75
11.3. Evaluación de las áreas protegidas de Santa Fe	84
11.4. Priorización espacial para la conservación: objetos de conservación	86
11.5. Consideraciones a futuro.....	87
12. Bibliografía	88
13. Anexo.....	126
13.1. Matriz de registros de las especies raras y amenazadas.....	126
13.2. Mapas de distribución potencial de las especies raras y amenazadas.....	150

5. Abreviaturas y símbolos

SAC: Sistemas de Áreas para la Conservación

AR: Área de referencia (*Backgrpound*)

AUC: Área Bajo la Curva

CAZ: Core Area Zonation

GIS: Sistemas de Información Geográficos

HII: Índice de Influencia Humana

MDE: Modelos de Distribución de Especies

PEC-P: Priorización Espacial para la Conservación basada en Presencias

PEC-AN: Priorización Espacial para la Conservación basada en Áreas Núcleo

UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

VIF: Factor de Inflación de la Varianza

6. Resumen

6.1. Resumen

Las actividades humanas que producen destrucción del hábitat, sobre-explotación de especies, contaminación, introducción de especies exóticas y cambios climáticos son las principales causas de la crisis de biodiversidad. Si bien los sistemas de reservas son una de las estrategias de conservación con mayor potencial para lograr la protección de la biodiversidad, a menudo no han prevalecido criterios científicos para su designación perdiendo eficiencia en la conservación de la biodiversidad. Para mejorar la efectividad, los sistemas de reserva deben superponerse con los patrones espaciales de los objetos de conservación de interés y presentar coherencia espacial y conectividad. Realizamos una priorización espacial para la conservación de aves y serpientes raras y amenazadas de la provincia de Santa Fe (Argentina) utilizando dos algoritmos de optimización: 1) El algoritmo de complementariedad implementado en DIVA-GIS, que busca el área mínima requerida para la cobertura total de especies con el fin de maximizar la eficiencia del sistema de reservas. 2) El algoritmo Zonation que prioriza áreas basadas en la cobertura de las áreas núcleo dentro de la distribución geográfica de las especies con el fin de aumentar la efectividad del sistema de reservas. Utilizamos MaxEnt para estimar la distribución potencial de especies raras y amenazadas, considerando como zonas núcleo las regiones con los valores más altos de adecuabilidad climática. Con Zonation priorizamos en base a tres escenarios: 1) priorización con especies raras y amenazadas, 2) priorización con especies raras y amenazadas incluyendo el sistema de reservas existente, 3) priorización con especies raras y amenazadas junto con el costo del índice de Influencia Humana (IIH). Nuestros modelos obtuvieron medidas de desempeño superiores a un modelo nulo y capturaron adecuadamente los requerimientos ecológicos de las especies. Aunque comparaciones exactas entre los algoritmos de priorización no fueron posibles, ambos algoritmos priorizaron áreas que pertenecen a todas las regiones biogeográficas de Santa Fe: Chaco Seco, Chaco Húmedo, Valle de Inundación y Pampeana. El sistema actual de reservas se concentra en el este de la provincia, no cubre la riqueza total de especies y no tiene suficiente superficie para proteger las áreas núcleo de la distribución potencial de especies. Adicionando el índice de actividad humana, se incrementó el valor de conservación en los Bajos Submeridionales, la Cuña Boscosa y el sur del departamento de San Javier; mientras que en los departamentos 9 de Julio, General Obligado y General López, la prioridad de conservación disminuyó. La actividad humana condujo a un sistema de áreas con un mayor número de parches y formas más inapropiadas, lo que compromete las posibilidades de lograr un sistema eficaz en caso de implementarse. Los patrones de priorización espacial entre los diferentes grupos de taxa considerados se superpusieron en gran medida aunque no completamente, y la similitud entre ellos aumentó cuando utilizamos el índice de influencia humana. La actividad humana impondría restricciones a las posibilidades de conservación. Nuestros resultados brindan prioridades y opciones espaciales para desarrollar un sistema de áreas

protegidas más eficiente en la conservación de la biodiversidad, minimizando conflictos con actividades humanas, y aumentando la factibilidad de gestión para tomadores de decisión, administradores de recursos naturales y organizaciones ambientalistas interesadas en acciones y estrategias de conservación.

6.2. Abstract

Human activities such as habitat destruction, over-exploitation of species, pollution, introduction of exotic species and climate changes are the main causes of the biodiversity crisis. Although reserve systems are one of the conservation strategies with the greatest potential to achieve the protection of biodiversity, scientific knowledge have often not been the main criteria for their designation, losing efficiency in the conservation of biodiversity. To improve the effectiveness, reserve systems should overlap with spatial patterns of the conservation features of interest and have spatial coherence and connectivity. We carried out a spatial prioritization for the conservation of rare and threatened birds and snakes from the Santa Fe province (Argentina) using two optimization algorithms: 1) The complementarity algorithm implemented in DIVA-GIS, which seeks the minimum area required for coverage total of species in order to maximize the efficiency of the reserve system. 2) The Zonation algorithm that prioritizes areas based on the coverage of the core areas within the geographical distribution of species in order to increase the effectiveness of the reserve system. We used MaxEnt to estimate the potential distribution of rare and threatened species, considering as core zones the regions with the highest values of climatic suitability. With Zonation we prioritized in terms of three scenarios: 1) prioritization with rare and threatened species, 2) prioritization with rare and threatened species including the existing reserve system, 3) prioritization with rare and threatened species along with Human Influence Index as a cost measure. Our models performed better than a null model and adequately captured the ecological requirements of species. Although exact comparisons between the prioritization algorithms were not possible, both algorithms prioritized areas that belong to all the biogeographic regions of Chaco Seco, Chaco Húmedo, Valle de inundación and Pampeana. The current reserve system is concentrated in the east of the province, does not cover the total species richness and does not have enough area to protect the core areas of the potential distribution of species. With the index of human activity as a cost, the conservation value increased in the "Bajos Submeridionales", the "Cuña Bscosa" and the south of the San Javier department; while in 9 de Julio, General Obligado and General López departments, the conservation priority decreased. Human activity led to a system of areas with a greater number of patches and more inappropriate shapes, which compromises the likelihood of achieving an effective reserve system if implemented. Spatial prioritization patterns among the different groups of taxa considered overlapped to a large extent but not completely, and the similarity between them increased when we used the human influence index. Human activity would impose constraints on the likelihood of conservation. Our results provide spatial priorities and alternatives to develop a more efficient system of protected areas in order to the conservation of biodiversity, minimizing conflicts with human activities, and increasing the management feasibility for decision makers, natural resource managers and environmental organizations interested in conservation actions and strategies.

7. Introducción:

La actual tasa de extinción de especies excede grandemente las tasas naturales promedios históricas, por lo que una sexta crisis de extinción de la biodiversidad se está desarrollando producto de la actividad humana (Ceballos y col., 2017, 2015). La biodiversidad contribuye con la estabilidad de los ecosistemas principalmente mediante la asincronía de las respuestas de las especies a las fluctuaciones ambientales, diferencias en la velocidad a la que las especies responden a las perturbaciones y reducción en la intensidad de la competencia (de Mazancourt y col., 2013; Loreau y de Mazancourt, 2013). La pérdida de biodiversidad reduce la eficiencia con la que las comunidades ecológicas capturan recursos, producen biomasa, descomponen y reciclan nutrientes biológicamente esenciales (Cardinale y col., 2012). La magnitud de tales efectos es tan significativa como los efectos directos de muchos agentes de stress, como cambios en la intensidad de radiación ultravioleta, concentración de nutrientes y CO₂ y el calentamiento global que han movilizado esfuerzos de remediación internacionales (Hooper y col., 2012). Los principales factores antrópicos que generan la pérdida de biodiversidad corresponden a cambios en el uso de la tierra (como urbanización, agricultura y ganadería extensiva), las invasiones por especies exóticas, la pérdida de hábitat, el agregado excesivo de nutrientes que alteran los ciclos biogeoquímicos o la introducción de compuestos orgánicos sintéticos y el calentamiento global (Medan y col., 2011; Murphy y Romanuk, 2014; Newbold y col., 2015; Sol y col., 2017; Urban, 2015). Por tanto, es necesario intensificar esfuerzos para aliviar las presiones que ejerce la actividad humana sobre las poblaciones y así, evitar una masiva sexta extinción (Ceballos y col., 2015).

Los recursos destinados para la conservación de la naturaleza son limitados, por lo que las estrategias de conservación suelen estar dirigidas hacia los componentes de la biodiversidad que se consideren de mayor prioridad (Margules y Pressey, 2000). Entre los principales criterios para priorizar los componentes de la biodiversidad está su grado de vulnerabilidad frente a determinadas amenazas, principalmente, la actividad humana (Watson y col., 2011). Las especies amenazadas o vulnerables son aquellas que presentan una elevada probabilidad de extinción o que se aproximan a dicha situación de continuar las presiones directas sobre éstas o sus hábitats (Giraudo y col., 2011; IUCN, 2012). Para determinar el grado de vulnerabilidad de las especies se han establecido tanto métodos cuali como cuantitativos. Los métodos cuantitativos son aplicados para estimar el riesgo de extinción de las especies, mientras que los cualitativos permiten visualizar el grado de vulnerabilidad basados en variables o criterios relevantes en la supervivencia de los taxa (Grigera y Ubeda, 2002). La aplicación de métodos cuantitativos es poco factible en Argentina y Latinoamérica ya que existen vacíos de información de la historia natural de las especies producto de la enorme riqueza específica y complejidad de los ecosistemas, el reducido número de profesionales, los limitados recursos destinados a investigación y la velocidad de transformación de los paisajes naturales (Giraudo y col., 2011; Newbold, 2010). El método de UICN, uno de los más empleados

a nivel mundial, consiste en criterios basados principalmente en el tamaño y crecimiento (o declive) de las poblaciones, el rango geográfico de las especies, las fluctuaciones del rango geográfico, el grado de restricción geográfica y/o una estimación del riesgo de extinción (por ejemplo un análisis de Viabilidad Poblacional), empleando valores umbrales que permiten adscribir las especies a una categoría (IUCN, 2012). Pese a sus diferencias, todos los métodos, en general, consideran la condición de rareza como uno de los principales predictores del riesgo de extinción (Grigera y Ubeda, 2002; Giraudo y col., 2011).

Las especies raras se definen de acuerdo a una baja densidad poblacional, rangos geográficos restringidos, o estrechas tolerancias de hábitat o una combinación de todas estas características (Rabinowitz, 1981). Las causas de la rareza se adscriben a causas intrínsecas definidas por características inherentes a las especies (Pianka, 2014) o extrínsecas, características de los ecosistemas de los que forman parte. Las causas intrínsecas corresponden a historias naturales de las especies caracterizadas por bajas tasas de crecimiento, pequeño tamaño de camadas, largos tiempos generacionales, pocos episodios reproductivos a lo largo del periodo de vida de los individuos, ocupación de altos niveles tróficos, estructura social compleja, alta especialización (o baja amplitud ecológica), baja vagilidad y amplio tamaño corporal (Benayas y col., 2010; Phillips y col., 2011; Pianka, 2014). Las causas extrínsecas que podrían favorecer la expresión de la rareza corresponden la capacidad de carga, interacciones inter-específicas, condiciones ambientales poco favorables, fluctuaciones ambientales, entre otros (del Monte-Luna y col., 2004; Soberón y Peterson, 2005). La estocasticidad tanto demográfica como ambiental pueden actuar como represores de la abundancia de algunas especies (Melbourne y Hastings, 2008), incrementando la probabilidad de que ciertas especies caigan por debajo de un umbral de rareza. Las causas intrínsecas y extrínsecas de carácter determinístico o estocástico interactúan para afectar la expresión de la rareza (Flather y Sieg, 2007).

En Biología de la Conservación una especie rara es definida generalmente basada en su distribución y abundancia (Gaston 1994 en Flather y Sieg, 2007). Un importante aspecto de esta definición es que la rareza es un concepto relativo más que uno absoluto. Por un lado, existen especies raras respecto a la distribución y abundancia de otras especies dentro del pool de especies de una región de interés. Es bastante común determinar especies raras basadas en su ubicación dentro de algún cuartil de frecuencia del tamaño geográfico del rango, abundancia, o ambos (Gaston 1994 en Flather y Sieg, 2007). El umbral de corte de rareza es entonces una decisión subjetiva. Tal uso de cuartiles para delimitar especies raras debe ser restringido a especies que sean taxonómicamente o ecológicamente similares, dado que es difícil concebir cómo un umbral de corte general de rareza pueda ser aplicado a un grupo de especies con historias naturales diferentes (Flather y Sieg, 2007).

Una de las desventajas de la definición de rareza mediante cuartiles es que el estado de las especies es definido basado únicamente en su rango de abundancia o distribución. Cambios en la distribución de abundancias de las especies producto de disturbios naturales o antrópicos (ej. Flather et al, 1994) no serán registrados como un incremento o decrecimiento en el número de especies raras por la definición de cuartil. El cuartil es una proporción fija del pool de especies considerado, por consiguiente, mientras la identidad de las especies que forman parte del conjunto de “raras” podría cambiar, el número de especies raras permanece inalterado (asumiendo un tamaño de pool de especies estable).

Los criterios de abundancia y rango de distribución para determinar si una especie es rara o no, no son necesariamente independientes. Pese a ciertos desvíos en ambientes con cierto grado de aislamiento geográfico (Ferenc y col., 2016; Reeve y col., 2016), el patrón macroecológico más notable es una relación positiva entre el rango geográfico y la abundancia de las especies (Borregaard y Rahbek, 2010). Dicha relación ha sido probada a diferentes escalas espaciales y temporales (Martinez y col., 2017; Webb y col., 2016) y tras considerar grupos de especies relativamente homogéneos en términos de la filogenia y ecología (Köckemann y col., 2009; Thompson y col., 1998). Las especies con amplio rango geográfico tienden también a ser relativamente abundantes localmente, mientras que las especies raras presentan tanto distribuciones estrechas como baja abundancia local. Por tanto, aunque se emplee la distribución y la abundancia en ejes independientes para definir las categorías de rareza, quizás su interrelación sugiere que los conjuntos de especies identificados como raras utilizando criterios de abundancia y distribución son bastante similares entre sí. Esto presenta importantes implicancias prácticas dado que las bases de datos con presencia-ausencia para cuantificar las distribuciones de las especies podrían ser suficientes (He y Gaston, 2000; Yin y He, 2014) para definir el conjunto de especies raras, y evitar las dificultades asociadas a la estimación de la abundancia de las especies.

Por otro lado, una especie podría ser considerada como rara a una escala local (ej. una unidad de manejo dentro de una reserva natural o parque), siendo común a escalas regionales o global (Flather y Sieg, 2007). Los efectos de la escala no son triviales dado que pueden afectar el número de especies que calificarían como raras (Leroy y col., 2013; Marcot y Sieg, 2007). Existe evidencia que la identificación de especies raras y comunes podría ser evaluada más apropiadamente si se focalizase en un conjunto de especies dentro de un área geográfica de interés (Magurran y Henderson, 2003), eliminando aquellas especies errantes (“*vagrants*”) u otras especies no objetivo. Sin embargo, las especies raras suelen presentar estrategias de historias naturales que reducen su detectabilidad como ser especies crípticas o presentar hábitos fosoriales y/o esquivos, conduciendo a infraestimaciones de su distribución y abundancia si el muestreo no es hecho en tiempo y espacio apropiados (Vine y col., 2009). Estas cuestiones en la detectabilidad pueden producir dos clases de errores: 1) infraestimaciones del rango o abundancia, que puede incrementar el número de especies considerado como raras. La literatura tiene muchos ejemplos de

especies consideradas raras volviéndose mucho más abundante o ampliamente distribuidas a lo que originalmente se pensaba (ej., Brandão y col., 2008; Espadaler y López-Soria, 1991; Navarrete-heredia, 1996); 2) dificultades para su detección. La especie no es detectada y por tanto, se omite de la lista de rarezas dentro de un área de interés (Venette y col., 2002).

Dada las dificultades operacionales que involucran el estudio de especies raras (ejemplo, escaso conocimiento ecológico), han sido frecuentemente ignoradas en ecología de comunidades y en estudios experimentales acerca de los efectos de la biodiversidad en el funcionamiento de los ecosistemas (Lyons y col., 2005). Recientes aportes demuestran que las especies raras contribuyen con la riqueza, especialización y originalidad funcional de los ensambles (Leitão y col., 2016). Por tanto, extirpar especies raras de los sistemas naturales implicaría la pérdida de funciones irremplazables como interacciones interespecíficas o maneras de utilización de recursos altamente especializadas, alterando la diversidad de las comunidades, disminuyendo la diversidad de nichos ecológicos, y socavando la integridad de procesos ecológicos a diferentes escalas (Bracken y Low, 2012; Leitão y col., 2016; Wang y Loreau, 2014). Además, la asincronía de las respuestas de las especies a las fluctuaciones ambientales es un importante mecanismo a través del cual la biodiversidad puede estabilizar las propiedades de un ecosistema (de Mazancourt y col., 2013; Jucker y col., 2014). Particularmente, si exhiben crecimiento compensatorio con las especies comunes cuando estas declinan frente a cambios ambientales (Jain y col., 2014), las especies raras contribuirían con la resistencia y resiliencia de los ensambles frente a una variedad de disturbios. Por último, la presencia de especies raras disminuye la probabilidad de invasión de las comunidades de las que forman parte por especies exóticas (Lyons y Schwartz, 2001).

Las características que definen la rareza constituyen predictores de la extinción de especies. Una distribución geográfica restringida constituye un fuerte predictor del riesgo de extinción de una especie, principalmente porque cambios en el clima o en la estructura del paisaje podrían severamente perjudicar la persistencia de una especie (Cardillo y col., 2008; Thomas y col., 2004; Walker y Preston, 2006). Las especies con menor amplitud de nicho pueden verse afectadas negativamente por pequeños cambios en el ambiente, por no presentar la capacidad de colonizar los nuevos nichos que son creados por tales cambios o pese a haber sido beneficiadas por tales alteraciones ambientales, en su competencia con las especies generalistas, el éxito relativo es mayor en estas últimas (Clavel y col., 2011). La estocasticidad demográfica, ambiental y genética se agudiza cuanto más pequeño es el tamaño de las poblaciones, tornándolas más vulnerables (Melbourne y Hastings, 2008). El efecto combinado de caracteres puede incrementar significativamente la sensibilidad de las especies raras a cambios ambientales (Davies y col., 2004; Kotiaho y col., 2005). A su vez, Harnik y col. (2012) encontraron fuerte asociaciones en diversos phylla y clases entre el rango geográfico y la amplitud de hábitat y el riesgo de extinción a lo largo de

tiempos geológicos. Una alta posibilidad de presentar un alto riesgo de extinción y un aporte a la diversidad funcional y a la estabilidad ecosistémica justifican una alta prioridad para conservar.

Sin embargo, dado que el riesgo de extinción resulta de un efecto sinérgico entre factores intrínsecos (caracteres inherentes a las especies) y extrínsecos (variables ambientales, actividad humana, etc.) la rareza no es la única condición para presentar un mayor riesgo de extinción. Muchas especies abundantes o de amplia distribución geográfica y/o hábitos generalistas están respondiendo—a las perturbaciones antrópicas con declives poblaciones a altas tasas (Collen y col., 2011; Inger y col., 2015; Lee y Jetz, 2011), y muchas de ellas se han tornado raras. Procesos de amenaza como la sobre-explotación y la pérdida de hábitat pueden impactar de diferentes maneras sobre las especies comunes. Pueden resultar en la persistencia de poblaciones locales en abundancias mucho más reducidas (ej. algunas formas de sobre-explotación), pérdida total de poblaciones locales (ej. destrucción de hábitat), o alguna combinación de ambas (Gaston y Fuller, 2008).

La escasez de recursos para la conservación de la naturaleza no solo obliga a los biólogos conservacionistas y actores sociales relevantes a una selección de los componentes de la biodiversidad sobre los cuales basar las acciones de conservación, sino también a decidir sobre las acciones mismas y la manera en que deben ser implementadas (Margules y Pressey, 2000; Sarkar y Illoldi-Range, 2010). La Biogeografía de la Conservación es una disciplina que aplica principios, teorías y análisis biogeográficos acerca de, principalmente, las dinámicas distribucionales de taxa tanto individual como colectivamente, con el objeto de respaldar prácticas de conservación de la biodiversidad como diseño de áreas protegidas, planeo e implementación de restauración ecológica, manejo de especies invasoras y reintroducción de especies (Whittaker y col., 2005). La Priorización Espacial para la Conservación constituye un análisis biogeográfico-social que permite identificar áreas con alto valor de conservación respecto de alguna medida cuantitativa de la biodiversidad (Kukkala y Moilanen, 2013; Williams y col., 2004). De esta manera, las priorizaciones espaciales pueden contribuir con la ubicación y configuración espacial de las áreas protegidas de una región maximizando la representación y persistencia de ciertos componentes de la biodiversidad con el mínimo impacto social (Kukkala y Moilanen, 2013; Pressey y Cowling, 2001).

La representatividad de las áreas protegidas se define respecto de si contiene o no muestras representativas de cada componente de la biodiversidad considerado en la selección de áreas (Watson y col., 2011). Por tanto, la capacidad de conservación de eventuales redes de reservas dependerá grandemente de cuan cuidadosamente las reservas individuales hayan sido localizadas respecto de los patrones espaciales y temporales de los componentes de la biodiversidad a ser protegidos. No obstante, muchas reservas han sido creadas en regiones inadecuadas para usos intensivos (como agricultura, ganadería, forestación, minería, etc.), o por su su valor recreativo o belleza paisajística, para proteger especies de gran tamaño,

conspicuas, atractivas o con valor económico. Muchas otras corresponden a terrenos que previamente habían sido creados para proteger actividades de cacería privadas, cuencas hidrográficas y zonas para control de erosión del suelo para la agricultura (Hermoso et al., 2016; Pressey, 1994). Esto ha producido que la representación de los componentes de la biodiversidad en los sistemas de reservas sea sesgada. La preocupación acerca de tales sesgos es el incierto destino de aquellos componentes naturales tanto dentro como fuera de las redes de reservas. Aquellos no protegidos están propensos a degradación o destrucción, por lo que se pueden perder oportunidades de conservación (Pressey, 1994). En el interior de las reservas, la persistencia de las especies depende de recursos espacialmente dispersos en una matriz ambiental (como alimentos y refugios): si las reservas protegen principalmente áreas sumideros más que áreas fuentes o pierden refugios, entonces las especies presentes pese a estar representadas podrían declinar. El área total de reservas requerida para representar la biodiversidad de una región crece cuando reservas *ad hoc* se adicionan a un sistema. En un mundo de recursos limitados para la conservación, esto reduce la posibilidad de asegurar la sostenibilidad de los componentes de la biodiversidad (Pressey, 1994).

Los primeros métodos que podían contribuir con la planificación de un sistema de áreas que alcance determinados objetivos de conservación fueron desarrollados durante los 80' (ejemplo, Rapoport y col., 1986). Estos métodos buscaban identificar sistemas de áreas prioritarias para representar la biodiversidad a niveles deseados con el máximo de eficiencia (Williams y col., 2005). Para este propósito, dos problemas de representación se habían formulado. Primero, el Problema de Mínimo de Área, esto es, identificar el mínimo (o mínimo aproximado) de inversión monetaria o cantidad de recursos de tierra requeridos para representar todos los componentes naturales un número dado de veces (Pressey y col., 1997). Segundo, el Problema de Cobertura Máxima: dado un límite total de área o presupuesto, seleccionar la combinación de sitios que maximice la representación de los componentes naturales de interés (Arthur y col., 1997). Las soluciones a ambos problemas se determinaban de acuerdo al principio de complementariedad, esto es, el valor de conservación de los sitios seleccionados se basa en la cantidad de componentes de la biodiversidad diferentes que agregan a los previamente seleccionados (Justus y Sarkar, 2002). Las soluciones eficientes son entendiblemente deseables, especialmente cuando los recursos destinados a conservación son limitados.

Presentar un sistema de áreas protegidas representativo y con el máximo de eficiencia no asegura la persistencia de la biodiversidad en el interior de la red a lo largo del tiempo. Por un lado, ubicar las áreas protegidas en los sitios en los que las especies presentan mayor probabilidad de persistencia incrementa la efectividad de la red de reservas (Rodríguez y col., 2000a, 2000b). Desafortunadamente, estimar la tasa de persistencia es poco factible para muchas regiones dado que se requiere de recursos humanos y financieros para generar un conjunto de datos representativo en espacio y tiempo (Brook y col., 2006; Hortal y col., 2007; Newbold, 2010). En su lugar, información sobre la abundancia o tasas de permanencia obtenidas a

partir de datos de presencia/ausencia o datos de posibilidad de presencia de las especies están entre las alternativas propuestas para tener en cuenta la persistencia durante el proceso de selección de sitios (Cabeza y col., 2004; Guillera-Aroita y col., 2015; Rodrigues y col., 2000a, 2000b). Por otro lado, para promover la persistencia de las especies y/o procesos ecosistémicos se requiere de reservas espacialmente coherentes. Soluciones a Problema Mínimo Area y Problema de Cobertura Máxima podrían ser colecciones de sitios a los que les falta coherencia espacial. Por coherencia espacial se entiende la presencia de atributos espaciales como el tamaño de reservas, el número de reservas, la conectividad, la forma o grado de compactación y las áreas núcleo/zonas buffer, que mantienen dinámicas poblacionales naturales y la resiliencia de las poblaciones a los flujos ambientales (Williams y col., 2005).

No existe un único conjunto de atributos espaciales ideal para todas las soluciones (Williams y col., 2005). Una reserva compacta incrementa la persistencia local al reducir el efecto de borde (Murcia, 1995) y, al mismo tiempo, tener sitios más próximos entre sí facilita la dispersión y recolonización de hábitats, lo cual incrementa la probabilidad de persistencia regional (Hanski, 1998; Kitzes y Merenlender, 2013). Sin embargo, conformar un sistema de reservas con sitios agrupados podría no ser adecuado cuando la estocasticidad es fuerte. Enfermedades, catástrofes climáticas e incendios forestales pueden incrementar el riesgo de extinción simultáneo de sitios que son localizados muy cerca del uno al otro (Hanski, 1998). Una solución *ad hoc* es requerir una representación múltiple en sitios separados por una distancia mínima mientras se maximiza la compactación de la reserva (Cabeza y Moilanen, 2001). A su vez, la coherencia espacial podría también incidir en el manejo efectivo de la tierra. Por ejemplo, reservas más compactas o con menor longitud de borde implicarían un menor costo de manejo (Cabeza y Moilanen, 2001). Por ello, en la actualidad se han desarrollado algoritmos de priorización espacial que además de considerar la representatividad del Sistema de Áreas para la Conservación (SAC), tienen en cuenta su configuración espacial y permiten incluir variables de carácter social que incidan en su factibilidad (Ball y col., 2009; Moilanen y col., 2005).

La factibilidad de una red de áreas protegidas depende de considerar su impacto sobre el resto de la sociedad. Cuando dicho impacto es minimizado, hay mejores chances para que el plan de conservación tenga aceptación política y social y así, proveer una plataforma desde la cual expandir acciones futuras (Watson y col., 2011). La inclusión de valores respecto a una perspectiva social a la priorización espacial para la conservación, incrementa las posibilidades de su implementación (Bryan y col., 2011; Cowling y Wilhelm-Rechman, 2007; Karimi y col., 2017). Asimismo, el “valor social” sobre los componentes del paisaje pueden ser representados desde múltiples perspectivas, entre las más frecuentes, se destacan el valor biológico, espiritual, escénico, histórico, educativo, de sustento vital, de recreación y económico. Cada una de ellas puede generar un patrón de priorización espacial diferente (Karimi y col., 2017; Whitehead y col., 2014). Particularmente, cuando el valor social refiere al costo o esfuerzo de proteger

áreas con alto valor de conservación, los planeadores de la conservación tienen como meta alcanzar determinados objetivos de conservación con el mínimo costo posible (Watson y col., 2011). El problema de calcular los costos para la conservación ha sido ampliamente debatido pero sin ningún consenso entre los investigadores. Una idea ampliamente reconocida es que el costo puede ser determinado en términos monetarios y no-monetarios (Watson y col., 2011).

El costo monetario puede ser determinado utilizando el actual precio de los terrenos o las oportunidades disponibles, tales como agricultura, proyectos de forestación, costos de subastas de las especies, la voluntad de los propietarios de las tierras de vender (Knight y col., 2011; Naidoo y Adamowicz, 2006; Smith y col., 2008), lo cual actúa como sustituto para el actual gasto en conservación. Las simulaciones de costo monetario son preferidas sobre los no monetarios porque permite preparar reportes financieros y demostrar control presupuestario sobre la reconstrucción de la red de conservación. Por tanto, muchos investigadores han intentado cuantificar el costo económico de conservación en términos monetarios (Bryan y col., 2011) pero no existe un modelo general porque son varias las dificultades encontradas dependiendo de donde el modelo es utilizado.

El costo no-monetario, incluye otras consideraciones socio-económicas tales como la predisposición de las personas para participar de acciones de manejo, teniendo en cuenta que es más costo-efectivo practicar conservación donde las personas están predisuestas a actuar (Watson y col., 2011). Una alternativa posible consiste en representar el costo para las acciones de conservación de una región respecto al grado de disturbio humano que presenta. Dado que los disturbios humanos, como la conversión y degradación de hábitats, reducen la riqueza y abundancia de especies globalmente (Murphy y Romanuk, 2014; Newbold y col., 2015), se asume que una unidad de planeamiento con elevado impacto humano incurre en mayores esfuerzos o dificultades para alcanzar objetivos de conservación (Wilson y col., 2005). De esta manera, se espera identificar regiones con alto valor de conservación con diferentes niveles de stress producto de la actividad humana, de manera de evitar eliminar por completo áreas importantes para conservar con elevado impacto humano (Zhang y col., 2014).

La priorización espacial para la conservación está basada sobre patrones biogeográficos como distribución geográfica de las especies, gradientes de riqueza y áreas de endemismos (Socolar y col., 2016; Whittaker y col., 2005). Particularmente, la información sobre la distribución geográfica de las especies es ampliamente utilizada en la priorización espacial a escala regional (ej. Fajardo y col., 2014; Zhang y col., 2017), a menudo en conjunto con otros patrones biogeográficos (Cowling y col., 1999; Pressey y col., 2007). Dos alternativas para representar la distribución geográfica de las especies corresponden a los puntos de localidades, esto es, puntos georreferenciados donde las especies han sido registradas, y la proyección de distribuciones geográficas predichas a partir de modelos, áreas inferidas donde la especie

presenta condiciones para su supervivencia (ejemplo, Arzamendía y Giraud, 2004; Elith y col., 2011). Ambos tipos de información alcanzan distintos niveles de errores de comisión (cuando se considera erróneamente que una especie está presente) y/o de omisión (cuando se considera erróneamente que una especie está ausente) (Rondinini y col., 2006).

Los puntos de localidad reducen la incertidumbre respecto de las áreas adecuadas para generar una priorización espacial debido a que minimizan el error de comisión, es decir, hay certeza de considerar que las áreas donde se ubican los puntos contendrán a la especie de interés (Rondinini y col., 2006). Estos datos presentan alta incertidumbre respecto del error de omisión, dado que los sitios donde la especie está ausente son raramente registrados y no incluyen ningún tipo de inter o extrapolación del área de ocupación de las especies (Rondinini y col., 2006). Para esto último, los puntos son extrapolados a una grilla binaria de presencia/ausencia (IUCN, 2012). Sin embargo, las tasas de ambos tipos de error son afectadas por la escala: al reducir el tamaño de grilla, se reduce el error de comisión pero incrementa el error de omisión dado que incrementa la superficie en la no hay registros, mientras que al reducir la resolución de la grilla, se reduce el impacto del sesgo espacial, pero se promueve el “efecto oasis”, esto es, las celdas son asignadas con el mismo “peso” independientemente del número de registros que contengan (Rondinini y col., 2006). En este contexto, corresponde al experto decidir el grado de compromiso que quiere asumir entre ambos tipos de error, lo cual será sustentado con su conocimiento acerca de la historia natural de las especies.

Los Modelos de Distribución de Especies (MDE) correlacionan la presencia (o presencia/ausencia) de las especies en múltiples localidades y co-variables ambientales relevantes para estimar distribuciones geográficas o de adecuabilidad ambiental. Pueden ser construidos a partir de diferentes tipos de datos, y estos fundamentalmente afectan el significado de la cantidad que es estimada (Guillera-Arroita y col., 2015). Se distinguen tres tipos principales de datos: datos de Presencia/Área de Referencia (“background”), Presencia/Ausencia y Ocupación/Detección (a modo de ejemplo: Aarts y col., 2012; Dorazio, 2014; Lahoz-Monfort y col., 2014). Los modelos que requieren datos de presencia estiman las preferencias de hábitat al comparar las características ambientales en los sitios donde las especies han sido registradas con aquellas de la región modelada o Área de Referencia (AR). Los métodos que requieren información de Presencia/Ausencia estiman la probabilidad de observar una especie en un sitio al comparar las características ambientales donde las especies fueron registradas con aquellas en las que no lo fueron (Guillera-Arroita y col., 2015; Mateo y col., 2011). Los métodos que tienen en cuenta datos de ocurrencia/detección proveen información acerca de la probabilidad de detectar las especies dado que está presente en un sitio. Esta probabilidad varía de sitio a sitio y de visita a visita, permitiendo a los modelos tener en cuenta la detectabilidad en la estimación de la probabilidad de ocupación de las especies (Lahoz-Monfort y col., 2014; Mackenzie y col., 2002). Los datos de Ocupación/Detección son los tipos de datos

más ricos en cuanto a contenido de información del rango geográfico de las especies, seguido por Presencia/Ausencia y finalmente Presencia/AR. Sin embargo, este orden se invierte cuando consideramos la disponibilidad de datos, y muy frecuentemente los datos de Presencia/AR son el único tipo de datos que pueden ser obtenidos. Los métodos de Presencia/AR corresponden a los modelos menos informativos ya que no estiman las probabilidades reales de la presencia de las especies, sino la probabilidad de observación de una especie, por lo que no es posible discernir entre regiones de presencia y ausencia y la detectabilidad entre las regiones de presencia. Pese a tales limitaciones, los algoritmos de Presencia/AR han permitido realizar priorizaciones espaciales comparables a las que se obtienen a partir de proyecciones con datos de Presencia/Ausencia y Ocupación/Detección (Guillera-Arroita y col., 2015).

Las bases de datos de registros georreferenciados suelen presentar deficiencias wallaceanas, esto es, sesgos en la información acerca de la distribución geográfica de las especies (Hortal y col., 2008; Hortal y col., 2007). Ninguna región presenta total cobertura de puntos de localidades para todas las especies porque muestreos exhaustivos a gran escala son generalmente escasos debido a la falta de recursos (Bini y col., 2006; Cowling y col., 1999; Niamir y col., 2011). Incluso en áreas donde existen intensos esfuerzos de muestreo algunas especies que están presentes podrían permanecer sin ser identificadas resultando en errores de omisión (Lahoz-Monfort y col., 2014; Mackenzie y col., 2002). Para disminuir tales sesgos, estas bases de datos suelen incorporar registros disponibles en colecciones de museos y herbarios, que en su mayoría, constituyen registros oportunistas. Estos datos suelen presentar sesgos en su representación de la variabilidad ambiental propia del nicho de las especies porque derivan principalmente de lugares fácilmente accesibles, sesgos taxonómicos hacia especies que son relativamente conspicuas y sesgos temporales debido a un muestreo irregular a lo largo del tiempo (Ferro y Flick, 2015; Hortal y col., 2008; Hortal y col., 2007; Newbold y col., 2010). Los puntos de localidades pueden contener errores de comisión si existe imprecisión en las coordenadas geográficas y errores de identificación de los taxa (Costa y col., 2015; Fandiño y Giraudo, 2012; Graham y col., 2008).

Para los MDEs existen, a su vez, otras fuentes de incertidumbre: a) suelen emplearse predictores cuya información está disponible y no necesariamente aquellos considerados más pertinentes, b) no se suele modelar en base a sus interacciones, c) las variables empleadas como predictores suelen presentar errores de medición y d) existen diferentes algoritmos cuyos supuestos y desempeños son diferentes (Aguirre-Gutiérrez y col., 2013; Deblauwe y col., 2016; Soberón y Peterson, 2005; Stolar y Nielsen, 2014). No obstante, los MDEs permiten estimar patrones espaciales de las especies con un alto desempeño. Newbold y col. (2010) construyeron MDEs (con datos de presencia) para diferentes grupos de vertebrados e invertebrados a partir de bases de datos conformadas por muestreos propios, colecciones de museos y literatura. Tales predicciones fueron evaluadas a partir de datos independientes obtenidos a campo y en su mayoría, las estimaciones alcanzaron buen desempeño (Newbold y col., 2010). A su vez, es posible

disminuir errores en las predicciones de los MDEs a partir de: 1) estrategias inherentes al proceso de modelado como ajustes de parámetros de los algoritmos especie-específicos (Radosavljevic y Anderson, 2014; Warren y Seifert, 2011) o ensambles de predicciones (Araújo y New, 2007; Zhang y col., 2015) y/o 2) mejoramiento de la base de datos mediante el balance de las muestras con filtros espaciales y ambientales (Fourcade y col., 2013; Kramer-Schadt y col., 2013; Varela y col., 2014). La incorporación del conocimiento de expertos al proceso de modelado mejora las posibilidades de calibración y evaluación de desempeño (Fourcade, 2016; Fourcade y col., 2013; Merow y col., 2017; Tognelli y col., 2009).

La principal ventaja de emplear puntos de localidades en la priorización espacial es la baja o nula tasa de comisión, esto es, la certeza de la ocupación de los sitios seleccionados por las especies en consideración. Sin embargo, cuando solo una fracción de las distribuciones de las especies es conocida, el solapamiento entre las distribuciones de las especies es menor, pocas especies co-ocurren en las unidades de planeamiento, y el número de unidades de planeamiento seleccionadas (y el costo) incrementa (Carvalho y col., 2010; Grand y col., 2007). La información de las probabilidades de ocurrencia permite a los planificadores discernir entre sitios potencialmente ocupados de diferente adecuabilidad ambiental para las especies. Esto podría contribuir con el diseño o la configuración espacial de los Sistemas de Áreas Protegidas dado que permitirían discernir entre zonas periféricas y zonas núcleo en el rango de distribución geográfica de las especies (Cabeza y Moilanen, 2001; Williams y col., 2005). Si bien este tipo de información podría generar sistemas de reservas más eficientes dado que suele incrementar el solapamiento de las distribuciones en consideración, tiene el potencial para incrementar la tasa de comisión (Carvalho y col., 2010; Underwood y col., 2010). Estos errores de comisión (falsos positivos) tienen un impacto adverso en las priorizaciones espaciales para la conservación ya que se podrían destinar esfuerzos de conservación en áreas donde las especies están ausentes y por ende, se malgastarían recursos que son limitados (Rondinini y col., 2006). En este contexto, falsos positivos son más peligrosos para la conservación que falsos negativos (Rondinini y col., 2006).

A causa de las limitaciones en las bases de datos de distribución, las áreas protegidas suelen delimitarse a partir de patrones espaciales de los grupos mejor muestreados. Cualquier desacople en los patrones de distribución implicaría que muchos taxa fuera del grupo objetivo queden sin protección alguna. Sin embargo, dado que los monitoreos son caros y consumen mucho tiempo, si se descubre algún representante (“surragate”) confiable, los muestreos para un amplia lista de taxa podrían ser omitidos como requerimiento para las decisiones de manejo (Wiens y col., 2008). En la literatura, la fuerza en la congruencia entre patrones biogeográficos de diferentes taxa frecuentemente varía según el enfoque analítico, la escala considerada, el contexto del paisaje, la medida de biodiversidad analizada (Gaspar y col., 2010; Gioria y col., 2011; Lewandowski y col., 2010; Yong y col., 2016). No obstante, entre los representantes más efectivos se encuentran aquellos que presentan mayor cantidad de especialistas

distribuidos a lo largo de amplios gradientes ambientales (ej plantas, aves y mamíferos) (Lewandowski y col., 2010).

Las aves son uno de los grupos ampliamente empleados como sustitutos taxonómicos en los ecosistemas terrestres (Eglington y col., 2012; Larsen y col., 2012; Westgate y col., 2014). Son un grupo taxonómico bien estudiado, siendo altamente detectable, fácilmente identificable, y resulta bajo el costo para muestrear comparado con otros grupos de vertebrados e invertebrados. Sus niveles relativamente altos de diversidad de especies, amplitud de atributos funcionales y distribuciones heterogéneas constituyen atributos deseables para mejorar la planificación y el desempeño de las acciones de conservación (Lewandowski y col., 2010). Los ensambles avifaunísticos son sensibles a los cambios ambientales y las actividades antrópicas alteran la composición de la avifauna a diferentes escalas (a modo de ejemplos, Blair, 1996; Clergeau y col., 2006) y en varios estudios se ha propuesto a este grupo como indicador de la calidad de ecosistemas (Everard y Noble, 2010; Wilson y Bayley, 2012). Las aves son un taxón carismático que genera un gran atractivo público. Muchas de las bases de datos de biodiversidad disponibles en la web se completan permanentemente con registros principalmente de aves que provienen de personas no pertenecientes a la comunidad científica. La confiabilidad de estas bases de datos se ha incrementado en los últimos años debido a la exigencia de los coordinadores de dichas bases en presentar evidencias que confirmen los registros (ejemplo, Ecoregistros y Xenocanto). Por tanto, las aves constituirían un grupo emblemático ideal para las acciones de conservación. La provincia de Santa Fe cuenta con un inventario de aves relativamente completo y con un alto conocimiento acerca de los patrones de distribución de las especies (Fandiño y Giraudó, 2010, 2012), por lo que este grupo ofrecería una gran oportunidad de priorización espacial para la conservación.

La declinación global de reptiles ha sido postulada (Gibbons y col., 2000). Pese a que los efectos de las actividades humanas sobre las serpientes permanecen poco conocido, muchas poblaciones de serpientes han disminuido debido a la destrucción de sus hábitats, persecución y sobre-explotación de sus poblaciones, contaminación e invasión de especies exóticas promovidas por la actividad humana (Gibbons y col., 2000; Reading y col., 2010; Reed y Shine, 2002). A su vez, estudios recientes han demostrado que las especies más susceptibles corresponden a aquellas con menor rango geográfico, pequeña amplitud de nicho (especialistas) y alimentación compuesta principalmente por vertebrados (Böhm y col., 2016; Todd y col., 2017). Los reptiles y en particular, las serpientes, son animales poco populares e incluso despiertan un temor cultural exacerbado por lo que son constantemente perseguidas y eliminadas por el hombre (Arzamendia y Giraudó, 2004, 2012). Estas podrían ser posibles razones por las que las serpientes han atraído mucha menos atención en los estudios de conservación con respecto a los mamíferos, aves y anfibios (Roll y col., 2017; Tingley y col., 2016; Troudet y col., 2017). En muchos casos, incluso algunas estrategias más tradicionales de conservación de la biodiversidad no son necesariamente efectivas para la

conservación de poblaciones de serpientes, ya que no es raro que se maten y transloquen ofidios en las áreas protegidas, e incluso pocas reservas se han creado específicamente para representar adecuadamente a las serpientes (Arzamendia y Giraudo, 2004, 2012; Tingley y col., 2016). Sin embargo, son animales importantes en los ecosistemas por su papel como depredadores (Bellini y col., 2013; Bellini y col., 2015; López y Giraudo, 2008). La Argentina e incluso la provincia de Santa Fe cuentan con una gran cantidad de especies de serpientes y pese a recientes priorizaciones espaciales, su diversidad no está cubierta por el sistema de áreas protegidas vigente (Arzamendia y Giraudo, 2004, 2012). A su vez, la provincia presenta especies consideradas como amenazadas, vulnerables e insuficientemente conocidas tanto en el país como en la provincia, según la última categorización del estado de conservación de la herpetofauna argentina (Giraudo y col., 2012). Por tanto, la búsqueda de potenciales taxa representantes socialmente más carismáticos y cuyos patrones biogeográficos se solapan con el de las serpientes podría ser una estrategia para incrementar las chances de generar un sistema de áreas protegidas que cubra a las serpientes.

En Santa Fe debido a la fuerte expansión de la frontera agrícola, la pérdida de hábitats naturales ha sido acelerada y abarcó enormes superficies. Un sistema de Áreas Protegidas poco planificado ha caracterizado a la provincia de Santa Fe debido a que existen sesgos en la representación de la diversidad de especies, particularmente, de serpientes (Arzamendia y Giraudo, 2004). El laboratorio de Biodiversidad y Conservación de Tetrápodos del Instituto Nacional de Limnología cuenta con una base de datos con una importante cantidad de registros georreferenciados en la región, para ambos grupos obtenidos mediante muestreos sistemáticos, no sistemáticos, de la revisión de colecciones de museos y de la literatura científica compilada desde hace 30 años por mis directores de tesis (Giraudo, 2001; Arzamendia y Giraudo, 2002, 2004, 2009, 2012; Giraudo y Arzamendia, 2004, 2017; Fandiño y Giraudo, 2010, 2012). Se ha comprobado que las aves constituyen un grupo adecuadamente si consideramos que la riqueza de aves detectada por celdas de 0.5° y 1° no está correlacionada significativamente con el esfuerzo de muestreo en un nivel de confianza del 95% (Fandiño y Giraudo, 2012, 2010). La base de datos de serpientes de la región se compone de datos suficientes para estimar el rango geográfico de las especies en lugar de permitir analizar frecuencias o tendencias poblacionales (Arzamendia y Giraudo, 2002, 2004, 2009), al igual que muchas otras bases de datos en el mundo (Böhm y col., 2013). No obstante, ambas bases de datos podrían permitir generar priorizaciones espaciales para la conservación en la provincia de Santa Fe que permitan evaluar las áreas protegidas vigentes y contribuir con proponer un Sistema de Áreas para la Conservación (SAC) en la representación de ambos grupos.

Sin embargo, pese a la importante cantidad de datos compilados, de la planificación de los muestreos y de análisis sobre los patrones biogeográficos de estos taxa, la existencia de especies raras con hábitos secretivos (por ejemplo fosoriales) o difíciles de muestrear, genera vacíos en el conocimiento de sus distribuciones en la provincia. Por ejemplo, Santa Fe muestra una avifauna compuesta por 431 especies,

de las cuales 55 fueron consideradas con estatus desconocido o errantes, y otras poseen escasos registros desconociéndose su distribución en la provincia (Fandiño y Giraud, 2010). La detección de áreas prioritarias para la conservación podría resultar sesgada por falta de datos de distribución de serpientes y aves raras. Estas especies junto con las especies amenazadas de la provincia conforman un conjunto de especies prioritario para destinar acciones de conservación.

Por tanto, nuestro objetivo es abordar una priorización espacial para la conservación en la provincia de Santa Fe comparando dos algoritmos de priorización basados en el principio de complementariedad que aprovechan diferentes aspectos en los patrones de distribución de las especies (Carvalho y col., 2010; Rondinini y col., 2006): 1) sitios de intersección de registros de especies georreferenciados y 2) áreas núcleo definidas en torno al conjunto de condiciones climáticas adecuadas para las especies. En el primer caso, el objetivo es encontrar el mínimo de área en la provincia con el que se represente a todas las especies raras y amenazadas de Santa Fe, considerando que todos los sitios en los que las especies fueron registradas presentan el mismo potencial de ser ocupados. En el segundo caso, la meta consiste en representar las áreas de mayor adecuabilidad climática para todas las especies raras y amenazadas de la provincia. Las áreas núcleo se definen en término de los sitios con los valores más altos de adecuación respecto de variables climáticas.

8. Objetivos e hipótesis:

8.1.1. Objetivo general

Detectar áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad evaluando la eficiencia de distintos algoritmos de optimización y comparando el uso de registros georeferenciados (datos crudos) versus análisis con Modelos de Distribución de Especies (MDE).

8.1.2. *Objetivos específicos:*

- Estimar las distribuciones de especies raras de serpientes y aves de la provincia de Santa Fe.
- Evaluar variables climáticas como predictores de la distribución potencial de las especies de serpientes y aves analizadas.
- Detectar áreas de mayor riqueza y complementarias para la conservación de las serpientes y aves raras de Santa Fe.
- Detectar áreas núcleo complementarias respecto de condiciones climáticas adecuadas para la conservación de las serpientes y aves raras de Santa Fe.

- Evaluar la representatividad de las Áreas Protegidas existente en la provincia de Santa Fe e identificar sitios complementarios para expandir el sistema y disminuir vacíos de conservación.
- Evaluar el solapamiento de las áreas prioritarias para las aves raras y amenazadas de Santa Fe como potencial representante de las serpientes raras y amenazadas de Santa Fe.

8.2. Hipótesis:

8.2.1. *Hipótesis 1:* Las áreas protegidas vigentes de Santa Fe no se solapan con las áreas complementarias requeridas para la conservación de las especies raras y amenazadas de Santa Fe.

Predicción 1: Las celdas de 0.5° seleccionadas a partir de registros de presencias brindará soluciones no superponibles con las celdas donde se ubican las áreas protegidas vigentes.

Predicción 2: Las celdas de 0.5° seleccionadas a partir de registros de presencias brindará soluciones que requerirán mayor cantidad de celdas para cubrir todas las especies raras de aves y serpientes de Santa Fe.

Predicción 3: La priorización espacial basada en áreas núcleo en la distribución potencial de las especies brindará soluciones no superponibles con las áreas protegidas de Santa Fe.

Predicción 4: La priorización espacial basada en áreas núcleo de la distribución potencial de las especies brindará soluciones diferentes de aquella priorización en la que se considera el aporte de las áreas protegidas.

8.2.2. *Hipótesis 2:* Las áreas prioritarias para la conservación estarán incluidas en las diferentes regiones biogeográficas debido al aporte complementario de especies (Arzamendia y Giraudó, 2004).

Predicción 1: Las celdas de 0.5° seleccionadas a partir de registros de presencias se ubicarán comprendiendo las diferentes regiones biogeográficas de Santa Fe.

Predicción 2: La priorización espacial basada en áreas núcleo en la distribución potencial de las especies mostrará regiones ubicadas en las diferentes regiones biogeográficas.

8.2.3. *Hipótesis 3:* Las aves raras y amenazadas de Santa Fe son buenos representantes (“surrogates”) de las serpientes raras y amenazadas de Santa Fe debido a que constituyen un grupo con distribuciones geográficas heterogéneas, extendiéndose en las diferentes regiones biogeográficas.

Predicción 1: Las celdas de 0.5° seleccionadas a partir de registros de presencias corresponden a las celdas seleccionadas para las serpientes raras y amenazadas.

Predicción 2: La priorización espacial basada en áreas núcleo en la distribución potencial de las especies son superponibles y similares a aquellas seleccionadas para las serpientes raras y amenazadas.

9. Materiales y métodos

9.1. Área de estudio

La provincia de Santa Fe, ubicada en el centro-este de la República Argentina y sudeste de América del Sur, tiene una superficie de 133.007 km² y se extiende desde los 28°S (entre los meridianos 58°51'O y 61°43'O) en el norte, hasta los 34°23'S (entre los meridianos 61°43'O y 62°53'O) en el sur, con un eje mayor norte-sur de casi 800 km (Arzamendia y Giraudo, 2004; Pensiero y col., 2005) (Figura 1). El clima presenta un gradiente térmico de norte a sur, y otro hídrico de este a oeste. Por el régimen térmico el clima puede definirse como templado sin estación fría en el sur y templado y cálido en el norte; y por el régimen hídrico varía de húmedo a subhúmedo de este a oeste (Lewis y Collantes 1974). El relieve es llano con una altura promedio de 40 m s.n.m.. Se ubica en la Región Neotropical y sus principales tipos de vegetación han sido incluidos en cinco regiones biogeográficas (Cabrera 1976, Dinerstein y col. 1995, Burkart y col. 1999, Olson y col., 2001; Arzamendia y Giraudo, 2004) (Figura 1,D): (1) el Chaco Seco: ubicado al noroeste se caracteriza por su déficit hídrico, con predominio de bosques xerófilos dominados por el quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis lorentzii*), el quebracho blanco (*Aspidosperma quebrachoblanco*) y varias especies de algarrobos (*Prosopis spp.*) y espinillos (*Acacia spp.*). (2) El Chaco húmedo: ubicado en el nordeste y centro norte, posee mayores precipitaciones (más de 1.000 mm). Su vegetación está formada por un mosaico de fisonomías que van desde bosques deciduos subhúmedos subtropical dominado por quebracho colorado chaqueño (*Schinopsis balansae*), sabanas de palmeras y prados que incluyen diversos tipos de humedales. (3) El Espinal, en el centro, se caracteriza por la presencia de bosques bajos xerófilos compuestos por algarrobo negro (*Prosopis nigra*), ñandubay (*P. algarrobilla*), acompañado por quebracho blanco (*Aspidosperma quebrachoblanco*), tala (*Celtis spinosa*), espinillos (*Acacia caven*, *A. atramentaria*) y el chañar (*Geoffroea decorticans*). (4) Valle de inundación del río Paraná: algunos autores lo incluyen en la provincia Paranaense (Cabrera 1976), aunque otros mencionan a las sabanas inundables de este valle con identidad propia como ecorregión (Dinerstein y col. 1995, Burkart y col. 1999). El río Paraná es el segundo río más grande en caudal en Sudamérica y su valle de inundación conforma un mosaico muy complejo de hábitats con una amplia influencia de las regiones biogeográficas con las que limita en su recorrido como el Chaco, el Espinal y la Paranaense, con una dinámica fuertemente modelada por los ciclos de crecientes y bajantes (Hueck 1978, Neiff 1990, Burkart y col. 1999). Sus principales tipos de vegetación son bosque subtropical húmedo, selva en galería, sauzales de *Salix humboldtiana* y alisales de *Tessaria integrifolia*, diversos tipos de sabanas inundables y humedales (ríos, arroyos, lagunas, bañados y esteros). (5) La Pampa Húmeda en el sur está compuesta

principalmente por distintos tipos de praderas, principalmente “flechillar” de *Stipa neesiana*, *S. hyalina* y *S. papposa*, y “espartillares” de *Spartina argentinensis* y *S. densiflora* en los suelos bajos salobres. La existencia de lagunas con juncos y totoras es característica de la provincia Pampeana.

9.2. Sistema provincial de áreas protegidas

La ley “Sistema Provincial de Áreas Protegidas” n° 12.175/2003 reconoce las siguientes áreas protegidas en Santa Fe:

- 1- Reserva Natural Estricta “Virá Pitá”, creada por Decreto N° 8230/63, modificada por Decreto 4269/76.
- 2- Reserva Natural Estricta “La Loca”, creada por Ley N° 6404 y Resolución N° 335/85.
- 3- Reserva Natural Estricta “El Rico” creada por Decreto N° 04070/68, modificada por Decretos N° 00899/70, 4269/76 y 0758/99.
- 4- Parque Provincial “Cayastá”, creada por Decreto N° 03050/70.
- 5- Parque Provincial “Del Medio – Los Caballos”, creada por Decretos N° 00899/70 y 04269/76.
- 6- Reserva Natural Manejada “Potrero 7 b”, creada por Decreto N° 4038/92, ratificada por ley N° 11083.
- 7- Área de Planificación estratégica ambiental y Reserva Natural del humedal de la Laguna de Melincué. Ley N° 11.634.

Recientemente se incorporaron dos nuevas reservas al sistema:

- 8- Reserva Natural Manejada “El Fisco” (EF) incluida el 30 de noviembre de 2008 (Ley Provincial 12 930).
- 9- Reserva Privada de Uso Múltiple “Isleta Linda” (IL) incorporada el 25 de noviembre de 2010 (Ley Provincial 13 158).

En nuestros análisis consideramos las áreas protegidas que presentan un manejo o gestión comparable con las categorías I y II de manejo propuesta por la IUCN (Dudley, 2008), ya que priorizan la sostenibilidad ecosistémica y limitan las perturbaciones antrópicas. La categoría de manejo I corresponde a Reserva Natural Estricta o Área Natural Silvestre, área protegida de tierra y/o mar no modificada o ligeramente modificada destinada a actividades de investigación científica y/o de monitoreo ambiental. El área se halla considerablemente exenta de la intervención humana directa. La categoría de manejo II corresponde al Parque Nacional, área protegida designada principalmente para conservar la integridad de los ecosistemas

y proporcionar un marco de actividades espirituales, científicas, educativas, recreativas y turísticas, actividades que deben ser compatibles desde el punto de vista ecológico y cultural.

Por tanto, para evaluar el sistema de áreas de la provincia de Santa Fe consideramos las siguientes áreas protegidas que en su conjunto presentan una superficie aproximada de 128.04 km² (0.1% de la superficie provincial) (Figura 1, C) (Biasatti y col., 2015):

Reserva Natural Manejada “Potrero 7b”: Fue creada en 1992 por el Decreto Nro. 4038/92. Actualmente categorizada por la Ley Nro. 12175, como Categoría 4. De jurisdicción provincial, está administrada por la Secretaría de Medio Ambiente (Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medio Ambiente). Abarca una superficie de 2.000 ha.. Se ubica en el Departamento Vera y en la región fitogeográfica del Chaco Húmedo.. Los bosques, con distinto grado de cobertura, ocupan aproximadamente el 80 % de la superficie del área protegida. Existen áreas bajas con presencia de cañadas y una pequeña laguna que ocupan aproximadamente un 10%. El 5% restante se compone de pastizales. Aproximadamente un 5% se presenta modificado por introducción de especies exóticas, construcciones precarias que servían a la presencia humana e instalaciones para bañadero oficial de hacienda (SELSA/SENASA) sobre camino público.

Reserva Natural Estricta “La Loca”: Fue creada en 1968 por la ley 6404/68 (Colonización de la Cuña Boscosa Santafecina). Es de jurisdicción provincial, categorizada actualmente como Reserva Natural Estricta y está a cargo de la Secretaría de Medio Ambiente (Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medio Ambiente). La reserva comprende el sector sur de la Laguna La Loca y un mosaico boscoso ubicado en las márgenes del sudeste de este cuerpo de agua. Abarca una superficie de 2169 ha. Los bosques ocupan aproximadamente el 65 % de la superficie del área protegida. Existen áreas ecotonaes hacia los Bajos Submeridionales donde disminuye la cobertura y altura de los árboles, ocupando un área aproximada de un 10% con estas características. El 25% restante se compone de bajos anegadizos cubiertos por pastizales, por agua o suelos desnudos lacunares o semilacunares, según ocurran períodos de déficit o de exceso hídrico.

Reserva Natural Estricta “Virá-Pitá”: creada en 1963 por el Decreto N° 08230/63.—Actualmente escategorizada como Reserva Natural Estricta Categoría 1 de la Ley N° 12.175. Su administración está a cargo de la Secretaría de Medio Ambiente (Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medio Ambiente). Se ubica en el Valle de inundación del Río Paraná, en el Departamento General Obligado y ocupa una superficie de 615 ha. Está integrada por las islas conocidas como Ibé, Ibirá Pitá, El Biguazal, La Bolita, Caú y La Percanta, ubicadas entre el riacho Correntoso al poniente y el brazo San Jerónimo al este. Posee bosques ribereños y conspicuos cañaverales ubicados en las márgenes de los cursos de agua.

Parque Provincial “Del Medio Los Caballos”: Fue creado en 1970 por el Decreto Nro. 00899/70. Actualmente está categorizado como Parque Provincial Categoría 2. Está a cargo de la Secretaría de Medio Ambiente (Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medio Ambiente). Se ubica en el Departamento. San Javier y en la región fitogeográfica del Valle de Inundación del Río Paraná. Alcanza una superficie de 2050 ha. Comprende la Isla del Medio y el Islote Los Caballos, próximos al curso principal del río Paraná. La Isla del Medio limita al N con el riacho Pájaro Blanco, al S y O con el riacho Guaycurú y al E con el arroyo Pan Dulce que lo separa del Islote Los Caballos.

Reserva Natural Manejada “El Fisco”: Fue creado en 2008 por Ley Nro. 12930, y está ubicado en el Departamento San Cristóbal. Forma parte de la provincia biogeográfica del Espinal. Su administración está a cargo del Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medio Ambiente. Ocupa una superficie de 1.574 Ha. En las áreas altas se encuentra un bosque abierto de altura media, compuesto por especies arbóreas y arbustivas. Abundan cactáceas y epífitas en las zonas bajas, periódicamente inundables y con gran contenido de sales, la vegetación está prácticamente ausente, con escasas especies herbáceas adaptadas al alto tenor salino y suelos desnudos (salitre). En toda la periferia de la laguna, la vegetación acuática de tipo arraigada emergente está compuesta básicamente por juncos y totoras). Se observan en baja cantidad ejemplares de especies exóticas como eucaliptus (*Eucalyptus sp.*) y paraísos (*Melia azedarach*). En la Reserva se desarrolla actualmente una actividad productiva (ganadera) preexistente y acordada formalmente de manera precaria con los cuidadores, que practican invernada sobre pasturas naturales y se restringe a determinados sectores del predio, permaneciendo otras en condiciones de clausuras semipermanentes o permanentes.

Parque Provincial “Cayastá”: Fue creado en 1970 por el Decreto 03050/70. Actualmente categorizado como Parque Provincial Categoría 2, en el marco de la ley Nro. 12175. Su administración está a cargo de la Secretaría de Medio Ambiente (Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medio Ambiente). Se ubica en el Departamento Garay, formando parte del Valle de Inundación del Río Paraná. Posee una superficie de 300 ha, de las cuales el 70 % es susceptible a la inundación en condiciones de crecientes normales. Comprende un paisaje compuesto principalmente de selvas en galería y pajonales, aunque es posible encontrar especies de los espinales y algarrobales pampeanos.

En adición al sistema de áreas protegidas de Santa Fe, se encuentra uno de los parques nacionales de Argentina (Ley 22.351/1980):

Parque Nacional “Islas de Santa Fe”: El 14 de agosto de 2008, por Ley 12.901, la Legislatura de Santa Fe autorizó la cesión al Estado Nacional de las islas que conforman el Parque. Ocupa las islas Campo El Rico, Mabel o Chingolo, La Gallina, El Conscripto, El Lago, Del Medio o De Lillo, Los Carpidores, Pajas Blancas; las mismas se encuentran entre el brazo principal del Río Paraná y el riacho Los Reyes. Posee

una superficie de 4096 hectáreas pertenecientes a la ecorregión Delta e Islas del Paraná. Su proximidad con el parque nacional entrerriano denominado PN “Predelta” facilita su administración desde aquella unidad funcional y coordina las acciones necesarias a los fines de su administración, planificación, fiscalización y control.

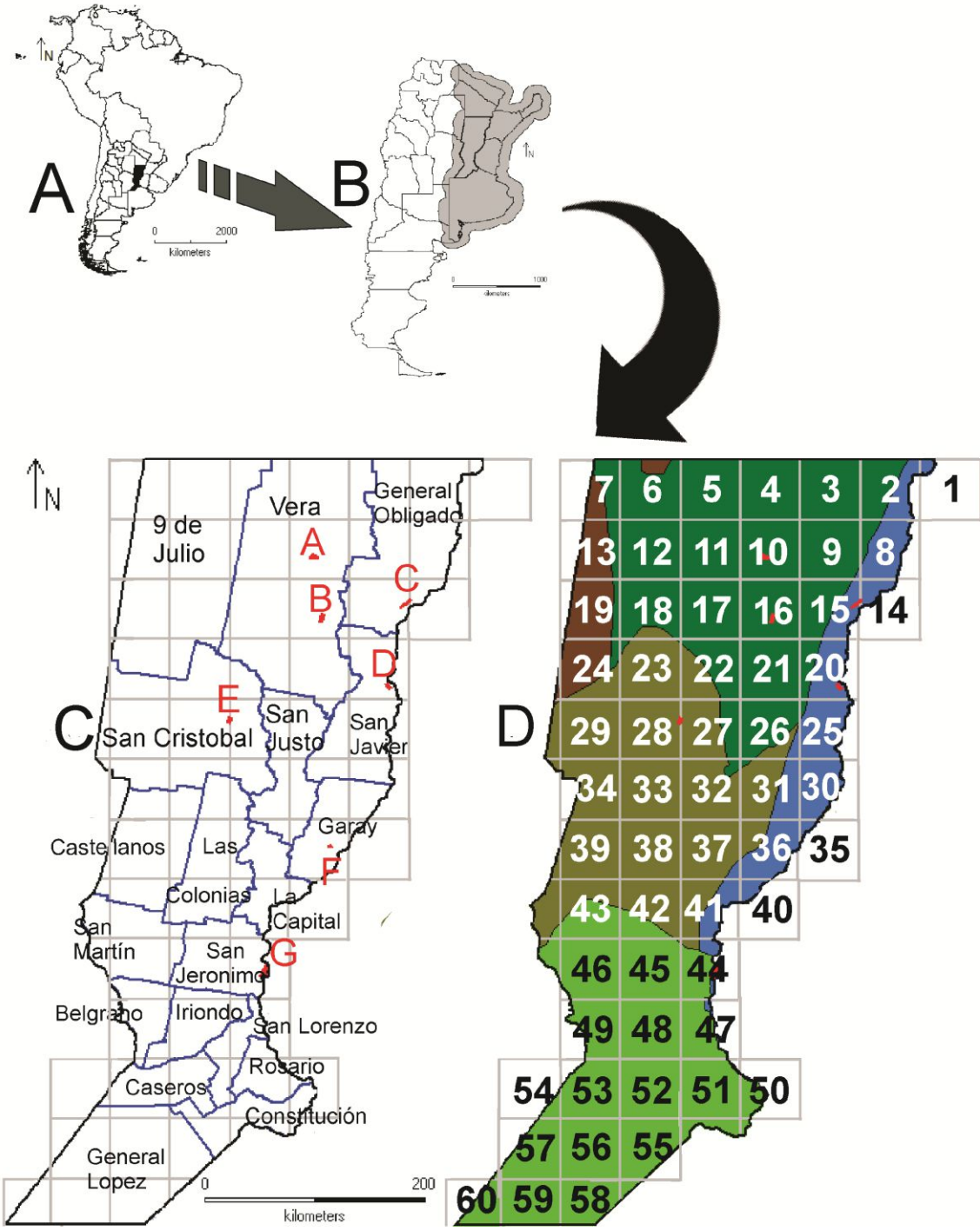


Figura 1. A) América del Sur (provincia de Santa Fe en negro). B) Argentina (área de referencia en gris). C) Provincia de Santa Fe con límites de los departamentos marcados en azul y áreas protegidas de Santa Fe: A- Reserva Natural Estricta La Loca, B- Reserva Natural Manejada Potrero 7b, C- Reserva Natural Estricta Virá-Pitá, D- Parque Provincial del Medio Los Caballos, E- Reserva Natural El Fisco, F- Parque Provincial Cayastá, G- Parque Nacional Islas de Santa Fe. D) Provincia de Santa Fe y las regiones biogeográficas: Chaco Seco (marrón oscuro), Chaco Húmedo (verde oscuro), Espinal (marrón claro), Pampeana (verde claro), Valle de Inundación del río Paraná (azul). Grillado con resolución de 0.5° y orden de las celdas en números (de derecha a izquierda y de arriba hacia abajo).

9.3. Base de datos

Para determinar las especies de aves y serpientes raras de la provincia de Santa Fe seguimos los inventarios más actuales de la provincia para considerar las especies que regularmente residen, nidifican, invernán o migran a través de la provincia y descartar las especies errantes o individuos dispersos u ocasionales (Arzamendia y Giraudo, 2002, 2004; Fandiño y col., 2015; Fandiño y Giraudo, 2012, 2010; Giraudo y col., 2012). Aplicamos para cada grupo taxonómico el criterio de Gaston (Gaston, 1994 en Flather y Sieg, 2007) considerando raras a todas las especies de la provincia que se ubicaron por debajo de la mediana para la abundancia (cantidad de registros) y/o el rango de distribución geográfica (cantidad de celdas con registros) (Tabla 1). Medimos la abundancia mediante la cantidad de registros obtenida por especie. Para determinar el rango de distribución geográfica, superpusimos un grillado de 0.5° sobre el área de la provincia de Santa Fe y registramos la cantidad de celdas ocupadas por cada especie (Fandiño y Giraudo, 2012) (Figura 1,D). Adicionamos a la base de datos registros de especies de aves amenazadas y casi amenazadas establecidas según el criterio de la Unión Internacional para la Conservación (IUCN) (<https://www.iucn.org/es>). Debido a que IUCN no evaluó el grado de amenaza de muchas especies de serpientes, determinamos las especies amenazadas a partir de la categorización realizada en Argentina (Giraudo y col., 2012).

La base de datos a partir de la cual determinamos las especies raras de aves se constituye de 251.614 registros geo-referenciados, y de 4961 registros para serpientes obtenidos en la provincia de Santa Fe. Una vez identificadas las especies raras y amenazadas, conformamos una base de datos que incluyó 465.388 registros geo-referenciados de aves y 2.442 de serpientes raras y amenazadas en las provincias de Misiones, Formosa, Chaco, Corrientes, Santa Fe, Entre Ríos y Buenos Aires. Los registros fueron obtenidos a partir de diferentes fuentes: (1) registros propios obtenidos durante 30 años por los intergantes del Laboratorio de Biodiversidad y Conservación de Tetrápodos del INALI derivados de muestreos sistemáticos y no sistemáticos mediante recorridos a pie, a caballo, en vehículos y en embarcaciones (ver por ejemplo Giraudo, 2001; Arzamendia y Giraudo, 2002, 2004, 2009, 2012; Giraudo y Arzamendia, 2004, 2017; Fandiño y Giraudo, 2010, 2012), (2) registros de la literatura científica (ver citas en Giraudo 2001,

Arzamendia y Giraudo, 2002; Fandiño y Giraudo 2010), (3) ejemplares depositados en museos de Argentina (detalles en Giraudo 2001, Arzamendia y Giraudo, 2002, 2004, 2009, 2012; Fandiño y Giraudo 2010), (4) bases de datos disponibles online: a) “Sistema Nacional de Datos Biológicos” (www.sndb.mincyt.gov.ar), (b) eBird (<http://ebird/content/Argentina>), (c) GBIF (www.gbif.org), (d) Xenocanto (<http://www.xeno-canto.org>) y (e) Ecoregistros (www.ecoregistros.org). De las bases de datos disponibles en la web consideramos aquellos registros con evidencia (fotos y/o grabaciones del canto), para evitar errores de identificación y sus consecuencias en los análisis subsiguientes (Aubry y col., 2017; Costa y col., 2015). Los registros propios fueron geo-referenciados en el campo utilizando un GPS, y los ejemplares de museo y registros de la literatura fueron geo-referenciados mediante Google Earth (<http://www.google.es/intl/es/earth/index.html>). Solamente incluimos en la base de datos aquellos registros con coordenadas geográficas con un umbral de error de medición de 10 km, disminuyendo las posibilidades de errores de comisión por imprecisión en las coordenadas geográficas (Graham y col., 2008). De esta manera, intentamos conformar una base de datos a partir de la mayor cantidad de registros que hasta el momento existía para las especies analizadas intentado representar el máximo de variabilidad ambiental en el que habitan las especies.

9.4. Predictores ambientales

Para inferir patrones de distribución de las especies obtuvimos 19 predictores bioclimáticos (1950-2000) derivados de la base de datos WORLDCLIM (www.worldclim.org, Hijmans y col., 2005) y una variable ambiental, la altitud, de la segunda versión de la Misión topográfica Radar Shuttle (Shuttle Radar Topography Mission –SRTM-, Farr y col., 2007) con una resolución de 0.5'. Para evitar la colinealidad entre predictores y disminuir los errores estándar de los parámetros, no incrementar la varianza e impedir obtener inferencias sesgadas calculamos el factor de inflación de varianza (“Variance Inflation Factor”, VIF). A partir de un conjunto de 5000 puntos extraídos aleatoriamente del “área de referencia” (en inglés “background”) y excluimos las variables altamente correlacionadas (Dormann y col., 2013). El área de referencia se obtiene de una muestra representativa de la variabilidad de las condiciones ambientales para generar los análisis posteriores, esto es, modelos de distribución potencial de especies (MDPEs). El factor de inflación de varianza está basado en el cuadrado del coeficiente de correlación múltiple que se obtiene de generar una regresión múltiple de un predictor con las demás variables predictoras. Si la variable predictora presenta una relación lineal con al menos una de las otras variables, el coeficiente de correlación sería cercano a 1, y el VIF para aquella variable sería alto. Un VIF mayor que 10 implica que el modelo tiene problemas de colinealidad. Por tanto, calculamos el VIF para todas las variables y excluimos aquella con el mayor valor de VIF. Repetimos el procedimiento hasta que ninguna variable presentó un VIF mayor 4.5 siguiendo a Zuur y col. (2010) (Tabla 1).

Tabla 1. Predictores seleccionados para generar MDEs de especies raras y amenazadas a partir de un VIF inferior a 4.5.

Predictor ambiental	Código	VIF
Precipitación del mes más húmedo	BIO13	2.569036
Variabilidad estacional de la precipitación	BIO15	4.050437
Rango de temperatura diurno promedio	BIO2	2.480711
Temperatura promedio del cuarto anual más húmedo	BIO8	3.890964
Temperatura promedio del cuarto anual más seco	BIO9	2.871325
Altura sobre el nivel del mar	BIO20	1.598334

9.5. Modelos de distribución de especies

Modelamos la distribución de las especies con el software Maxent (ver. 3.3.3k; bwww.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/) (Phillips y col., 2006). Maxent emplea el supuesto de máxima entropía para estimar la distribución más uniforme de la ocurrencia de la especie dentro del área de estudio, constreñida por los predictores ambientales. Maxent incorpora puntos de presencias observadas en la construcción del modelo, pero no incorpora puntos donde la especie focal está ausente. En lugar de ello, se caracteriza el hábitat no ocupado mediante la selección aleatoria de puntos georreferenciados a lo largo del área de estudio o área de referencia (AR, “background” en inglés) (Phillips y col., 2006).

Utilizamos Maxent dado que ha demostrado un mejor desempeño cuando la cantidad de registros georreferenciados disponibles es baja (Costa y col., 2010; Hernández y col., 2006; Pearson y col., 2007; Tognelli y col., 2009; Wisz y col., 2008). Aunque no está exento de generar inferencias erróneas, es posible mejorar la calidad de las predicciones cuando la muestra se halla balanceada (Bean y col., 2012) y con registros todo a lo largo del área geográfica donde la especie fue detectada (Carretero y Sillero, 2016). Para bases de datos derivadas de diversas fuentes como de colecciones de museos, muestreos sistemáticos y no sistemáticos, una alternativa para balancear la muestra consiste en realizar filtros de carácter espacial (Fourcade y col., 2014; Kramer-Schadt y col., 2013) o ambiental (Varela y col., 2014) de los datos, dado que gran cantidad de registros con proximidad geográfica y/o con características ambientales similares pueden generar modelos sobre-ajustados y alcanzar altos valores de las diferentes medidas de desempeño (Veloz, 2009). Por ello, realizamos un filtrado espacial para el conjunto de datos de cada especie con una distancia mínima umbral de 25 km entre los puntos de presencias. El multiplicador de regularización

utilizado fue de 1, dado que permite alcanzar predicciones que se acercan o igualan al óptimo (Anderson y Gonzalez, 2011).

El sobre-ajuste afecta la capacidad predictiva de inter y extrapolación en los modelos. Si bien el efecto es mayor en reducir la capacidad de extrapolación del modelo y así, restringe la aplicabilidad del modelo a nuevos datos; también incrementa significativamente el sesgo en sus predicciones cuando se desea interpolar (Faber y Rajkó, 2007). Este problema puede ser aliviado reduciendo el número de predictores en un modelo. Una regla general de “corte” es que la muestra (número de ocurrencias, en nuestro contexto, número de presencias) debería ser 10 veces más grande que el número de predictores empleados para modelar (Harrell y col., 1996). Sin embargo, para las especies raras, modelar es generalmente difícil porque mantener la relación de 1:10 implicaría incluir solo dos predictores para 20 presencias, lo que es usualmente insuficiente información para inferir las regiones con condiciones climáticas potencialmente habitables por la especie. Empleamos la estrategia de Ensamblados de Pequeños Modelos para estimar la distribución potencial de especies raras para la provincia de Santa Fe. Este método consiste en ajustar un número de modelos bivariados, con solo dos predictores a la vez y promediarlos en un ensamble de predicción utilizando pesos (“weights”) basados en el desempeño de los modelos. Por tanto, la relación entre número de ocurrencia y cantidad de predictores mejora grandemente, ya que el número de predictores empleado en cada modelo permanece bajo. La estimación del coeficiente del modelo se espera que sea más robusta y el riesgo de sobre-ajuste en el modelo sea minimizado sin perder poder explicativo porque el número de predictores se mantiene bajo para cada modelo pero alto dentro del ensamble (Breiner y col., 2015; Lomba y col., 2010). Para la posterior ponderación de los modelos bivariados empleamos el coeficiente Gini (o Somers’ D) ($D = 2 * AUC - 0.5$), que brinda mayor peso a los modelos que presentan un buen desempeño y menor a aquellos cuyo desempeño es malo. Los modelos bivariados con un Somers’D menor a cero (esto es, $AUC < 0.5$) no fueron empleados para construir los Ensamblados de Pequeños Modelos. Las predicciones fueron evaluadas por expertos.

9.6. Evaluación de desempeño de modelos

Todos los modelos fueron calibrados con datos de presencias y 1879 puntos de AR utilizados para todas las especies. Los puntos de AR fueron obtenidos de la siguiente manera: 1) seleccionamos 30000 puntos aleatoriamente en el AR y 2) filtramos espacialmente los puntos para obtener una muestra balanceada de la variabilidad espacial del AR con una grilla de 0.25 grados. Los puntos del AR y los puntos de ocurrencia fueron pesados igualmente en los modelos. Para cada especie empleamos un 90% de los registros para calibrar y un 10% para evaluar los modelos. Evaluamos el desempeño de los modelos a partir de:

9.6.1. Medidas independientes de un umbral

9.6.1.1. Curva ROC

La curva ROC (“receiver operating characteristic curve”) provee una única medida de desempeño del modelo, independiente de un umbral. Dado un problema de clasificación, donde cada instancia es positiva o negativa, un clasificador asigna un valor real a cada instancia, a la que un umbral podría ser aplicado para predecir las clases miembros. La “sensibilidad” para un clasificador a un umbral particular es la fracción de todas las instancias positivas que son clasificadas correctamente, mientras que la “especificidad” es la fracción de todas las instancias negativas que son clasificadas como tales. La sensibilidad es también conocida como la tasa de verdaderos positivos y representa la ausencia de errores de omisión. La cantidad “1-especificidad” es también conocida como la tasa de falsos positivos y representa el error de comisión. La curva ROC se obtiene entonces al graficar sensibilidad en el eje “y” y 1-especificidad en el eje “x” para todos los posibles umbrales. Para una predicción continua, la curva ROC típicamente contiene un punto para cada instancia de testeo, mientras que para una predicción discreta, habrá típicamente un punto para cada uno de los diferentes valores predichos, en adición al origen. El área bajo la curva (AUC) es usualmente determinado al conectar los puntos con líneas derechas; esto es llamado el “método trapezoidal” (en oposición a los métodos paramétricos, en los que se ajusta una curva a los puntos). El AUC tiene una interpretación intuitiva, principalmente que la probabilidad de que una instancia aleatoria positiva y una instancia aleatoria negativa sean correctamente ordenadas por el clasificador. Esta interpretación indica que el AUC no es sensible al número relativo de instancias positivas y negativas en el conjunto de datos de evaluación. No obstante, cuando estos clasificadores corresponden a modelos de distribución potencial de especies (MDEs) que se construyen a partir de registros de presencias únicamente, las curvas ROC no pueden aplicarse ya que, ante la falta de ausencias, parece no haber fuentes de instancias negativas para medir la especificidad. Sin embargo, podemos evitar este problema al considerar un problema de clasificación diferente, principalmente, la tarea de distinguir presencia de la aleatoriedad, en lugar de presencia y ausencia. Más formalmente, si realizamos un grillado sobre el área sobre la que se intenta hacer inferencias, para cada pixel en el área de estudio, definimos una instancia negativa “x-aleatorio”. Similarmente, para cada pixel x que es incluido en la distribución geográfica verdadera de la especie, definimos una instancia positiva “x-presencia”. Un MDE puede hacer predicciones para los pixeles correspondiente a estas instancias, sin visualizar las etiquetas “aleatorio” y “presencia”. De esta manera, podemos hacer predicciones para ambas muestras de instancias positivas (los registros de presencias) y una muestra de instancias negativas (pixeles de AR). Juntas son suficientes para definir una curva ROC, la cual puede ser analizada con todos los métodos estadísticos estándar de los análisis ROC (Fawcett, 2003; Phillips y col., 2006). Entonces, cuando se trabaja con datos de solo-presencia, se puede definir el AUC como la probabilidad de que el modelo valore un sitio de presencia

aleatorio más que un sitio aleatorio del AR. El AUC mide la habilidad del modelo para distinguir los sitios de evaluación de los aleatorios (Phillips y col., 2009).

9.6.1.2. Índice Boyce:

Se empleó el índice Boyce que evalúa la habilidad del modelo para predecir consistentemente muchos niveles de potencial de hábitat (“suitability”), midiendo cuan diferentes son las predicciones del modelo respecto de una distribución aleatoria de las presencias observadas a lo largo del gradiente de predicciones (Boyce y col., 2002; Hirzel y col., 2006). Por tanto, corresponde a una adecuada medida de evaluación en caso en los que las ausencias no resultan confiables, en caso de desconocer la detectabilidad de las especies (Dorazio, 2014) o en casos en los que los modelos se construyen a partir de puntos extraídos de un AR en lugar de utilizar ausencias. El índice Boyce toma valores entre -1 y +1. Los valores positivos indican que las predicciones del modelo son consistentes con la distribución de las presencias que se emplean para la evaluación, los valores cercanos a cero significan que el modelo no resulta diferente de un modelo aleatorio, y valores negativos indican predicciones inversas, esto es, el modelo predice áreas donde las presencias son más frecuentes como áreas con bajo potencial de hábitat (Hirzel y col., 2006). Originalmente estaba basado en un umbral, pero ahora consiste en una medida independiente de un umbral dado que se basa sobre una “ventana en movimiento” a lo largo del gradiente de predicciones (“moving window”) (Hirzel y col., 2006).

Dada la importancia del conocimiento de expertos para evaluar el desempeño de técnicas de modelado (Fourcade, 2016; Fourcade y col., 2013; Merow y col., 2017), todas las predicciones de los MDEs fueron analizados por los especialistas. Por tanto, todos los MDEs fueron empleados en análisis posteriores debido a que cumplieron con algunos de los siguientes criterios: 1) la inferencia de la distribución potencial de la especie está acorde con el conocimiento de expertos, 2) un valor de AUC mayor a 0.7 y 3) un valor del índice Boyce mayor a 0.7. Para todos los análisis y manejo de información geográfica utilizamos el programa R (R Core Team, 2016) y principalmente, los paquetes “dismo” (Hijmans y col., 2017), “biomod2” (Thuiller y col., 2016), “ecospat” (Broennimann y col., 2016), “usdm” (Babak Naimi, 2015), “spThin” (Aiello-Lammens y col., 2014) y “raster” (Hijmans, 2016).

9.6.2. Matriz de confusión y medidas dependientes de un umbral

Analizamos la matriz de confusión respecto del umbral que maximiza la sumatoria de los valores de Sensibilidad (Sen) y Especificidad (Esp) (umbral maxSSE, en inglés, maxSSS). El umbral seleccionado es poco sensible a la prevalencia y responde a los tres criterios propuestos para la selección de un umbral: 1) objetividad: se debería evitar la selección de valores arbitrarios, 2) igualdad: el umbral seleccionado debería ser idéntico independientemente de que se utilicen los datos de presencia / ausencia o sólo de presencia, al menos para muestras grandes, y 3) discriminabilidad: la discriminación entre presencias y

ausencias o entre presencias y puntos aleatorios debería ser optimizada (Liu y col., 2016; Liu y col., 2013). Se toma como referencia el valor de sensibilidad de corte de 0.7 porque consideramos como una gran cantidad de presencias correctamente clasificadas para modelos construidos a partir de variables ambientales. Para determinar la relación entre el área potencial de ocurrencia y el área en la que las especies fueron registradas, empleamos el Incremento Potencial de Presencia (IPP, o PPI en inglés) (Barbosa y col., 2013).

9.7. Priorización espacial para la conservación (PEC)

Para determinar la influencia del grupo taxonómico en la selección de áreas prioritarias para la conservación, seleccionamos áreas prioritarias teniendo en cuenta: a) las aves raras y/o amenazadas de Santa Fe, b) las serpientes raras y/o amenazadas de Santa Fe y c) las aves y serpientes raras y/o amenazadas de Santa Fe. Para determinar los sitios prioritarios y evaluar el desempeño de la red de reservas vigente en la provincia de Santa Fe para conservar las especies raras y/o amenazadas, empleamos dos estrategias de priorización espacial basadas en el principio de complementariedad: 1) Priorización Espacial para la Conservación basado en registros de Presencias (PEC-P): buscamos el conjunto mínimo de áreas que maximicen la representación de los componentes de biodiversidad considerados a partir de los registros de presencias y 2) Priorización Espacial para la Conservación basado en las Áreas Núcleo (PEC-AN): generamos un gradiente espacial de prioridad para la conservación considerando las áreas núcleo de la distribución ambiental potencial de las especies. Abordamos el primer enfoque con un algoritmo de complementariedad propuesto por Rebelo (Rebelo, 1994; Rebelo y Siegfried, 1992) disponible en el programa DIVA-GIS (Hijmans y col., 2001), mientras que el segundo, con el algoritmo ZONATION (Moilanen y col., 2005). El primer enfoque permite seleccionar áreas cuya composición de especies sea diferente. El procedimiento consiste en seleccionar el área de mayor riqueza de especies y luego adicionar áreas que presenten la mayor cantidad de especies diferentes a las seleccionadas previamente en la iteración. Si dos sitios agregan igual cantidad de especies diferentes, entonces uno se selecciona al azar (Rebelo, 1994; Williams y col., 1996). Por tanto, este procedimiento puede conducir a resultados con leves diferencias cada vez que sea realizado (Rebelo, 1994).

Para generar un gradiente de prioridad espacial para la conservación Zonation comienza a partir de todo el paisaje, y luego iterativamente descarta sitios (celdas de una cuadrícula) de bajo valor de conservación ubicados en el borde del área restante, esto es, la pérdida marginal de biodiversidad. De esta manera, mantiene un cierto grado de conectividad en el paisaje restante. El orden de remoción de celdas consiste en eliminar las celdas con mayor valor de conservación al final del procedimiento. Limitar la remoción de las celdas al borde del área restante permite la identificación de una secuencia anidada de estructuras de paisaje agregadas con las áreas núcleo de las distribuciones de las especies permaneciendo hasta el final, y las previas áreas removidas muestran zonas buffer de menor prioridad (Moilanen y col., 2005). Zonation

presenta 4 maneras diferentes de pérdida marginal de biodiversidad: 1) área-núcleo Zonation (“Core-Area Zonation”, CAZ), 2) la función de beneficio aditivo (“Additive Benefit Function”, ABF), 3) la planificación basada en objetivos (“target-based planning”, TBP) y 4) la función de beneficio generalizada (“Generalized Benefit Function”, GBF) (Moilanen, 2007; Moilanen y col., 2005). Generamos una priorización espacial basada en las zonas núcleo de las especies para encontrar las áreas con alto potencial de hábitat para las especies amenazadas, casi amenazadas y raras de la provincia de Santa Fe. Utilizamos la función CAZ de Zonation que considera la proporción de la distribución de la especie j en la celda i , q_{ij} ;

$$q_{ij} = p_{ij} / \sum_k p_{kj}$$

donde p_{ij} es cualquier medida respecto del componente de la biodiversidad j en la celda i , esto es, medida de probabilidad de presencia de una especie, densidad poblacional, cobertura de la vegetación, tipo de ecosistema, etc. y k refiere al número total de celdas.

La tasa de pérdida de valor es minimizado utilizando la medida

$$d_i = \max_j (q_{ij} * w_j / Q_j(S) c_i)$$

en el que w_j es el peso del componente de biodiversidad j , y c_i es el costo del sitio i . En cada iteración, d_i es calculado para todos los sitios en el borde del área restante, y los sitios que presentan el menor d_i son removidos. Los candidatos para la remoción deben tener al menos 8 celdas vecinas que ya hayan sido removidas. El orden de remoción es registrado para permitir la identificación de la zonificación del paisaje. d_i se obtiene a partir del máximo valor biológico entre todos los analizados y no de la suma del valor dado por los diferentes componentes de biodiversidad considerados. El término $Q_j(S) = \sum_{i \in S} q_{ij}$, que es la proporción de la distribución original del componente de biodiversidad j localizado en el conjunto de celdas restantes S . Por tanto, cuando una parte de la distribución del componente de biodiversidad se pierde, la importancia del hábitat restante para dicho componente se incrementa al decrecer $Q_j(S)$. Esto asegura que las áreas núcleo de los componentes de biodiversidad sean retenidas hasta el final incluso si se ubican en sitios pobres respecto a los componentes considerados y a su vez, previene la temprana remoción de las áreas núcleo incluso para los componentes que son inicialmente de amplia distribución. La función CAZ asegura los sitios de alta calidad para todos los componentes de la biodiversidad considerados, lo cual podría resultar en mayores esfuerzos de conservación sobre componentes de biodiversidad ubicados en sitios con baja riqueza o áreas costosas (Moilanen y col., 2005).

Realizamos la priorización espacial en base a tres escenarios: ESCENARIO_1, especies raras y /o amenazadas sin considerar el aporte del sistema de reservas actuales, ESCENARIO_2, especies raras y/o amenazadas considerando el aporte del sistema de reservas vigente en la provincia de Santa Fe incluido obligatoriamente en el análisis y ESCENARIO_3, especies raras y/o amenazadas y grado de

antropización. El grado de antropización fue representado mediante el Índice de Influencia Humana (IIH) elaborado por la Sociedad para la Conservación de la Vida Salvaje (Wildlife Conservation Society, WCS, 2005). Este índice cuantifica el impacto de la actividad humana sobre el ambiente y se construye a partir de variables que consideran la densidad poblacional, disponibilidad y ubicación de infraestructura (ferrocarriles, principales rutas, sistemas de luces nocturnas, etc) y el uso de la tierra (urbanización, agricultura, etc.) (Wildlife Conservation Society, 2005). Obtuvimos el mapa del sistema de áreas protegidas provincial a partir de la Secretaría de Medio Ambiente de Argentina. Finalmente, consideramos un umbral del 17% para proponer un sistema de áreas para la conservación (SAC) para la provincia de Santa Fe de acuerdo con el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB, 2010).

Para evaluar el grado de congruencia entre las diferentes priorizaciones utilizamos el estadístico Kappa implementado en Map Comparison Kit (Visser y De Nijs, 2006). El estadístico kappa resulta de dos tipos de similitud: similitud de ubicación (Kloc) y similitud de cantidad (Khist).

$$\text{Kappa} = \text{Khist} * \text{Kloc}$$

Kloc es una medida para la similitud de la ubicación espacial de las categorías de los dos mapas comparados, y *Khist* es una medida para la similitud cuantitativa de los dos mapas comparados (Prasad y col., 2006). El rango de valor de *Kappa* es de -1 a 1. El valor máximo, 1, indica un acuerdo perfecto, mientras que el valor mínimo, -1, indica un desacuerdo máximo. Un valor de *Kappa* igual a 0 indica que el acuerdo observado coincide con el acuerdo esperado por ordenación aleatoria de todas las celdas (Hagen, 2002; Monserud y Leemans, 1992). *Kappa*, *KLoc* y *KHisto* se calculan a partir de la tabla de contingencia, que detalla la distribución cruzada de categorías en los dos mapas. La tabla se expresa en número de celdas (Hagen, 2002). El *Kappa* y las estadísticas relacionadas se calculan tanto para el mapa completo como para las categorías individuales encontradas en la leyenda (Visser y De Nijs, 2006). Para poder aplicar *Kappa*, reclasificamos el mapa continuo de las priorizaciones con los umbrales de 2%, 5%, 17%, y 50% prioritarios. Finalmente, calculamos el coeficiente de correlación de momento de producto de Pearson como índice de similitud para mapas continuos entre todas las priorizaciones espaciales para la conservación obtenidas.

10. Resultados

10.1. Especies raras y amenazadas de Santa Fe

De un total de 417 especies de aves para la provincia de Santa Fe, determinamos 223 (53.5%) especies raras, 6 (1.44%) especies amenazadas y 9 (2,16%) casi amenazadas para la avifauna de la provincia de Santa Fe. Obtuvimos 122.238 registros georreferenciados (Q1=136, Med=348, Q3=722). La especie con la menor cantidad de registros corresponde a *Coturnicops notatus* (9 registros georreferenciados) y la de

mayor cantidad de registros, *Setophaga pitiayumi* (3249 registros georreferenciados). De un total de 60 celdas para la provincia, *Thamnophilus doliatus* y *Upucerthia dumetaria* fueron registradas en una única celda, mientras que *Geranoaetus albicaudatus* estuvo presente en 31 celdas (Q1=3, Med=7, Q3=12) (Tabla 2 y Anexo 13.1).

De un total de 49 especies de serpientes, encontramos 28 (57%) especies raras y 6 (12,2%) especies amenazadas para la ofidiofauna provincial. Obtuvimos 2168 registros georreferenciados (Q1=23, Med=72, Q3=109). La especie con la menor cantidad de registros corresponde a *Clelia clelia* (15 registros georreferenciados) y la de mayor cantidad de registros, *Helicops infrataeniatus* (239 registros georreferenciados). De un total de 60 celdas para la provincia, *Helicops infrataeniatus*, *Oxyrhopus guibei*, *Philodryas baroni*, *Philodryas mottogrossensis*, *Philodryas psamophidea*, *Phimophis vittatus*, *Tomodon ocellatus*, *Amerotyphlops brongersmianus* fueron registradas en una única celda, mientras que *Psomophis obtusus* estuvo presente en 12 celdas (Q1=3, Med=7, Q3=12) (Tabla 2, Anexo 13.1).

Todas las regiones biogeográficas presentaron registros de aves y serpientes raras y amenazadas para la provincia (Tabla 2). Registramos especies con amplia distribución en Santa Fe como *Geranoaetus albicaudatus* e *Hydropsalis torquata* presentes en las cinco regiones biogeográficas, y especies de distribución más restringida como *Strix chacoensis* y *Geositta cunicularia* resgistradas en el Chaco Seco y la Pampa Húmeda, respectivamente. Especies como *Psomophis obtusus* y *Boiruna maculata* presentaron amplia distribución, ambas especies fueron registradas en el Chaco Seco, Chaco Húmedo y Valle de Inundación; mientras que *Helicops infrataeniatus* y *Philodryas baroni* fueron registradas solo en el Valle de Inundación y el Chaco Seco, respectivamente.

Tabla 2. Especies raras y amenazadas de aves y serpientes de la provincia de Santa Fe. Se muestra la cantidad de celdas en las que las especies fueron registradas, el número de registros dentro de la provincia de Santa Fe, dentro del área de referencia (AR) y el grado de amenaza.

Espece	Celdas	Santa Fe	AR	Grado de amenaza
Aves				
Rheidae				
<i>Rhea americana</i>	26	136	1763	CA
Tinamidae				
<i>Crypturellus tataupa</i>	12	58	684	NA
<i>Eudromia elegans</i>	4	6	97	NA
<i>Nothoprocta cinerascens</i>	12	39	204	NA
<i>Rhynchotus rufescens</i>	20	70	1366	NA
Anatidae				
<i>Anas sibilatrix</i>	14	45	564	NA
<i>Cairina moschata</i>	11	15	480	NA
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	14	53	386	NA

<i>Nomonyx dominicus</i>	16	24	339	NA
<i>Sarkidiornis melanotos</i>	7	14	57	NA
Cracidae				
<i>Crax fasciolata</i>	1	2	73	NA
<i>Penelope obscura</i>	3	6	194	NA
Phoenicopteridae				
<i>Phoenicoparrus andinus</i>	7	44	104	NA
Podicipedidae				
<i>Podiceps major</i>	14	96	1740	NA
<i>Podiceps occipitalis</i>	7	26	212	NA
<i>Tachybaptus dominicus</i>	1	3	216	NA
Columbidae				
<i>Columbina talpacoti</i>	13	58	1763	NA
<i>Patagioenas cayennensis</i>	3	4	780	NA
Cuculidae				
<i>Coccyzua cinerea</i>	17	58	252	NA
<i>Coccyzus americanus</i>	3	10	78	NA
<i>Crotophaga major</i>	4	6	584	NA
<i>Piaya cayana</i>	7	16	1654	NA
Nyctibiidae				
<i>Nyctibius griseus</i>	8	15	408	NA
Caprimulgidae				
<i>Antrostomus rufus</i>	2	9	68	NA
<i>Chordeiles minor</i>	4	9	122	NA
<i>Eleothreptus anomalus</i>	5	23	89	CA
<i>Hydropsalis torquata</i>	19	91	529	NA
<i>Nyctidromus albicollis</i>	4	11	420	NA
<i>Setopagis parvula</i>	19	68	404	NA
<i>Systellura longirostris</i>	8	14	75	NA
Apodidae				
<i>Chaetura meridionalis</i>	1	6	478	NA
Trochilidae				
<i>Helimaster furcifer</i>	24	91	722	NA
<i>Leucochloris albicollis</i>	3	4	793	NA
Rallidae				
<i>Aramides cajaneus</i>	7	11	1473	NA
<i>Coturnicops notatus</i>	3	5	9	NA
<i>Fulica rufifrons</i>	17	63	1712	NA
<i>Laterallus melanophaius</i>	7	39	1125	NA
<i>Mustelirallus albicollis</i>	4	11	378	NA
<i>Mustelirallus erythrops</i>	3	7	12	NA
<i>Pardirallus maculatus</i>	10	53	215	NA

<i>Porphyrio martinica</i>	14	55	413	NA
<i>Porzana flaviventer</i>	5	7	24	NA
<i>Porzana spiloptera</i>	5	12	87	V
Charadriidae				
<i>Charadrius falklandicus</i>	2	11	405	NA
<i>Charadrius modestus</i>	10	22	162	NA
<i>Charadrius semipalmatus</i>	3	4	119	NA
<i>Oreopholus ruficollis</i>	8	15	72	NA
Scolopacidae				
<i>Calidris alba</i>	5	14	167	NA
<i>Calidris bairdii</i>	14	58	382	NA
<i>Calidris canutus</i>	2	9	195	NA
<i>Calidris himantopus</i>	12	23	282	NA
<i>Calidris subruficollis</i>	9	38	353	CA
<i>Limosa haemastica</i>	11	33	604	NA
<i>Phalaropus tricolor</i>	16	54	568	NA
<i>Tringa solitaria</i>	20	81	874	NA
Thinocoridae				
<i>Thinocorus rumicivorus</i>	3	6	44	NA
Rostratulidae				
<i>Nycticryphes semicollaris</i>	11	38	285	NA
Laridae				
<i>Gelochelidon nilotica</i>	6	40	210	NA
<i>Larus dominicanus</i>	4	20	1603	NA
<i>Sterna trudeaui</i>	10	37	1125	NA
<i>Sternula superciliaris</i>	14	67	629	NA
Anhingidae				
<i>Anhinga anhinga</i>	15	42	927	NA
Ardeidae				
<i>Botaurus pinnatus</i>	9	18	74	NA
<i>Egretta caerulea</i>	3	5	24	NA
<i>Ixobrychus involucris</i>	13	59	241	NA
Threskiornithidae				
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	3	4	138	NA
<i>Theristicus caerulescens</i>	6	16	500	NA
<i>Theristicus melanopis</i>	3	20	91	NA
Cathartidae				
<i>Cathartes burrovianus</i>	14	78	1203	NA
Pandionidae				
<i>Pandion haliaetus</i>	1	2	555	NA
Accipitridae				
<i>Accipiter bicolor</i>	5	12	145	NA

<i>Accipiter striatus</i>	14	30	348	NA
<i>Busarellus nigricollis</i>	11	47	560	NA
<i>Buteo brachyurus</i>	2	5	134	NA
<i>Buteogallus coronatus</i>	19	86	121	EP
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	2	5	33	NA
<i>Circus cinereus</i>	5	11	310	NA
<i>Elanus leucurus</i>	18	75	1279	NA
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	31	73	398	NA
<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	25	57	106	NA
<i>Geranoaetus polyosoma</i>	5	7	50	NA
<i>Geranospiza caeruleascens</i>	7	9	177	NA
<i>Ictinia mississippiensis</i>	7	11	93	NA
<i>Ictinia plúmbea</i>	7	21	830	NA
<i>Leptodon cayanensis</i>	1	1	85	NA
<i>Parabuteo unicinctus</i>	10	32	2092	NA
Strigidae				
<i>Asio clamator</i>	11	39	241	NA
<i>Asio flammeus</i>	22	47	245	NA
<i>Bubo virginianus</i>	29	73	315	NA
<i>Glaucidium brasilianum</i>	16	66	801	NA
<i>Glaucidium nana</i>	2	3	10	NA
<i>Strix chacoensis</i>	2	5	24	NA
Trogonidae				
<i>Trogon surrucura</i>	2	4	1347	NA
Alcedinidae				
<i>Chloroceryle amazona</i>	11	73	1409	NA
<i>Chloroceryle americana</i>	14	67	1462	NA
Bucconidae				
<i>Nystalus maculatus</i>	2	7	99	NA
Ramphastidae				
<i>Ramphastos toco</i>	3	14	1051	NA
Picidae				
<i>Campephilus leucopogon</i>	16	50	466	NA
<i>Celeus lugubris</i>	2	8	193	NA
<i>Dryocopus schulzi</i>	4	12	41	NA
<i>Piculus chrysochloros</i>	4	20	210	NA
<i>Veniliornis passerinus</i>	5	17	353	NA
Cariamidae				
<i>Cariama cristata</i>	7	23	153	NA
<i>Chunga burmeisteri</i>	2	1	59	NA
Falconidae				
<i>Falco peregrinus</i>	6	18	400	NA

<i>Falco rufigularis</i>	1	6	201	NA
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	2	19	131	NA
<i>Micrastur ruficollis</i>	1	2	263	NA
<i>Micrastur semitorquatus</i>	3	7	154	NA
<i>Milvago chimachima</i>	6	22	1286	NA
<i>Spiziateryx circumcincta</i>	5	14	86	NA
Psittacidae				
<i>Amazona aestiva</i>	7	14	571	NA
<i>Aratinga nenday</i>	1	8	237	NA
<i>Forpus xanthopterygius</i>	1	5	705	NA
<i>Pionus maximiliani</i>	4	10	1045	NA
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	8	28	938	NA
<i>Pyrrhura frontalis</i>	3	17	1202	NA
Thamnophilidae				
<i>Myrmorchilus strigilatus</i>	2	6	90	NA
<i>Thamnophilus doliatus</i>	1	5	776	NA
Melanopareidae				
<i>Melanopareia maximiliani</i>	5	19	158	NA
Rhinocryptidae				
<i>Rhinocrypta lanceolata</i>	1	4	114	NA
Furnariidae				
<i>Asthenes hudsoni</i>	7	31	272	CA
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	15	69	387	NA
<i>Cranioleuca sulphurifera</i>	2	7	587	NA
<i>Furnarius cristatus</i>	4	17	161	NA
<i>Geositta cunicularia</i>	3	6	107	NA
<i>Leptasthenura platensis</i>	26	87	807	NA
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	12	75	1432	NA
<i>Spartonoica maluroides</i>	16	60	414	CA
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	5	16	641	NA
<i>Upucerthia dumetaria</i>	1	1	33	NA
<i>Xiphocolaptes major</i>	11	42	320	NA
Tyrannidae				
<i>Agrionis micropterus</i>	9	16	44	NA
<i>Agrionis murinus</i>	10	11	94	NA
<i>Anairetes flavirostris</i>	3	9	46	NA
<i>Arundinicola leucocephala</i>	11	19	378	NA
<i>Casiornis rufus</i>	4	7	187	NA
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	3	4	333	NA
<i>Culicivora caudacuta</i>	6	40	182	V
<i>Elaenia albiceps</i>	10	16	107	NA
<i>Elaenia flavogaster</i>	4	7	681	NA

<i>Elaenia mesoleuca</i>	3	10	68	NA
<i>Elaenia parvirostris</i>	24	97	1661	NA
<i>Empidonomus varius</i>	5	14	531	NA
<i>Euscarthmus meloryphus</i>	5	19	136	NA
<i>Knipolegus aterrimus</i>	10	27	58	NA
<i>Knipolegus cyanirostris</i>	3	9	286	NA
<i>Knipolegus striaticeps</i>	3	7	74	NA
<i>Lathrotriccus eulerei</i>	6	14	733	NA
<i>Megarynchus pitangua</i>	2	13	1186	NA
<i>Muscisaxicola maclovianus</i>	2	3	96	NA
<i>Myiarchus ferox</i>	5	27	526	NA
<i>Myiarchus swainsoni</i>	23	78	809	NA
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	8	38	524	NA
<i>Myiodynastes maculatus</i>	19	72	2088	NA
<i>Myiopagis viridicata</i>	2	7	460	NA
<i>Neoxolmis rufiventris</i>	3	7	44	NA
<i>Polystictus pectoralis</i>	10	39	348	CA
<i>Pseudocolopteryx acutipennis</i>	8	27	52	NA
<i>Pseudocolopteryx dinelliana</i>	6	31	175	CA
<i>Pseudocolopteryx flaviventris</i>	12	44	845	NA
<i>Pseudocolopteryx sclateri</i>	11	58	265	NA
<i>Serpophaga griseicapilla</i>	22	83	718	NA
<i>Serpophaga nigricans</i>	22	73	1505	NA
<i>Stigmatura budytoides</i>	6	25	217	NA
<i>Sublegatus modestus</i>	18	57	245	NA
<i>Tachuris rubrigastra</i>	19	60	721	NA
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	3	9	621	NA
<i>Xolmis cinereus</i>	20	54	1043	NA
<i>Xolmis rubetra</i>	6	10	32	NA
Tityridae				
<i>Pachyramphus validus</i>	3	8	218	NA
<i>Pachyramphus viridis</i>	13	67	541	NA
<i>Xenopsaris albinucha</i>	17	49	226	NA
Corvidae				
<i>Cyanocorax chrysops</i>	15	81	2614	NA
<i>Cyanocorax cyanomelas</i>	2	17	428	NA
Hirundinidae				
<i>Progne elegans</i>	12	24	550	NA
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	14	35	1687	NA
<i>Riparia riparia</i>	11	39	345	NA
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	7	18	631	NA
<i>Tachycineta leucopyga</i>	9	26	426	NA

Troglodytidae				
<i>Cistothorus platensis</i>	6	21	308	NA
Donacobiidae				
<i>Donacobius atricapilla</i>	2	3	475	NA
Mimidae				
<i>Mimus patagonicus</i>	3	4	136	NA
Motacillidae				
<i>Anthus chacoensis</i>	4	13	45	NA
<i>Anthus furcatus</i>	11	21	198	NA
<i>Anthus hellmayri</i>	4	14	151	NA
Thraupidae				
<i>Conirostrum speciosum</i>	4	12	809	NA
<i>Coryphaspiza melanotis</i>	2	11	20	NA
<i>Diuca diuca</i>	4	6	150	NA
<i>Donacospiza albifrons</i>	10	44	976	NA
<i>Emberizoides herbicola</i>	7	25	505	NA
<i>Emberizoides ypiranganus</i>	4	13	413	NA
<i>Gubernatrix cristata</i>	9	57	425	EP
<i>Poospiza ornata</i>	2	8	46	NA
<i>Poospiza torquata</i>	7	16	168	NA
<i>Saltator similis</i>	16	61	1460	NA
<i>Sporophila cinnamomea</i>	2	3	245	V
<i>Sporophila hypochroma</i>	6	31	184	CA
<i>Sporophila hypoxantha</i>	16	77	476	NA
<i>Sporophila leucoptera</i>	11	23	421	NA
<i>Sporophila lineola</i>	7	27	145	NA
<i>Sporophila palustris</i>	1	4	239	EP
<i>Sporophila ruficollis</i>	26	188	620	CA
<i>Tachyphonus rufus</i>	11	49	771	NA
<i>Thlypopsis sordida</i>	6	24	269	NA
<i>Tiaris obscurus</i>	4	15	27	NA
Emberizidae				
<i>Arremon flavirostris</i>	10	33	385	NA
<i>Rhynchospiza strigiceps</i>	16	67	146	NA
Cardinalidae				
<i>Piranga flava</i>	10	38	905	NA
Parulidae				
<i>Basileuterus culicivorus</i>	4	11	3078	NA
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	16	142	2788	NA
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	11	71	3114	NA
<i>Setophaga pitayumi</i>	18	90	3249	NA
Icteridae				

<i>Agelasticus thilius</i>	15	76	2540	NA
<i>Cacicus chrysopterus</i>	15	67	1013	NA
<i>Cacicus haemorrhous</i>	1	1	1665	NA
<i>Dolichonyx oryzivorus</i>	10	29	124	NA
<i>Gnorimopsar chopi</i>	10	42	1131	NA
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	3	11	765	NA
<i>Sturnella defilippii</i>	4	20	143	NA
<i>Sturnella loyca</i>	2	5	421	NA
Fringillidae				
<i>Euphonia chlorotica</i>	7	26	1533	NA
<i>Euphonia cyanocephala</i>	2	3	35	NA
Serpientes				
Typhlopidae				
<i>Amerotyphlops brongersmianus</i>	1	2	87	NA
Leptotyphlopidae				
<i>Epictia albipuncta</i>	4	75	90	NA
Boidae				
<i>Boa constrictor occidentalis</i>	6	7	24	NA
<i>Eunectes notaeus</i>	8	23	140	VU
Colubridae				
<i>Chironius maculoventris</i>	8	9	111	NA
<i>Mastigodryas bifossatus</i>	8	20	203	NA
<i>Tantilla melanocephala</i>	3	3	17	VU
Dipsadidae				
<i>Boiruna maculata</i>	9	21	124	NA
<i>Clelia clelia</i>	2	5	15	VU
<i>Erythrolamprus sagittifer</i>	4	4	16	NA
<i>Helicops infrataeniatus</i>	1	1	239	NA
<i>Lygophis dilepis</i>	6	8	79	NA
<i>Oxyrhopus guibei</i>	1	1	49	NA
<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	7	10	146	NA
<i>Phalotris bilineatus</i>	2	3	27	NA
<i>Philodryas agassizii</i>	2	3	64	AM
<i>Philodryas baroni</i>	1	3	22	NA
<i>Philodryas mattogrossensis</i>	1	2	19	NA
<i>Philodryas olfersii latirostris</i>	5	20	84	NA
<i>Philodryas psammophidea</i>	1	3	28	NA
<i>Phimophis guerini</i>	3	5	17	VU
<i>Phimophis vittatus</i>	1	2	19	IC
<i>Psomophis obtusus</i>	12	20	40	NA
<i>Taeniophallus occipitalis</i>	4	4	30	NA
<i>Thamnodynastes chaquensis</i>	7	23	100	NA

<i>Thamnodynastes strigatus</i>	4	23	88	NA
<i>Tomodon ocellatus</i>	1	1	202	VU
<i>Xenodon pulcher</i>	3	3	88	NA

10.2. Modelos de distribución de especies

10.2.1. Aves

Obtuvimos modelos con alta tasa de sensibilidad (> 0.7) para el 94% de las especies de aves (Q1=0.79, Q2=0.88, Q3=0.93). Las especies cuyos modelos presentaron mayores tasas de omisión corresponden a *Asio clamator*, *Calidris alba*, *Calidris bairdii*, *Calidris himantopus*, *Calidris subruficollis*, *Cistothorus platensis*, *Egretta caerulea*, *Elanus leucurus*, *Parabuteo uncinatus*, *Piranga flava*, *Polystictus pectoralis*, *Progne elegans*, *Psuedoptyx flaviventris* y *Tringa solitaria* ($0.59 < \text{Sensibilidad} < 0.7$). Obtuvimos valores de Especificidad inferiores a 0.7 para el 35% de las especies (*Agelasticus thilius*, *Anas sibilatrix*, *Anthus furcatus*, *Euscarthmus melorhyphus*, *Falco peregrinus*, *Glaucidium brasilianum*, *Heliomaster furcifer*, *Ixobrycus involucris*, *Leptasthenura platensis*, *Mimus patagonicus*, *Oreophilus ruficollis*, *Rhynchotus rufescens*, *Sarkidiornis melanotos*, *Setopagis parvula* y *Tachybaptus dominicus*) (Especificidad: Q1=0.67, Q2=0.73, Q3=0.76). El Incremento Potencial de Presencia fue positivo para todas las especies (IPP: Q1=5.1, Q2=7.25, Q3=14.85). *Anthus chacoensis*, *Coryphasiza melanotis*, *Coturnicops notatus*, *Egretta caerulea*, *Upucerthia dumetaria* y *Xolmis rubetra* están entre las especies cuya área de distribución potencial excede grandemente el área donde fueron registradas (IPP: 62.91, 71.91, 81.25, 57.66, 58.81, 45.77, respectivamente) (Tabla 3).

Todos los modelos presentaron una capacidad de discriminación superior a un modelo nulo respecto del AUC (AUC: Q1= 0.78, Q2= 0.83, Q4=0.87). Para el 96% de las especies, las predicciones fueron consistentes con la distribución de las presencias (Índice Boyce: Q1=0.4, Q2=0.63, Q3=0.72). Para el 29% (63 especies), las predicciones de los modelos resultaron levemente consistentes con la distribución de las presencias ($0 < \text{Índice Boyce} < 0.5$), mientras que para el 67% (148 especies), fuertemente consistentes ($0.5 < \text{Índice Boyce} < 1$). Para el 96% de las especies, obtuvimos modelos con desempeño superior a un modelo nulo (Anexo 13.2).

Las especies asociadas a ambientes de selvas en galerías y bosques húmedos como *Arremon flavirostris*, *Conirostrum speciosum*, *Crax fasciolata*, *Forpus xanthopterygius*, *Herpetotheres cachinnans*, *Knipolegus cyanirostris*, *Megarynchus pitangua*, , *Myiarchus ferox*, *Myiothlypis leucoblephara*, *Pachyramphus validus*, *Pachyramphus viridis*, *Pionus maximiliani*, *Pyrrhura frontalis*, *Ramphastos toco*, *Saltator similis*, *Tachyphonus rufus*, *Thlypopsis sordida*, *Trogon surrucura*, *Veniliornis passerinus* y *Piaya cayana* presentaron mayores valores de probabilidad en la ecoregión de Chaco Húmedo y Valle del Paraná.

Anhinga anhinga, *Aramides cajaneus*, *Certhiaxis cinnamomeus*, *Chloroceryle amazona*, *Chloroceryle americana*, *Fluvicola albiventer*, *Porzana flaviventer*, *Porphyrio martinica* y *Sternula superciliaris* son especies asociadas a ambientes acuáticos (ríos, lagunas y esteros) en proximidad a bosques y selvas en galerías y su distribución potencial estuvo asociada a los grandes ríos de la cuenca del Plata y esteros. Espacios asociadas a pastizales y ambientes con el estrato arbóreo más disperso (presencia de “claros”) como *Asio flammeus* y *Sturnella defilippii* recibieron mayores valores de probabilidad en la ecoregión del Espinal y la Pampeana. Especies asociadas a bosques como *Campephilus leucopogon*, *Campylorhamphus trochilrostris*, *Crypturellus tataupa*, *Myiarchus tyrannulus*, *Ortalis canicolis*, *Piculus chrysochloros*, *Sittasomus griseicapillus*, *Sporophila lineola* y *Xiphocolaptes major* presentaron los mayores valores de probabilidad en la ecoregión chaqueña. Especies asociadas a bosques xerófilos como *Chunga burmeisteri*, *Dryocopus schulzi*, *Furnarius cristatus*, *Knipolegus striaticeps*, *Myrmorchilus strigilatus*, *Nystalus maculatus*, *Nothoprocta cinerascens*, *Poospiza torquata*, *Rhinocrypta lanceolata*, *Spiziapteryx circumcincta*, *Stigmatura budytoides* y *Strix chacoensis*, recibieron mayor probabilidad en la ecoregión de Chaco Seco y algunas de ellas, se extendieron hasta el Espinal. *Cyanoloxia brissonii*, *Geranospiza caerulescens*, *Glaucidium brasilianum*, *Heliomaster furcifer*, *Piranga flava*, *Setopagis párvula*, *Thamnophilus caerulescens* y *Thectocercus acuticaudatus* asociada a bosques, selvas en galerías y sabanas, presentaron mayores valores en la ecoregión del Chaco, del Espinal y el Valle del Paraná. Especies asociadas a pastizales y zonas inundables con vegetación palustre como las especies dentro del género *Sporophila sp.* Recibieron mayores valores de probabilidad en el este santafecino, pero también en provincia como Corrientes y Entre Ríos donde estos ambientes abundan. Obtuvimos MDEs con altos valores de desempeño para especies que se distribuyen en la mayor parte de nuestra área de estudio como *Dendrocygna bicolor*, *Elanus leucurus*, *Falco femoralis*, *Nomonyx dominicus* y *Rhea americana* (Anexo 13.2).

Obtuvimos altos valores en las medidas de desempeño para los MDEs de especies migrantes, especies que no desarrollan la totalidad de su ciclo de vida en el área de estudio como *Anas sibilatrix*, *Theristicus melanopis*, *Circus cinereus*, *Geranoaetus polyosoma*, *Charadrius falklandicus*, *Charadrius modestus*, *Oreopholus ruficollis*, *Thinocorus rumicivorus* (migrantes australes del sur), *Phoenicoparrus andinus* (migrante longitudinal del oeste), *Ictinia mississippiensis*, *Charadrius semipalmatus*, *Limosa haemastica*, *Tringa solitaria*, *Calidris canutus*, *Calidris alba*, *Calidris bairdii*, *Calidris himantopus*, *Calidris subruficollis*, *Phalaropus tricolor* (migrantes neárticos), *Ictinia plumbea*, *Coccyzus americanus* (migrante austral del norte) (Anexo 13.2).

10.2.2. Serpientes

Obtuvimos modelos con una sensibilidad superior al umbral para el 93% de las especies (Q1=0.87, Q2=0.92, Q3=0.96). Solamente *Phalotris bilineatus* presentó una Sensibilidad inferior al umbral

(Sensibilidad = 0.67). Solamente para *Epicetia albipuncta*, *Oxyrhopus rhombifer* y *Tantilla melanocephala* obtuvimos modelos con una especificidad inferior a 0.7 (Especificidad: Q1=0.72, Q2=0.78, Q3=0.82). El Incremento Potencial de Presencia fue positivo para todas las especies (IPP: Q1=11.09, Q2=21.46, Q3=30.48). *Epicetia albipuncta*, *Erythrolamprus sagittifer*, *Phimophis guerini* y *Tantilla melanocephala* están entre las especies cuya área de distribución potencial excede grandemente el área donde fueron registradas (IPP:74.65, 54, 68.06, 66.5, respectivamente) (Tabla 3).

Todos los modelos presentaron una capacidad de discriminación superior a un modelo nulo respecto del AUC (AUC: Q1=0.80, Q2=0.88, Q3=0.92). Para el 96% de las especies (27 especies), las predicciones fueron consistentes con la distribución de las presencias (Indice Boyce: Q1=0.22, Q2=0.51, Q3=0.75). Para el 46% (13 especies), las predicciones de los modelos resultaron levemente consistentes con la distribución de las presencias (0<Indice Boyce<0.5), mientras que para el 50% (14 especies), fuertemente consistentes (0.5<Indice Boyce<1). Para el 96% de las especies, obtuvimos modelos con desempeño superior a un modelo nulo (Anexo 13.2).

Tabla 3. Medidas de desempeño dependientes de un umbral (Sensibilidad -Sen-, Especificidad -Esp- e Incremento Potencial de Presencia -IPP-) y proporción de distribución potencial cubierta por el sistema de áreas provincial (AP) y las priorizaciones espaciales propuestas en los tres escenarios. ESCENARIO_1 (ESC_1): aves y serpientes raras de Santa Fe, ESCENARIO_2 (ESC_2): aves y serpientes raras de Santa Fe junto al sistema de reservas, ESCENARIO_3 (ESC_3): aves y serpientes raras de Santa Fe junto al índice de Influencia Humana.

Espece	Sen	Esp	IPP	AP	ESC_1	ESC_2	ESC_3
Aves							
Rheidae							
<i>Rhea americana</i>	0.782	0.526	2.772	0.002	0.169	0.169	0.168
Tinamidae							
<i>Crypturellus tataupa</i>	0.907	0.691	5.047	0.002	0.163	0.163	0.190
<i>Eudromia elegans</i>	0.866	0.730	12.780	0.001	0.191	0.191	0.150
<i>Nothoprocta cinerascens</i>	0.851	0.743	10.564	0.001	0.162	0.162	0.184
<i>Rhynchotus rufescens</i>	0.796	0.558	3.306	0.002	0.168	0.168	0.167
Anatidae							
<i>Anas sibilatrix</i>	0.933	0.591	6.321	0.001	0.175	0.175	0.147
<i>Cairina moschata</i>	0.943	0.601	8.000	0.002	0.175	0.175	0.185
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	0.780	0.750	4.298	0.002	0.171	0.171	0.184
<i>Nomonyx dominicus</i>	0.807	0.704	10.026	0.002	0.166	0.166	0.163
<i>Sarkidiornis melanotos</i>	0.970	0.591	24.288	0.002	0.165	0.165	0.176
Cracidae							
<i>Crax fasciolata</i>	0.912	0.817	21.059	0.002	0.172	0.172	0.192
<i>Penelope obscura</i>	0.878	0.813	9.797	0.002	0.181	0.181	0.160
Phoenicopteridae							
<i>Phoenicoparrus andinus</i>	1.000	0.746	33.500	0.001	0.143	0.143	0.151
Podicipedidae							

<i>Podiceps major</i>	0.728	0.749	3.099	0.001	0.170	0.170	0.153
<i>Podiceps occipitalis</i>	0.853	0.750	9.500	0.001	0.180	0.180	0.156
<i>Tachybaptus dominicus</i>	0.830	0.595	14.849	0.002	0.170	0.170	0.174
Columbidae							
<i>Columbina talpacoti</i>	0.815	0.725	3.048	0.002	0.178	0.178	0.181
<i>Patagioenas cayennensis</i>	0.897	0.748	8.414	0.002	0.179	0.179	0.190
Cuculidae							
<i>Coccyua cinérea</i>	0.847	0.688	10.220	0.002	0.161	0.161	0.162
<i>Coccyzus americanus</i>	0.833	0.673	24.130	0.002	0.169	0.169	0.176
<i>Crotophaga major</i>	0.848	0.744	5.988	0.002	0.179	0.179	0.187
<i>Piaya cayana</i>	0.848	0.690	4.485	0.002	0.176	0.176	0.179
Nyctibiidae							
<i>Nyctibius griseus</i>	0.750	0.732	5.919	0.002	0.162	0.162	0.182
Caprimulgidae							
<i>Antrostomus rufus</i>	0.980	0.717	22.160	0.002	0.181	0.181	0.188
<i>Chordeiles minor</i>	0.771	0.648	19.600	0.002	0.172	0.172	0.176
<i>Eleothreptus anomalus</i>	0.920	0.632	28.760	0.002	0.163	0.163	0.171
<i>Hydropsalis torquata</i>	0.788	0.649	5.100	0.002	0.170	0.170	0.174
<i>Nyctidromus albicollis</i>	0.924	0.757	6.542	0.002	0.181	0.181	0.188
<i>Setopagis párvula</i>	0.914	0.546	7.225	0.002	0.163	0.164	0.175
<i>Systellura longirostris</i>	0.852	0.867	9.537	0.002	0.157	0.157	0.155
Apodidae							
<i>Chaetura meridionalis</i>	0.957	0.732	9.034	0.001	0.166	0.166	0.181
Trochilidae							
<i>Heliomaster furcifer</i>	0.925	0.529	6.543	0.002	0.162	0.162	0.176
<i>Leucochloris albicollis</i>	0.879	0.647	7.868	0.002	0.180	0.180	0.161
Rallidae							
<i>Aramides cajaneus</i>	0.860	0.677	5.220	0.002	0.175	0.175	0.172
<i>Coturnicops notatus</i>	1.000	0.756	81.250	0.002	0.172	0.172	0.182
<i>Fulica rufifrons</i>	0.773	0.714	4.459	0.001	0.169	0.169	0.152
<i>Laterallus melanophaius</i>	0.904	0.665	6.883	0.002	0.176	0.176	0.177
<i>Mustelirallus albicollis</i>	0.796	0.828	4.570	0.002	0.185	0.185	0.189
<i>Mustelirallus erythrops</i>	0.929	0.930	19.929	0.002	0.177	0.177	0.188
<i>Pardirallus maculatus</i>	0.825	0.705	7.351	0.002	0.171	0.171	0.172
<i>Porphyrio martinica</i>	0.872	0.673	5.743	0.002	0.169	0.169	0.171
<i>Porzana flaviventer</i>	0.794	0.818	20.941	0.002	0.170	0.170	0.175
<i>Porzana spiloptera</i>	0.760	0.770	17.960	0.001	0.175	0.175	0.166
Charadriidae							
<i>Charadrius falklandicus</i>	0.894	0.750	14.803	0.001	0.197	0.197	0.157
<i>Charadrius modestus</i>	0.917	0.706	15.903	0.002	0.163	0.163	0.154
<i>Charadrius semipalmatus</i>	0.769	0.846	23.038	0.002	0.183	0.183	0.179
<i>Oreopholus ruficollis</i>	0.987	0.464	27.658	0.001	0.169	0.169	0.147

Scolopacidae							
<i>Calidris alba</i>	0.650	0.809	12.183	0.001	0.172	0.172	0.163
<i>Calidris bairdii</i>	0.664	0.772	6.820	0.001	0.176	0.176	0.174
<i>Calidris canutus</i>	0.700	0.953	4.350	0.002	0.204	0.204	0.182
<i>Calidris himantopus</i>	0.611	0.833	7.033	0.001	0.165	0.165	0.168
<i>Calidris subruficollis</i>	0.690	0.729	8.948	0.002	0.183	0.183	0.175
<i>Limosa haemastica</i>	0.746	0.729	9.132	0.001	0.177	0.177	0.166
<i>Phalaropus tricolor</i>	0.724	0.738	5.167	0.001	0.167	0.167	0.159
<i>Tringa solitaria</i>	0.686	0.678	3.555	0.002	0.166	0.166	0.167
Thinocoridae							
<i>Thinocorus rumicivorus</i>	0.941	0.635	42.029	0.001	0.176	0.176	0.145
Rostratulidae							
<i>Nycticryphes semicollaris</i>	0.730	0.706	9.197	0.002	0.167	0.168	0.163
Laridae							
<i>Gelochelidon nilotica</i>	0.935	0.740	16.581	0.001	0.180	0.180	0.165
<i>Larus dominicanus</i>	0.871	0.738	5.657	0.001	0.201	0.200	0.144
<i>Sterna trudeaui</i>	0.738	0.745	5.696	0.002	0.174	0.174	0.159
<i>Sternula superciliaris</i>	0.825	0.779	5.066	0.002	0.201	0.201	0.187
Anhingidae							
<i>Anhinga anhinga</i>	0.871	0.660	5.638	0.002	0.177	0.177	0.176
Ardeidae							
<i>Botaurus pinnatus</i>	0.923	0.689	15.538	0.002	0.167	0.167	0.174
<i>Egretta caerulea</i>	0.625	0.660	57.667	0.001	0.170	0.170	0.173
<i>Ixobrychus involucris</i>	0.846	0.583	10.365	0.002	0.169	0.169	0.165
Threskiornithidae							
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	0.977	0.739	23.295	0.002	0.179	0.179	0.199
<i>Theristicus caerulescens</i>	0.809	0.717	4.845	0.002	0.168	0.168	0.172
<i>Theristicus melanopsis</i>	0.950	0.643	17.475	0.001	0.196	0.196	0.155
Cathartidae							
<i>Cathartes burrovianus</i>	0.845	0.737	3.187	0.002	0.170	0.170	0.185
Pandionidae							
<i>Pandion haliaetus</i>	0.830	0.813	7.681	0.002	0.183	0.183	0.176
Accipitridae							
<i>Accipiter bicolor</i>	0.847	0.720	11.071	0.002	0.172	0.172	0.183
<i>Accipiter striatus</i>	0.762	0.641	6.752	0.002	0.171	0.171	0.174
<i>Busarellus nigricollis</i>	0.904	0.695	5.960	0.002	0.174	0.173	0.189
<i>Buteo brachyurus</i>	0.969	0.711	17.703	0.002	0.177	0.177	0.206
<i>Buteogallus coronatus</i>	0.830	0.782	8.400	0.001	0.153	0.153	0.180
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	0.917	0.732	43.625	0.002	0.168	0.168	0.178
<i>Circus cinereus</i>	0.780	0.707	6.000	0.002	0.185	0.185	0.158
<i>Elanus leucurus</i>	0.602	0.688	2.234	0.001	0.171	0.171	0.161
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	0.757	0.635	4.740	0.001	0.162	0.162	0.164

<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	0.936	0.821	8.936	0.002	0.142	0.143	0.168
<i>Geranoaetus polyosoma</i>	0.833	0.619	22.530	0.001	0.174	0.174	0.154
<i>Geranospiza caerulescens</i>	0.882	0.644	9.118	0.002	0.170	0.170	0.182
<i>Ictinia mississippiensis</i>	0.875	0.859	8.547	0.002	0.169	0.169	0.189
<i>Ictinia plúmbea</i>	0.890	0.768	5.805	0.002	0.164	0.164	0.182
<i>Leptodon cayanensis</i>	0.982	0.746	17.714	0.002	0.182	0.182	0.194
<i>Parabuteo unicinctus</i>	0.653	0.730	3.631	0.002	0.177	0.177	0.173
Strigidae							
<i>Asio clamator</i>	0.596	0.869	3.412	0.002	0.172	0.172	0.170
<i>Asio flammeus</i>	0.871	0.642	7.144	0.001	0.162	0.162	0.148
<i>Bubo virginianus</i>	0.858	0.709	5.884	0.002	0.157	0.157	0.170
<i>Glaucidium brasilianum</i>	0.883	0.505	7.738	0.002	0.162	0.162	0.173
<i>Glaucidium nana</i>	0.917	0.863	44.583	0.002	0.189	0.189	0.190
<i>Strix chacoensis</i>	1.000	0.763	28.969	0.001	0.178	0.178	0.210
Trogonidae							
<i>Trogon surrucura</i>	0.943	0.770	5.132	0.002	0.196	0.196	0.191
Alcedinidae							
<i>Chloroceryle amazona</i>	0.871	0.646	3.772	0.002	0.174	0.174	0.172
<i>Chloroceryle americana</i>	0.856	0.619	3.711	0.002	0.170	0.170	0.168
Bucconidae							
<i>Nystalus maculatus</i>	1.000	0.778	18.913	0.001	0.172	0.172	0.205
Ramphastidae							
<i>Ramphastos toco</i>	0.949	0.786	5.333	0.002	0.174	0.174	0.182
Picidae							
<i>Campephilus leucopogon</i>	0.902	0.627	6.446	0.002	0.169	0.169	0.183
<i>Celeus lugubris</i>	0.886	0.868	7.243	0.002	0.181	0.181	0.191
<i>Dryocopus schulzi</i>	1.000	0.699	45.423	0.001	0.173	0.173	0.197
<i>Piculus chrysochloros</i>	0.918	0.803	7.796	0.002	0.171	0.171	0.189
<i>Veniliornis passerinus</i>	0.940	0.853	4.905	0.002	0.189	0.189	0.190
Cariamidae							
<i>Cariama cristata</i>	0.863	0.722	10.598	0.002	0.165	0.165	0.185
<i>Chunga burmeisteri</i>	0.731	0.919	5.846	0.001	0.170	0.170	0.205
Falconidae							
<i>Falco peregrinus</i>	0.785	0.579	12.485	0.002	0.173	0.173	0.164
<i>Falco ruficularis</i>	0.970	0.741	15.364	0.002	0.166	0.166	0.183
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	0.966	0.727	12.102	0.002	0.171	0.171	0.191
<i>Micrastur ruficollis</i>	0.968	0.733	16.855	0.002	0.165	0.165	0.173
<i>Micrastur semitorquatus</i>	0.952	0.713	18.113	0.001	0.166	0.166	0.182
<i>Milvago chimachima</i>	0.829	0.759	3.211	0.002	0.177	0.177	0.185
<i>Spiziateryx circumcincta</i>	0.940	0.652	27.280	0.001	0.162	0.162	0.177
Psittacidae							
<i>Amazona aestiva</i>	0.911	0.752	5.708	0.001	0.182	0.182	0.206

<i>Aratinga nenday</i>	0.930	0.825	7.977	0.002	0.182	0.182	0.189
<i>Forpus xanthopterygius</i>	0.913	0.875	4.644	0.002	0.190	0.189	0.181
<i>Pionus maximiliani</i>	0.977	0.762	5.278	0.002	0.202	0.201	0.196
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	0.839	0.762	4.866	0.002	0.172	0.172	0.187
<i>Pyrrhura frontalis</i>	0.993	0.730	7.253	0.002	0.170	0.170	0.188
Thamnophilidae							
<i>Myrmorchilus strigilatus</i>	1.000	0.797	17.326	0.001	0.200	0.200	0.224
<i>Thamnophilus doliatus</i>	0.968	0.768	7.306	0.001	0.173	0.173	0.185
Melanopareiidae							
<i>Melanopareia maximiliani</i>	0.952	0.732	24.905	0.001	0.151	0.151	0.176
Rhinocryptidae							
<i>Rhinocrypta lanceolata</i>	0.903	0.797	12.710	0.001	0.176	0.176	0.187
Furnariidae							
<i>Asthenes hudsoni</i>	0.910	0.715	6.633	0.001	0.195	0.195	0.141
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	0.901	0.717	6.366	0.002	0.172	0.172	0.193
<i>Cranioleuca sulphurifera</i>	0.939	0.732	10.714	0.002	0.208	0.208	0.176
<i>Furnarius cristatus</i>	0.990	0.751	10.135	0.001	0.175	0.175	0.211
<i>Geositta cunicularia</i>	0.773	0.668	19.606	0.001	0.173	0.173	0.155
<i>Leptasthenura platensis</i>	0.931	0.581	6.610	0.002	0.157	0.157	0.163
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0.868	0.747	4.571	0.002	0.173	0.173	0.189
<i>Spartonoica maluroides</i>	0.810	0.669	6.000	0.001	0.171	0.171	0.157
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	0.899	0.703	6.449	0.002	0.175	0.175	0.169
<i>Upucerthia dumetaria</i>	1.000	0.610	58.808	0.001	0.169	0.169	0.147
<i>Xiphocolaptes major</i>	0.958	0.752	6.708	0.002	0.176	0.176	0.208
Tyrannidae							
<i>Agriornis micropterus</i>	0.977	0.611	34.864	0.001	0.162	0.162	0.167
<i>Agriornis murinus</i>	0.771	0.727	22.042	0.001	0.159	0.159	0.163
<i>Anairetes flavirostris</i>	0.868	0.747	26.447	0.001	0.166	0.166	0.161
<i>Arundinicola leucocephala</i>	0.819	0.769	6.097	0.002	0.176	0.176	0.185
<i>Casiornis rufus</i>	0.941	0.733	8.822	0.002	0.174	0.174	0.196
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	0.906	0.734	9.736	0.002	0.178	0.178	0.188
<i>Culicivora caudacuta</i>	0.865	0.747	13.284	0.002	0.178	0.178	0.173
<i>Elaenia albiceps</i>	0.711	0.713	14.605	0.001	0.159	0.159	0.161
<i>Elaenia flavogaster</i>	0.943	0.757	6.750	0.002	0.180	0.180	0.186
<i>Elaenia mesoleuca</i>	0.889	0.772	24.750	0.002	0.175	0.175	0.186
<i>Elaenia parvirostris</i>	0.773	0.617	3.439	0.002	0.168	0.168	0.170
<i>Empidonomus varius</i>	0.785	0.774	5.405	0.002	0.174	0.174	0.187
<i>Euscarthmus meloryphus</i>	0.939	0.599	13.737	0.002	0.172	0.172	0.161
<i>Knipolegus aterrimus</i>	0.767	0.717	18.500	0.001	0.163	0.163	0.162
<i>Knipolegus cyanostris</i>	0.900	0.664	10.875	0.002	0.176	0.176	0.169
<i>Knipolegus striaticeps</i>	0.949	0.749	12.577	0.001	0.182	0.182	0.214
<i>Lathrotriccus euleri</i>	0.758	0.753	4.778	0.002	0.172	0.172	0.176

<i>Megarynchus pitangua</i>	0.917	0.768	4.661	0.002	0.191	0.190	0.188
<i>Muscisaxicola maclovianus</i>	0.786	0.735	36.821	0.001	0.178	0.178	0.161
<i>Myiarchus ferox</i>	0.889	0.796	4.815	0.002	0.182	0.182	0.186
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0.794	0.662	3.959	0.002	0.159	0.159	0.165
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	0.943	0.671	6.624	0.002	0.175	0.175	0.192
<i>Myiodynastes maculatus</i>	0.789	0.674	3.090	0.002	0.166	0.167	0.173
<i>Myiopagis viridicata</i>	0.950	0.752	9.710	0.001	0.179	0.179	0.145
<i>Neoxolmis rufiventris</i>	0.909	0.749	22.477	0.002	0.179	0.179	0.170
<i>Polystictus pectoralis</i>	0.694	0.661	6.844	0.001	0.153	0.153	0.148
<i>Pseudocolopteryx acutipennis</i>	0.750	0.826	15.341	0.001	0.155	0.155	0.174
<i>Pseudocolopteryx dinelliana</i>	0.909	0.680	18.894	0.002	0.179	0.179	0.171
<i>Pseudocolopteryx flaviventris</i>	0.693	0.757	4.087	0.002	0.177	0.177	0.175
<i>Pseudocolopteryx sclateri</i>	0.866	0.743	6.951	0.002	0.170	0.170	0.181
<i>Serpophaga griseicapilla</i>	0.821	0.685	5.528	0.002	0.180	0.180	0.171
<i>Serpophaga nigricans</i>	0.754	0.688	3.190	0.001	0.175	0.175	0.194
<i>Stigmatura budytoides</i>	0.906	0.645	13.160	0.002	0.164	0.164	0.171
<i>Sublegatus modestus</i>	0.764	0.793	4.448	0.002	0.176	0.176	0.155
<i>Tachuris rubrigastra</i>	0.817	0.702	5.452	0.002	0.185	0.185	0.188
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0.971	0.751	7.043	0.002	0.170	0.170	0.171
<i>Xolmis cinereus</i>	0.867	0.686	3.569	0.001	0.167	0.167	0.164
<i>Xolmis rubetra</i>	0.846	0.700	45.769	0.002	0.176	0.176	0.187
Tityridae							
<i>Pachyramphus validus</i>	0.934	0.763	8.726	0.002	0.182	0.182	0.187
<i>Pachyramphus viridis</i>	0.826	0.729	4.734	0.002	0.172	0.172	0.178
<i>Xenopsaris albinucha</i>	0.900	0.742	8.350	0.002	0.161	0.161	0.166
Corvidae							
<i>Cyanocorax chrysops</i>	0.835	0.676	3.452	0.002	0.171	0.171	0.183
<i>Cyanocorax cyanomelas</i>	0.909	0.836	4.765	0.002	0.177	0.177	0.180
Hirundinidae							
<i>Progne elegans</i>	0.680	0.741	4.995	0.001	0.168	0.168	0.157
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	0.716	0.660	4.486	0.002	0.170	0.170	0.154
<i>Riparia riparia</i>	0.778	0.643	7.567	0.002	0.167	0.167	0.167
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	0.760	0.759	4.643	0.002	0.167	0.167	0.166
<i>Tachycineta leucopyga</i>	0.702	0.740	4.944	0.002	0.178	0.178	0.168
Troglodytidae							
<i>Cistothorus platensis</i>	0.658	0.738	8.737	0.001	0.167	0.167	0.152
Donacobiidae							
<i>Donacobius atricapilla</i>	0.908	0.809	5.677	0.002	0.186	0.186	0.186
Mimidae							
<i>Mimus patagonicus</i>	0.929	0.596	18.774	0.001	0.170	0.170	0.141
Motacillidae							
<i>Anthus chacoensis</i>	0.917	0.617	62.917	0.001	0.169	0.169	0.165

<i>Anthus furcatus</i>	0.924	0.505	14.667	0.001	0.163	0.163	0.148
<i>Anthus hellmayri</i>	0.780	0.738	8.517	0.002	0.178	0.178	0.156
Thraupidae							
<i>Conirostrum speciosum</i>	0.935	0.772	4.793	0.002	0.203	0.203	0.192
<i>Coryphaspiza melanotis</i>	0.917	0.782	71.917	0.002	0.172	0.172	0.174
<i>Diuca diuca</i>	0.897	0.672	22.155	0.001	0.165	0.165	0.151
<i>Donacospiza albifrons</i>	0.830	0.680	5.300	0.002	0.186	0.186	0.178
<i>Emberizoides herbicola</i>	0.878	0.807	4.737	0.002	0.180	0.180	0.186
<i>Emberizoides ypiranganus</i>	0.927	0.795	6.427	0.002	0.184	0.184	0.185
<i>Gubernatrix cristata</i>	0.812	0.775	5.578	0.002	0.166	0.166	0.163
<i>Poospiza ornata</i>	0.895	0.735	27.421	0.001	0.162	0.162	0.149
<i>Poospiza torquata</i>	0.864	0.605	23.424	0.001	0.162	0.162	0.176
<i>Saltator similis</i>	0.917	0.621	4.679	0.002	0.169	0.169	0.173
<i>Sporophila cinnamomea</i>	0.933	0.727	10.221	0.002	0.183	0.183	0.171
<i>Sporophila hypochroma</i>	0.980	0.715	10.941	0.002	0.178	0.178	0.177
<i>Sporophila hypoxantha</i>	0.904	0.681	5.909	0.002	0.166	0.166	0.173
<i>Sporophila leucoptera</i>	0.889	0.836	7.044	0.002	0.186	0.186	0.194
<i>Sporophila lineola</i>	1.000	0.688	19.742	0.002	0.175	0.175	0.191
<i>Sporophila palustris</i>	0.936	0.722	9.855	0.002	0.189	0.189	0.175
<i>Sporophila ruficollis</i>	0.927	0.639	5.979	0.002	0.156	0.156	0.158
<i>Tachyphonus rufus</i>	0.760	0.782	4.035	0.002	0.169	0.169	0.182
<i>Thlypopsis sordida</i>	0.962	0.729	10.009	0.002	0.192	0.192	0.191
<i>Tiaris obscurus</i>	0.813	0.678	39.594	0.002	0.165	0.166	0.178
Emberizidae							
<i>Arremon flavirostris</i>	0.915	0.774	6.155	0.002	0.176	0.176	0.185
<i>Rhynchospiza strigiceps</i>	0.793	0.770	9.576	0.001	0.148	0.148	0.165
Cardinalidae							
<i>Piranga flava</i>	0.696	0.724	3.497	0.002	0.166	0.166	0.175
Parulidae							
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0.854	0.736	3.568	0.002	0.183	0.183	0.172
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	0.827	0.632	3.515	0.002	0.167	0.167	0.165
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	0.929	0.645	4.858	0.002	0.181	0.181	0.173
<i>Setophaga pitayumi</i>	0.795	0.608	3.088	0.002	0.170	0.170	0.174
Icteridae							
<i>Agelasticus thilius</i>	0.831	0.580	5.102	0.001	0.174	0.174	0.156
<i>Cacicus chrysopterus</i>	0.772	0.706	3.724	0.002	0.175	0.175	0.182
<i>Cacicus haemorrhous</i>	0.954	0.814	5.546	0.002	0.195	0.194	0.186
<i>Dolichonyx oryzivorus</i>	0.821	0.736	13.103	0.002	0.167	0.167	0.178
<i>Gnorimopsar chopi</i>	0.892	0.650	5.022	0.002	0.176	0.176	0.182
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	0.911	0.770	4.396	0.002	0.183	0.183	0.183
<i>Sturnella defilippii</i>	0.761	0.849	6.534	0.001	0.193	0.193	0.156
<i>Sturnella loyca</i>	0.817	0.803	5.246	0.001	0.203	0.203	0.153

Fringillidae							
<i>Euphonia chlorotica</i>	0.879	0.679	4.358	0.002	0.170	0.169	0.176
<i>Euphonia cyanocephala</i>	0.941	0.805	22.412	0.002	0.165	0.165	0.179
Serpientes							
Typhlopidae							
<i>Amerotyphlops brongersmianus</i>	0.947	0.785	22.132	0.002	0.172	0.172	0.174
Leptotyphlopidae							
<i>Epictia albipuncta</i>	0.850	0.625	74.650	0.001	0.177	0.177	0.178
Boidae							
<i>Boa constrictor occidentalis</i>	0.971	0.783	24.971	0.001	0.222	0.222	0.227
<i>Eunectes notaeus</i>	0.920	0.823	7.818	0.002	0.192	0.192	0.198
Colubridae							
<i>Chironius maculoventris</i>	0.889	0.746	10.933	0.002	0.181	0.182	0.192
<i>Mastigodryas bifossatus</i>	0.894	0.786	6.295	0.002	0.193	0.193	0.221
<i>Tantilla melanocephala</i>	0.889	0.698	66.500	0.001	0.182	0.182	0.185
Dipsadidae							
<i>Boiruna maculata</i>	0.891	0.707	10.355	0.002	0.201	0.201	0.211
<i>Clelia clelia</i>	1.000	0.899	22.222	0.002	0.200	0.200	0.200
<i>Erythrolamprus sagittifer</i>	1.000	0.752	54.000	0.001	0.189	0.189	0.197
<i>Helicops infrataeniatus</i>	0.962	0.808	14.462	0.002	0.201	0.201	0.163
<i>Lygophis dilepis</i>	1.000	0.835	19.294	0.002	0.179	0.179	0.204
<i>Oxyrhopus guibei</i>	1.000	0.768	23.921	0.002	0.198	0.198	0.218
<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	0.854	0.633	10.938	0.001	0.189	0.189	0.190
<i>Phalotris bilineatus</i>	0.667	0.779	36.167	0.001	0.172	0.172	0.167
<i>Philodryas agassizii</i>	0.804	0.701	20.786	0.002	0.192	0.192	0.187
<i>Philodryas baroni</i>	1.000	0.851	26.591	0.001	0.242	0.242	0.241
<i>Philodryas mattogrossensis</i>	0.885	0.758	36.423	0.001	0.203	0.203	0.217
<i>Philodryas olfersii latirostris</i>	0.860	0.789	16.380	0.002	0.199	0.199	0.205
<i>Philodryas psammophidea</i>	0.933	0.826	22.600	0.001	0.242	0.242	0.240
<i>Phimophis guerini</i>	0.875	0.725	68.063	0.001	0.180	0.180	0.184
<i>Phimophis vittatus</i>	0.778	0.853	31.778	0.001	0.183	0.183	0.189
<i>Psomophis obtusus</i>	0.923	0.744	19.250	0.002	0.181	0.181	0.185
<i>Taeniophallus occipitalis</i>	0.929	0.758	22.643	0.002	0.208	0.208	0.211
<i>Thamnodynastes chaquensis</i>	0.950	0.822	11.583	0.002	0.189	0.189	0.222
<i>Thamnodynastes strigatus</i>	1.000	0.712	19.517	0.002	0.184	0.184	0.174
<i>Tomodon ocellatus</i>	0.942	0.834	7.581	0.002	0.190	0.190	0.150
<i>Xenodon pulcher</i>	0.881	0.826	7.964	0.001	0.218	0.218	0.225

10.3. Priorización Espacial para la Conservación basada en Presencias (PEC-P)

10.3.1. Objetos de conservación

Aves

Las celdas con valores de riqueza específica pertenecientes al primer cuartil se concentraron en el este provincial (Figura 2, A). Seleccionamos el 20% de las celdas con registros en la provincia (12 celdas seleccionadas de un total de 60 celdas con registros) (Figura 2, B). Las 12 celdas se distribuyeron en todas las ecoregiones (Figura 2, B). Las dos primeras celdas aportaron el 78% de la composición específica total de la provincia. Al norte de Santa Fe, 9 de Julio (Chaco Seco), Vera y General Obligado (Chaco Húmedo y Valle de Inundación) aportaron celdas. En el centro de la provincia, celdas ubicadas en La Capital, San Justo, Garay (Valle de Inundación), San Justo, sureste de San Cristobal y noreste de Las Colonias (Espinal) fueron seleccionadas. Y en el sur, Iriondo y General Lopez (Pampeana) aportaron especies diferentes. Las celdas 17, 32 y 48 aportaron especies diferentes a la priorización pese a presentar un bajo valor de riqueza específica (tercer y cuarto cuartil) (Figura 2, B).

Serpientes

Las celdas con los mayores valores de riqueza específica se ubicaron en los departamentos 9 de Julio (Chaco Seco), al sur de General Obligado y Vera (Chaco Húmedo y Valle de Inundación) y al este, en Garay y La Capital (Valle de Inundación) (Figura 2, C). Seleccionamos el 25% de las celdas con registros en la provincia (9 celdas seleccionadas de un total de 35 celdas con registros) (Figura 2, D). Las celdas prioritarias se ubicaron en General Obligado, La Capital y San Lorenzo (Valle de Inundación), Vera (Chaco Húmedo) y 9 de Julio (Chaco Seco y Chaco Húmedo) (Figura 2, D). Las tres primeras celdas seleccionadas aportaron el 75% de la riqueza total de especies raras de Santa Fe (Figura 2, D). Las celdas 2, 6 y 8 aportaron especies diferentes pese a ubicarse en el tercer y cuarto cuartil de riqueza específica.

Aves y serpientes

Las celdas del primer cuartil de riqueza específica se concentraron en el este provincial (Figura 2, E). Seleccionamos el 25% de las celdas con registros en la provincia (15 celdas seleccionadas de un total de 60 celdas con registros) (Figura 2, F). Las celdas prioritarias se ubicaron en todas las ecoregiones (Figura 2, H). Las dos primeras celdas seleccionadas aportaron el 75% de la riqueza específica total de la provincia. Las celdas seleccionadas se ubicaron en General López y Vera (Chaco Húmedo y Valle de inundación), 9 de Julio (Chaco Seco y Chaco Húmedo), La Capital, San Jerónimo, San Lorenzo (Espinal y Valle de Inundación), Iriondo y General Lopez (Pampeana). Las celdas 6, 7, 47 y 48 aportaron especies diferentes pese a presentar valores de riqueza ubicados en el tercer y cuarto cuartil (Figura 2, F). El 40% de las celdas seleccionadas se ubicaron a lo largo del Valle de Inundación.

Encontramos celdas prioritarias en 9 de Julio, Vera, General Obligado (al norte) y La Capital (en el centro provincial) en todas las priorizaciones. San Justo y Garay presentaron celdas seleccionadas únicamente para las aves. General Lopez e Iriondo presentaron celdas para las aves y aves y serpientes debido a que no registramos serpientes raras y amenazadas en el sur de la provincia. San Jerónimo aportó una celda a la selección para las serpientes y aves y serpientes. Todas las regiones biogeográficas con registros estuvieron representadas (Figura 2, B, D y F).

10.3.2. Evaluación de las áreas protegidas de Santa Fe

Aves

Todas las áreas protegidas pertenecieron a celdas ubicadas en el primer y segundo cuartil de riqueza específica. Solamente la Reserva Natural Estricta Virá-Pitá se ubicó en una celda prioritaria de acuerdo a la PEC-P (Figura 2, A, B). Las áreas protegidas vigentes cubrieron el 69.5% de la riqueza específica provincial y se requirió adicionar las celdas 1, 2, 3, 13, 17, 41, 48 y 56 para alcanzar la riqueza total, esto es, 16 celdas en total (26% de las celdas con registros en la provincia).

Serpientes

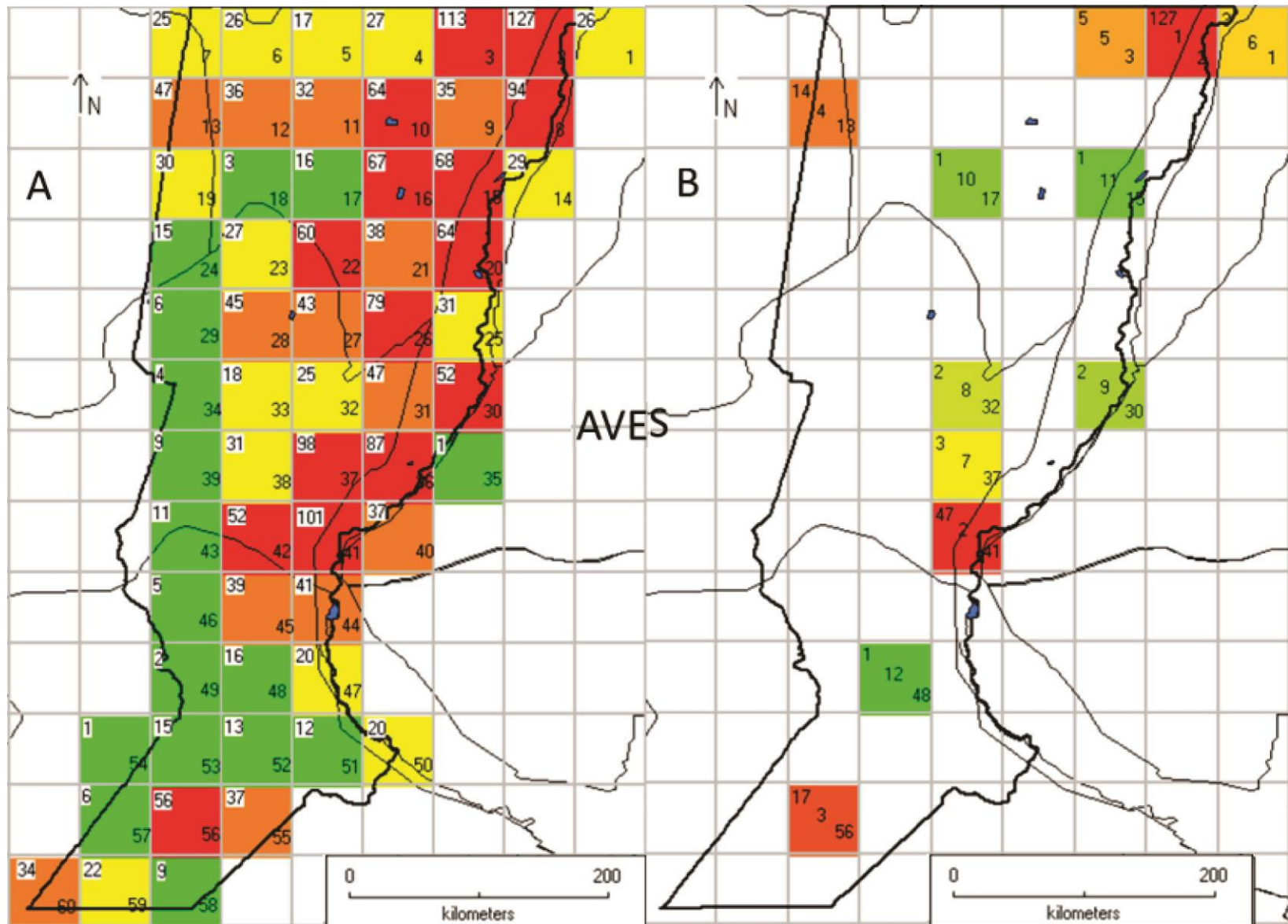
El Parque Nacional Islas de Santa Fe fue el único área protegida que no presentó registros de especies de serpientes raras. La Reserva Natural Manejada El Potrero 7b, la Reserva Natural Estricta Virá-Pitá, el Parque Provincial Cayastá y el Parque Provincial del Medio Los Caballos se presentaron en celdas ubicadas en el primer y segundo cuartil de riqueza específica, pero no alcanzaron a cubrir la totalidad de la composición específica provincial (Figura 2, C, D). Las áreas protegidas vigentes cubrieron el 60.71% de la riqueza específica provincial y se requirió adicionar las celdas 2, 6, 7, 8, 13, 41 y 47 para alcanzar la riqueza total, esto es, 15 celdas en total (42% de las celdas con registros en la provincia).

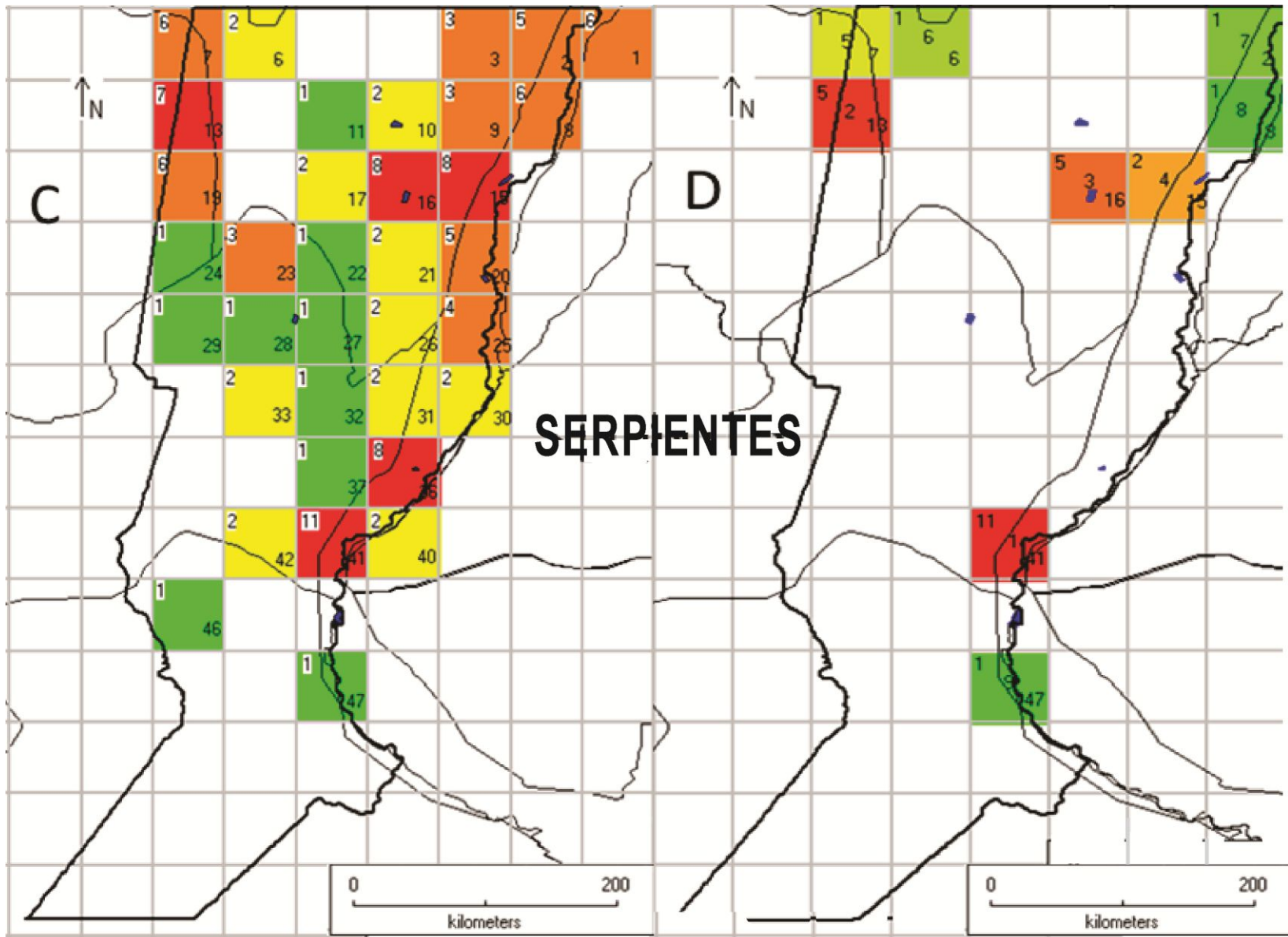
Aves y serpientes

Todas las áreas protegidas se ubicaron en las celdas con alta riqueza específica (primer y segundo cuartil). La Reserva Natural Manejada Potrero 7b, la Reserva Natural Estricta Virá-Pitá y el Parque Nacional Islas de Santa Fe se ubicaron en celdas prioritarias (Figura 2, E, F). Las áreas protegidas vigentes cubrieron el 68.55% de la riqueza específica provincial y se requirió adicionar las celdas 1, 2, 3, 6, 7, 8, 13, 41, 47, 48 y 56 para alcanzar la riqueza total, esto es, 19 celdas en total (31% de las celdas con registros para la provincia).

En suma, con un total de 7 celdas las áreas protegidas cubren menos del 70% de la composición de especies de aves y/o serpientes raras y amenazadas a pesar de ubicarse entre las celdas con mayor riqueza específica. Contrariamente, en PEC-P superamos dicho porcentaje con las dos primeras celdas

seleccionadas (tres, en las serpientes) y al considerar las áreas protegidas obtuvimos un sistema menos eficiente.





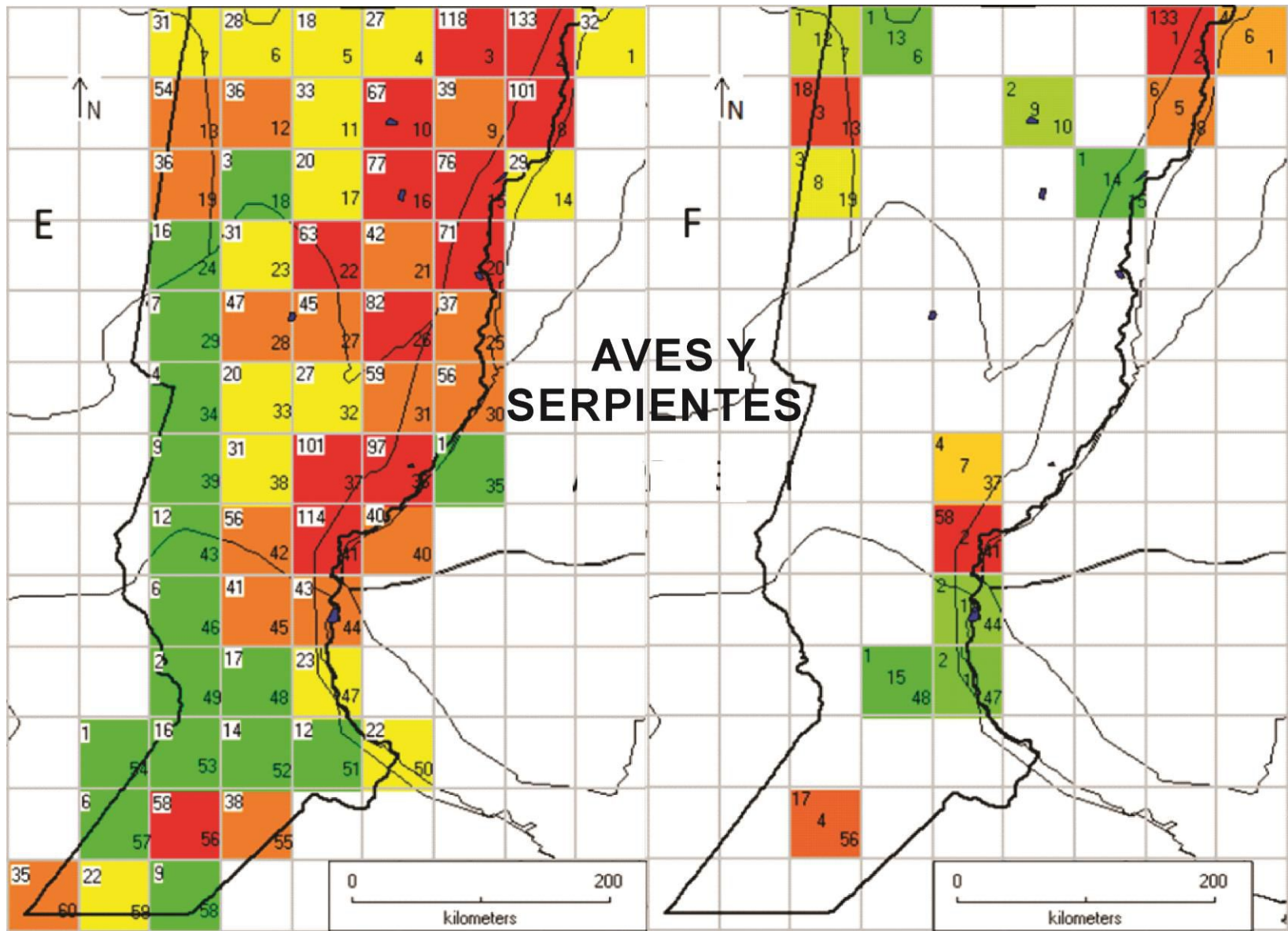


Figura 2. Priorización Espacial para la Conservación a partir de registros de Presencia (PEC-P) de aves, serpientes y aves y serpientes. A, C y E: Los valores de riqueza específica están ubicados en el margen superior izquierdo de las celdas y el número de la celda, en el margen inferior derecho. Los colores indican el cuartil de riqueza específica: primer cuartil (rojo), segundo cuartil (anaranjado), tercer cuartil (amarillo) y cuarto cuartil (verde). B, D y F: El valor que indica el orden de selección está ubicado en el centro de las celdas, el valor que indica cantidad de especies diferentes que la celda aporta a la selección está ubicado en el margen superior izquierdo y el en el margen inferior derecho está ubicado el número de la celda. El color indica una importancia relativa en la selección respecto al orden de la secuencia: primero (rojo), segundo (anaranjado), tercero (amarillo) y cuarto (verde). Las reservas se indican con color azul y los límites de las regiones biogeográficas con líneas continuas negras.

10.4. Priorización Espacial para la Conservación basada en Áreas Núcleo (PEC-AN)

10.4.1. Objetos de conservación

ESCENARIO_1

Aves

El 50% prioritario para la conservación cubrió todas las regiones biogeográficas, aunque en el Espinal, solo consideró áreas de transición con el Valle de Inundación. El SAC cubrió principalmente el norte de 9 de Julio (solapado con Chaco Seco), gran superficie de General Obligado (Valle de Inundación y Chaco Húmedo), Garay y La Capital (Valle de Inundación y Chaco Húmedo), y General Lopez (Pampeana) (Figura 3, A).

Serpientes

El 50% prioritario cubrió principalmente las regiones biogeográficas de Chaco Seco, Chaco Húmedo y Valle de inundación. El Espinal solo presentó áreas prioritarias compartidas con el Valle de Inundación. El SAC cubrió gran parte de 9 de Julio (Chaco Seco) y General Obligado (Chaco Húmedo y Valle de Inundación), Garay, La Capital y San Jerónimo (Valle de Inundación) (Figura 3, D).

Aves y serpientes

El 50% prioritario cubrió todas las regiones biogeográficas, aunque del Espinal, solo áreas de transición con el Valle de Inundación. El SAC cubrió principalmente gran parte de 9 de Julio (solapado con Chaco Seco), General Obligado (Valle de Inundación y Chaco Húmedo), Garay y La Capital (Valle de Inundación y Chaco Húmedo), y General Lopez (Pampeana) (Figura 3, G).

ESCENARIO_2

Aves

La Reserva Natural Estricta La Loca, Reserva Natural Manejada Potrero 7b, la Reserva Natural Manejada El Fisco no se encontraron dentro del 50% prioritario para la conservación, a diferencia del Parque Nacional Islas de Santa Fe, el Parque Provincial Del Medio-Los Caballos y la Reserva Natural Estricta Virá-Pitá se ubican dentro del 50% prioritario. Solamente el Parque Provincial Cayastá se ubicó dentro del 5% de superficie con mayor prioridad (Figura 3, B).

Serpientes

La Reserva Natural Estricta Virá Pitá, el Parque Provincial Cayastá y el Parque Nacional Islas de Santa Fe se solaparon con el SAC. La Reserva Natural Estricta La Loca y el Parque Provincial del Medio Los Caballos se ubicaron dentro del 50% de mayor prioridad. La Reserva Provincial Manejada Potrero 7b y la Reserva Natural Manejada El Fisco no se ubicaron dentro del 50% prioritario (Figura 3, E).

Aves y serpientes

La Reserva Natural Estricta La Loca, Reserva Natural Manejada Potrero 7b, la Reserva Natural Manejada El Fisco y el Parque Provincial del Medio Los Caballos no se encontraron dentro del 50% prioritario, a diferencia del Parque Nacional Islas de Santa Fe y la Reserva Natural Estricta Virá-Pitá. Solamente el Parque Provincial Cayastá se ubicó dentro del SAC (Figura 3, H).

Por tanto, encontramos un bajo solapamiento entre las prioridades basadas en áreas núcleo y las áreas protegidas de Santa Fe.

ESCENARIO_3

Aves

El 50% prioritario para conservar cubrió todas las regiones biogeográficas. Sin embargo, obtuvimos una mayor cantidad de parches de diferente superficie y muchos de ellos ubicados en regiones no seleccionadas en ESCENARIO_1 (Figura 3, C). El SAC perdió parte de su superficie prioritaria en General Lopez (Pampeana) y General Obligado (Valle de Inundación) e incrementó principalmente en Vera y también al sur de San Javier.

Serpientes

El 50% prioritario cubrió las regiones biogeográficas de Chaco Seco, Chaco Húmedo, Valle de Inundación y el Espinal. Sin embargo, obtuvimos una mayor cantidad de parches de diferente superficie y muchos de ellos ubicados en regiones no seleccionadas en ESCENARIO_1 (Figura 3, C). El SAC perdió parte de la superficie en 9 de Julio (Chaco Seco), General Obligado y San Jerónimo (Valle de inundación)

y ganó área prioritaria en Vera y San Javier. El SAC se constituyó de áreas ubicadas principalmente en el Valle de Inundación, los Bajos Submeridionales y la Cuña Boscosa con una configuración espacial fragmentada (Figura 3, F).

Aves y serpientes

El 50% prioritario cubrió todas las regiones biogeográficas. Sin embargo, obtuvimos una mayor cantidad de parches de diferente superficie y muchos de ellos ubicados en regiones no seleccionadas en ESCENARIO_1 (Figura 3, C). El SAC perdió superficie prioritaria en General Lopez (Pampeana), en General Obligado (Valle de Inundación) y en 9 de Julio (Chaco Seco) e incrementó principalmente en Vera, donde se ubican los Bajos Submeridionales y la Cuña Boscosa, y también al sur de San Javier.

10.4.2. Niveles de representación en las áreas protegidas vigentes y el SAC

Aves

Las áreas protegidas vigentes cubrieron entre un 0.08% y 0.17% la distribución potencial de las especies. El SAC cubrió entre el 14% y 22% del área de distribución potencial de las especies (Tabla 3).

Serpientes

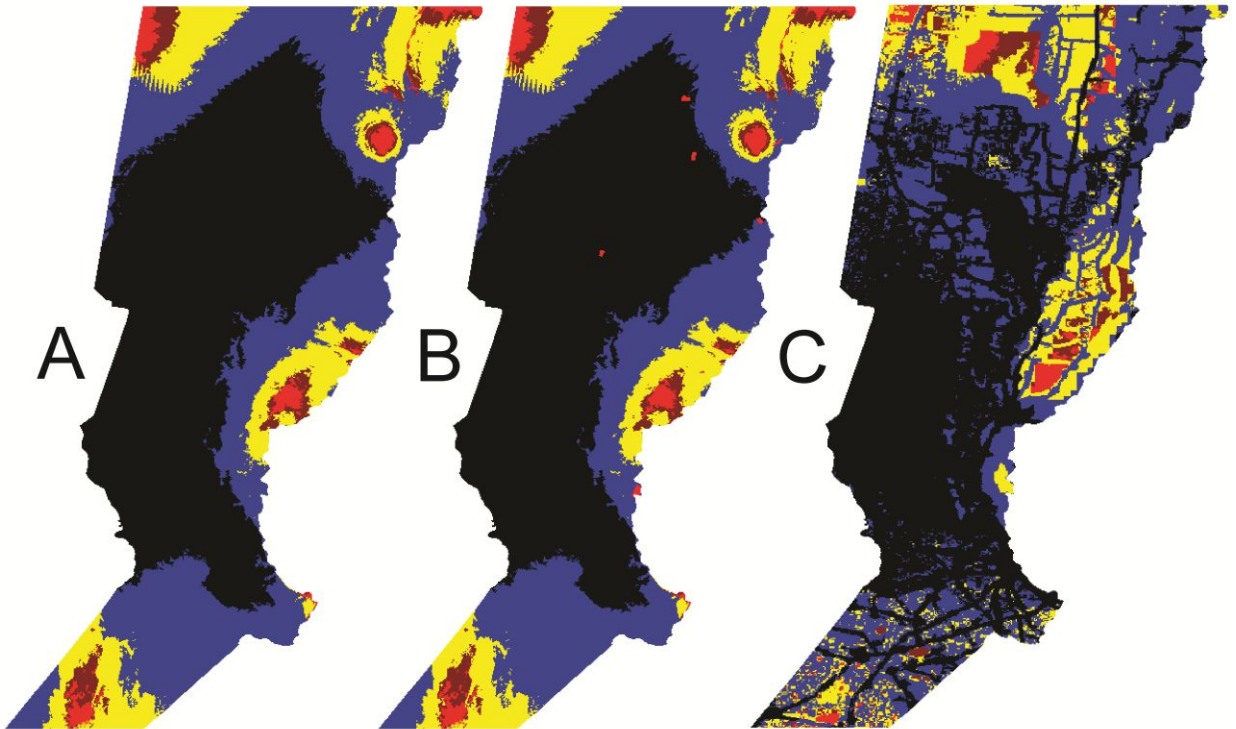
Las áreas protegidas vigentes cubren entre un 0.09% y 0.17% la distribución potencial de las especies. El SAC cubrió entre 15% y 24% del área de distribución potencial de las especies (Tabla 3).

Aves y serpientes

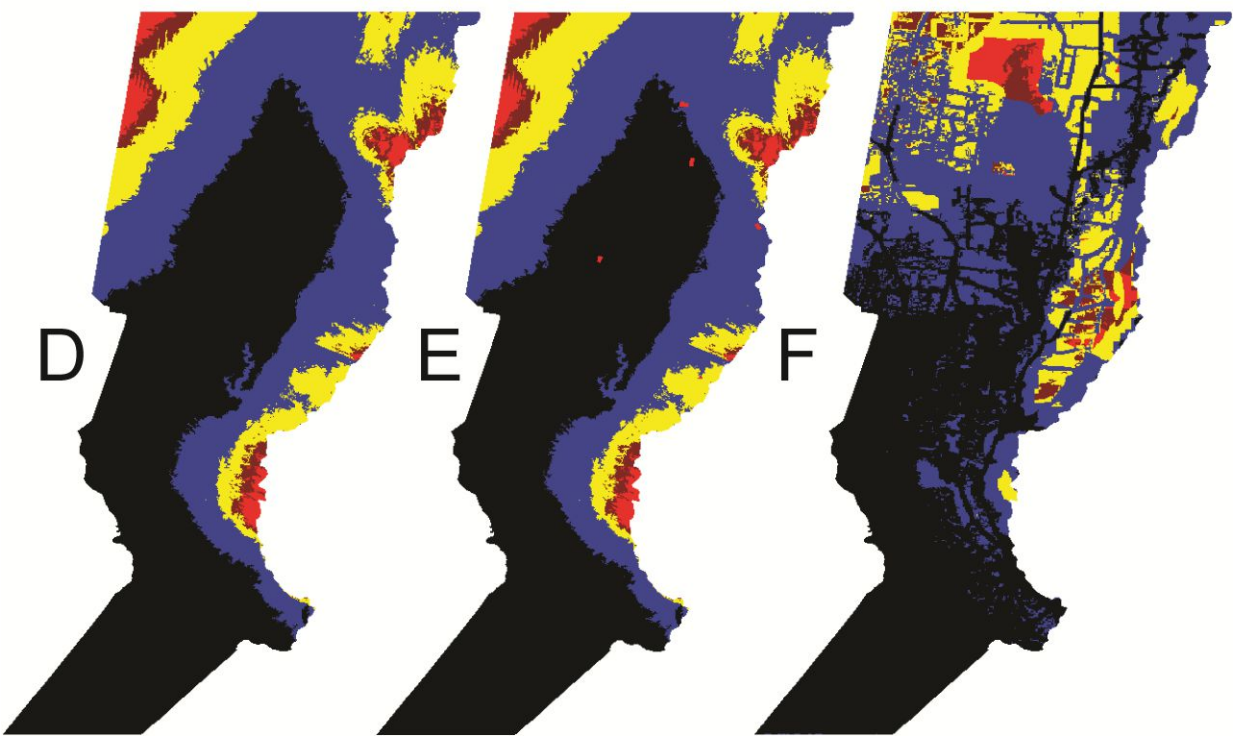
Las áreas protegidas vigentes cubrieron entre un 0.08% y 0.17% la distribución potencial de las especies. El SAC cubrió entre un 13% y 23% del área de distribución potencial de las especies (Tabla 3).

En suma, en ESCENARIO_1 todas las regiones biogeográficas con registros de presencias aportaron especies diferentes, excepto el Espinal. El Espinal no aportó áreas al SAC pero aportó áreas dentro del 50% prioritario en el ESCENARIO_3. En ESCENARIO_3 obtuvimos un SAC compuesto de una gran cantidad de parches, de diferentes tamaños y con formas menos apropiadas. En ESCENARIO_2, las reservas naturales manejadas Potrero 7b y el Fisco no se ubicaron dentro del 50% prioritario para ningún grupo. El SAC se solapó con el Parque Provincial Cayastá en todas las priorizaciones, la Reserva Natural Estricta Virá-Pitá y el Parque Nacional Islas de Santa Fe en la priorización para serpientes. Las áreas protegidas cubrieron menos del 0.2% de la distribución potencial de las especies, a diferencia del SAC que cubrió superficies superiores al 13%. Por tanto, las áreas protegidas no se solapan con las áreas de mayor prioridad respecto de las áreas núcleo de las especies y su superficie es muy inferior al umbral de protección internacional propuesto para el 2020 (CDB, 2010).

AVES



SERPIENTES



AVES Y SERPIENTES

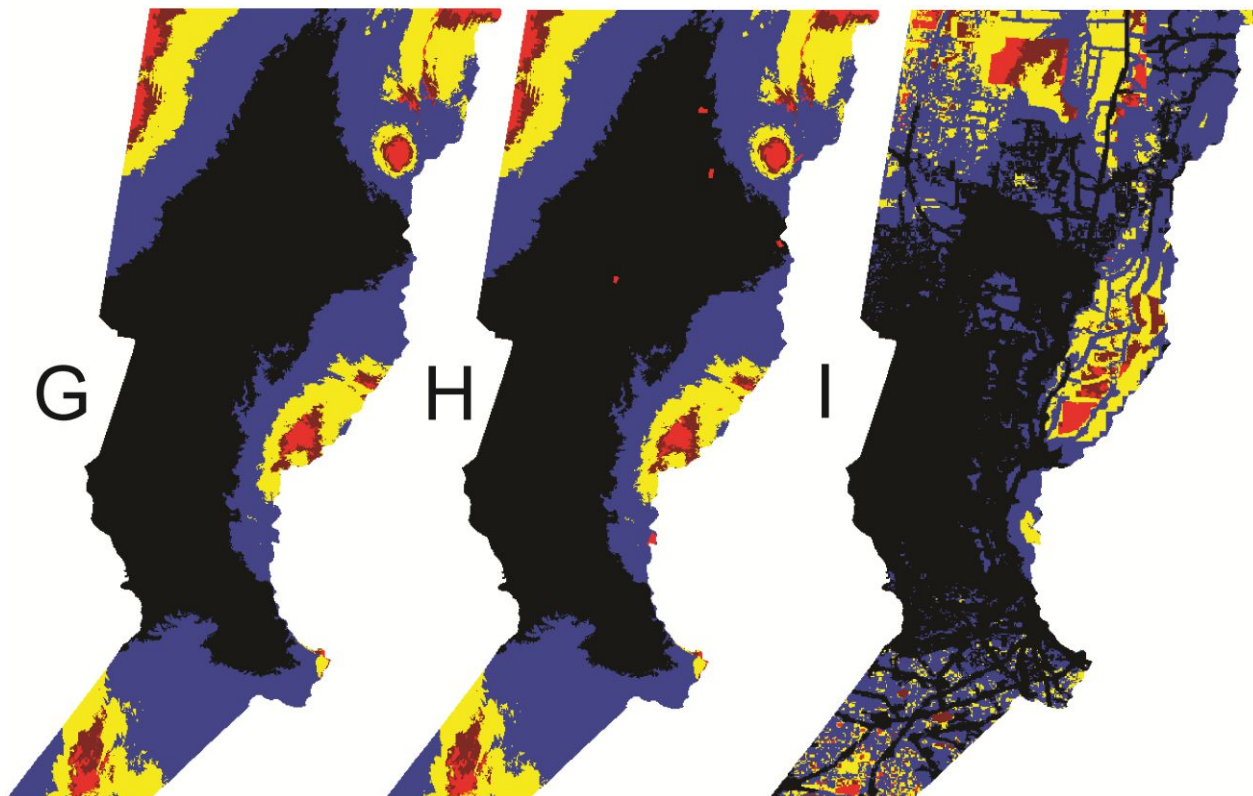


Figura 3. Priorización Espacial para la Conservación basada en Áreas Núcleo (PEC-AN). A, D y G) ESCENARIO_1: priorización con especies raras y amenazadas de Santa Fe. B, E y H) ESCENARIO_2: priorización con especies raras y amenazadas considerando el sistema de reservas provincial vigente. C, F e I) ESCENARIO_3: priorización espacial con especies raras y amenazadas considerando el índice de influencia humana. Referencias: 2% de mayor prioridad (Rojo), 5% (Rojo ceniza), 17% (Amarillo), 50% (Azul) y 100% (Negro).

10.5. Comparación de a pares entre las PEC-AN

Para todas las comparaciones de a pares obtuvimos valores positivos para ambos índices. Esto indica que las priorizaciones espaciales se correlacionaron unas con otras.

10.5.1. En cada objeto de conservación

Las comparaciones entre los ESCENARIO_1 y ESCENARIO_2 superaron el valor de 0.99 tanto para Kappa como para Spearman (Tabla 4). Dentro de cada conjunto de objetos de conservación se observó que las áreas protegidas vigentes no produjeron importantes cambios respecto del ESCENARIO_1 debido al bajo porcentaje de cobertura de la superficie provincial y su sesgada representación ecoregional. En los ESCENARIO_1 y ESCENARIO_2 para todos los grupos objetivos de conservación encontramos áreas prioritarias en 9 de Julio, General Obligado, Garay y La Capital (Figura 3).

Las comparaciones entre los ESCENARIO_1 o ESCENARIO_2 y ESCENARIO_3 no superaron un valor de 0.34 para Kappa y se ubicaron entre 0.6 y 0.75 para Spearman (Tabla 4). Si bien observamos un cierto grado de congruencia, el bajo solapamiento es debido a un sistema de áreas con una mayor cantidad de

parches, de diferentes tamaños y ubicados en áreas parcialmente superpuestas a las seleccionadas en el ESCENARIO_1 (Figura 3).

10.5.2. Entre los objetos de conservación

La similitud entre los ESCENARIO_1 y ESCENARIO_2 considerando a las aves y aves y serpientes alcanzó valores de 0.8 para Kappa y 0.9 para Spearman. La similitud entre los ESCENARIO_1 y ESCENARIO_2 de las serpientes respecto del resto de conjunto de objetos de conservación no fue superior a 0.4 para Kappa y a 0.5 para Spearman (Tabla 4). Los patrones espaciales de prioridad variaron respecto del grupo considerado, no se solaparon perfectamente.

Los ESCENARIO_3 presentaron índices de similitud mayores. La alta congruencia entre las aves y aves y serpientes se mantuvo (aprox. 0.99 para Spearman y 0.89 para Kappa). Aunque con un mayor valor de similitud, obtuvimos valores Kappa de 0.48 y 0.52 en las comparaciones de las serpientes con los demás objetos de conservación. En contraste, los valores de Spearman ascendieron a 0.7 (Tabla 4).

Tabla 4. Matriz de doble entrada para mostrar los valores de KAPPA (diagonal superior) y coeficiente de Spearman (diagonal inferior) de las comparaciones de a pares de todas las Priorizaciones Espaciales para la Conservación basadas en Áreas Núcleo (PEC-AN). Referencias: escenario (ESC), aves (av) y serpientes (serp).

	sce1_av	sce2_av	sce3_av	sce1_serp	sce2_serp	sce3_serp	sce1_av_serp	sce2_av_serp	sce3_av_serp
sce1_av	1.000	0.990	0.268	0.271	0.272	0.036	0.802	0.795	0.267
sce2_av	0.998	1.000	0.269	0.272	0.275	0.037	0.804	0.803	0.267
sce3_av	0.644	0.644	1.000	0.194	0.195	0.488	0.241	0.242	0.894
sce1_serp	0.403	0.403	0.383	1.000	0.994	0.304	0.308	0.308	0.231
sce2_serp	0.402	0.404	0.384	0.999	1.000	0.304	0.310	0.311	0.232
sce3_serp	0.223	0.224	0.731	0.712	0.712	1.000	0.071	0.072	0.524
sce1_av_serp	0.965	0.963	0.613	0.480	0.479	0.252	1.000	0.990	0.274
sce2_av_serp	0.963	0.965	0.613	0.479	0.481	0.253	0.998	1.000	0.275
sce3_av_serp	0.641	0.641	0.990	0.431	0.432	0.752	0.641	0.641	1.000

11. Discusión de Resultados y Conclusiones

Pese a demostrarse el alto potencial de las áreas protegidas como estrategia de conservación para evitar la pérdida de biodiversidad, es fundamental que se solapen con patrones biogeográficos de los taxa de interés (áreas de endemismos, rarezas, diversidad de nichos, áreas complementarias) minimizando el impacto de los elementos antrópicos del paisaje para que contribuyan con la sostenibilidad de procesos ecológicos y evolutivos (Gray y col., 2016; Rodrigues y col., 2004b). Para ello necesitamos medir e interpretar la biodiversidad con datos confiables (Hortal y col., 2007, 2008; Newbold, 2010) posibilitando la integración de datos de distribución de especies, variables ambientales y de presión antrópica como costos de conservación, tales como superficie agrícola, densidad poblacional, remanentes vegetales y urbanización (Fajardo y col., 2014). Compilamos y revisamos exhaustivamente la base de datos de ocurrencia de especies para disminuir el sesgo de los patrones con los que realizamos nuestras priorizaciones espaciales. Consideramos que nuestra base de datos refleja el estado del conocimiento acumulado sobre patrones de distribución de las especies analizadas (Arzamendia y Giraudó 2002, 2009; Fandiño y Giraudó 2010, 2012). La aplicación de algoritmos de priorización espacial con diferentes supuestos reveló áreas prioritarias para la conservación de aves y serpientes raras y amenazadas de Santa Fe ubicadas principalmente en los departamentos 9 de Julio, General Obligado, La Capital y General Lopez. El sistema de áreas protegidas vigente no cubre la totalidad de las especies, protege un porcentaje muy bajo de su rango de distribución y no se solapa con las áreas de mayor adecuabilidad climática de las mismas. Al igual que otros antecedentes en Santa Fe (Arzamendia y Giraudó, 2004) y en la región (ej. Giraudó y col., 2003; Etchepare y col., 2017) un sistema de áreas protegidas poco planificado caracteriza a la provincia. A su vez, gran parte de las áreas seleccionadas son congruentes con actividades humanas que incurren en mayores costos para el ejercicio de acciones de conservación. Con motivo de minimizar conflictos con actividades humanas, y aumentar la factibilidad de su implementación proponemos un sistema de áreas con parches de importante extensión ubicados principalmente en los Bajos Submeridionales y la Cuña Boscosa, pero también ubicados al sur en General López y parches con potencial de corredor de conectividad ubicados principalmente en San Javier y General Obligado. Sin embargo, proponer un SAC con una gran cantidad de parches, de diversos tamaños y con formas inapropiadas comprometería su efectividad. Nuestros resultados refuerzan la necesidad de futuros estudios que permitan analizar variables como el efecto de borde o el área mínima requerida para garantizar la viabilidad de las poblaciones y de complementar el establecimiento de áreas protegidas con acciones de conservación alternativas en la provincia de Santa Fe de manera de conectar el paisaje y disminuir las posibilidades de extinción local de las especies raras y amenazadas de aves y serpientes. A su vez, muchas de las áreas detectadas no corresponden a las regiones núcleo de las especies, sino a zonas de intersección. Este hallazgo refuerza la necesidad de estudios para determinar si las poblaciones resultan viables protegiendo las poblaciones

periféricas o las del núcleo, pero también la necesidad de pensar la conservación como una acción a escalas. Finalmente, si bien las aves raras y amenazadas constituyen el grupo con una mayor riqueza específica en la provincia, los patrones de priorización espacial respecto de la intesercción y áreas núcleo de especies raras y amenazadas no se solapa enteramente con el de las serpientes, un grupo menos conocido y carismático. Aunque existen áreas que se superponen claramente entre ambos grupos como las correspondientes al nordeste y noroeste de la provincia. Por tanto, ante la necesidad de priorizaciones urgentes en una jurisdicción con gran porcentaje de su superficie ocupadas por elementos antrópicos, considerar los diferentes grupos de interés disminuiría sesgos en las prioridades espaciales para la conservación.

11.1. Modelos de distribución de especies

Los MDEs permiten estimar la distribuciones de las especies debido a que identifican regiones con condiciones ambientales similares a las localidades donde se obtienen los registros, tanto a escala espacial como temporal (Guillera-Arroita y col., 2015). Los modelos contribuyen a descubrir las variables ambientales asociadas a las distribuciones geográficas de las especies y actúan como métodos de inter y extrapolación al proyectar en un espacio y tiempo determinados sus predicciones (Heikkinen y col., 2012; Morán-Ordóñez y col., 2017). A partir de las variables de WorldClim y altitud obtuvimos inferencias acorde con los requerimientos ecológicos de las especies. Las especies asociadas a determinadas regiones biogeográficas presentaron MDEs consistentes con tales requerimientos ambientales. Las predicciones de distribución potencial de especies cuya distribución se halla infra-muestrada en el área de referencia y/o las especies migratorias presentaron valores de desempeño superior al aleatorio. Las variables climáticas y topográficas constituyen variables no-interactivas que definen el nicho fundamental o Grinnelliano (Soberón, 2007). Las variables bioclimáticas y topográficas inciden en la distribución y la disponibilidad de los recursos fundamentales primarios como luz, calor, agua y minerales, que a su vez influyen tanto en la fisiología de los animales como en la productividad y estructura de la vegetación a la que los animales recurren para refugio y alimento (Mackey y Lindenmayer, 2001).

En la evaluación de los MDEs empleamos una medida independiente de un umbral ampliamente utilizada pero muy controversial. Generalmente el número de puntos del AR es alto comparado con el número de presencias, lo que implica una baja prevalencia en la muestra; donde la prevalencia de muestreo se define como el número de presencias relativo al total de la muestra. Para evaluar el desempeño de modelos, el valor de AUC es independiente de la prevalencia de muestreo cuando se aplica con datos de presencia-ausencia (ver McPherson y col., 2004). Sin embargo, cuando se aplica dentro del contexto de modelos de solo presencia, el uso de valores AUC está ampliamente criticado por tal desbalance entre presencias y ausencias, ya que al incluir más ausencias que son ambientalmente más distantes de las presencias de las especies incrementa la fracción de ausencias predichas correctamente (especificidad), resultando en

valores de AUC mayores (Lobo y col., 2008). A su vez, cuando se emplea una base de datos balanceada, el óptimo valor de AUC no es 1, sino $1-a/2$, donde “a” representa la fracción del área cubierta por la distribución real de la especie, lo cual generalmente se desconoce. Así, cuando la curva ROC se aplica con modelos de solo presencia, el máximo valor de AUC depende de la prevalencia y por tanto, un valor de 0.7 como indicativo del desempeño de los modelos ya no es aceptable (Raes y Ter Steege, 2007). El AUC como medida para evaluar el desempeño de modelos predictivos ha sido ampliamente criticada, ya que: i) ignora los valores de probabilidad y la bondad de ajuste del modelo, ii) resume las medidas de desempeño incluyendo regiones del espacio “ROC” que raramente se emplean para predicción, iii) la omisión y la comisión presentan igual pesos, iv) no brinda información acerca de la distribución espacial de los errores del modelo, v) la extensión del área a la que los modelos se generan influye en la tasa de predicción de ausencias y los valores AUC (Jiménez-Valverde, 2012; Lobo y col., 2008). Frente a tales críticas evaluar el desempeño de un MDE únicamente con AUC es no recomendable y por ello empleamos el índice Boyce y los valores de la matriz de confusión en el umbral de corte que maximiza la sensibilidad y la especificidad.

La importancia del conocimiento de expertos en la construcción y como alternativa de evaluación de MDEs ha sido reportada en la literatura científica. Tognelli y col. (2009) y Fourcade y col. (2013) encontraron amplia superficie de solapamiento entre polígonos construidos a partir del conocimiento de expertos y las inferencias de los MDEs. Fourcade (2016) demostró la importancia de los rangos de distribución delimitados por expertos como fuente de pseudo-presencias para generar MDEs. Y finalmente, Merow y col. (2017), estimaron la distribución geográfica de dos especies de aves aprovechando la información complementaria entre las bases de datos y los rangos de distribución delimitados por expertos. Los mapas de expertos son útiles a una resolución baja, pero la confiabilidad de la predicción es desigual a lo largo del mapa, mientras que los puntos geo-referenciados proveen información de presencias a una escala más fina pero no representan el rango ambiental y geográfico ocupado por las especies (Merow y col., 2017). En este trabajo también recurrimos al conocimiento de expertos para mejorar el desempeño de los MDEs. Primero, a diferencia de los datos derivados de muestreos sistemáticos y no sistemáticos, de colecciones de museos y de bases de datos regionales disponibles online, como Ecoregistros y Xenocanto, los datos derivados de GBIF no pudieron ser revisados. Para estos registros la experticia permitió eliminar de la base de datos aquellos registros ubicados en regiones poco probables de encontrar las especies analizadas, un error ampliamente reportado para la base de datos de GBIF (Beck y col., 2014; Noguera-Urbano y Escalante, 2014). Segundo, decidimos la extensión del área de referencia. El uso de datos restringidos a un espacio geográfico arbitrariamente seleccionado no permite representar la totalidad de la variabilidad ambiental que afecta la distribución de las especies. No capturar completamente el rango ambiental de la especie reduciría las

combinaciones de las condiciones ambientales bajo las cuales los modelos son calibrados y por tanto, sesgaría la capacidad predictiva de las extrapolaciones a nuevas condiciones ambientales (Carretero y Sillero, 2016; Raes, 2012; Thuiller y col., 2004; Zurell y col., 2012). Los efectos de considerar distribuciones parciales pueden ser mayores hacia los extremos del rango ambiental (Thuiller y col., 2004). Muchas de las especies analizadas presentan un rango geográfico que excede el área de referencia como *Geothlypis aequinoctialis*, cuya distribución cubre gran parte de América del Sur o las especies del género *Calidris*, las cuales son migrantes neárticos. La extensión del AR la determinamos respecto de la factibilidad de completar una base de registros representativa de la distribución geográfica de las especies. Preferimos una muestra representativa para una parte de la distribución geográfica de las especies en lugar de una muestra sesgada para cubrir todo el rango geográfico ocupado, lo cual también genera sesgos en las estimaciones en las curvas de respuesta de las especies (Ranc y col., 2016; Stolar y Nielsen, 2014).

Sin embargo, focalizamos en determinar la distribución potencial y no la “real” de las especies, y por tanto, explícitamente los errores de omisión pesan más fuertemente que los errores de comisión al momento de evaluar el desempeño del algoritmo (Anderson y col., 2003). Una sensibilidad inferior a 0.7 para el 6% de las especies de aves y para *Phalotris bilineatus* (la única especie de serpiente con baja capacidad de discriminación) podría explicarse a partir de:

1) Muestra desbalanceada:

Un desbalance en una muestra que represente la variabilidad climática en la que sobrevive una especie (regiones supra e infra-muestradas) afecta la calibración y la discriminación del modelo (Varela y col., 2014). El filtrado sistemático de una muestra espacialmente desbalanceada incrementa el desempeño del MDE independientemente de la especie o el tipo de sesgo (Fourcade y col., 2014; Kramer-Schadt y col., 2013). Consideramos que las muestras de especies como *Asio clamator*, *Cistothorus platensis* y *Elanus leucurus* permanecieron desbalanceadas tras el filtro espacial de datos. Un radio muy pequeño por debajo del cual se eliminan los puntos podría no balancear la muestra si la densidad de puntos en la región sobre-representada resulta excesivamente mayor que los sitios infra-muestrados; mientras que un radio muy grande acorde con la región infra-muestrada podría generar la pérdida de información climática o geográfica relevante (Varela y col., 2014). No obstante, Fourcade y col. (2013) lograron homogenizar el esfuerzo de muestreo y así, mejorar la estimación de la distribución potencial de una especie migratoria de amplia distribución en Europa y Asia al delimitar áreas de referencias según el patrón de dispersión de puntos y realizar luego, un filtrado sistemático de los datos.

2) Amplia distribución en el área de referencia:

Delimitamos un área de referencia común a todas las especies de manera de abarcar una escala espacial que contenga muestras representativas de la distribución de las especies y que permita evaluar las predicciones de acuerdo con el conocimiento de expertos y no solamente con las medidas de desempeño. Sin embargo, la opción con mayor consenso consiste en delimitar el área de referencia según las regiones que presentan altas posibilidades de resultar accesibles para la especie (Acevedo y col., 2012; Owens y col., 2013). La mayoría de las especies con una sensibilidad menor a la considerada presentaron registros dispersos en gran parte del área de referencia. El área accesible para estas especies excede nuestra área de estudio y por consiguiente, no brindamos información climática suficiente para lograr un modelo con alta capacidad de discriminación.

3) Tamaño de muestra:

Los bajos valores de sensibilidad obtenidos por las especies como *Egretta caerulea* y *Phalotris bilineatus* podrían explicarse por un pequeño tamaño de muestra (Hernández y col., 2006; Wisz y col., 2008). Los niveles de incertidumbre asociado con la estimación de los parámetros (ejemplo, media, modas, medianas, probabilidades de ocurrencia predicha) se incrementan con muestras pequeñas (Dormann y col., 2013). Los valores extremos adquieren mayor “peso” ya que se requiere de una gran cantidad de datos para amortiguar sus efectos. Debido a la alta dimensionalidad de los nichos ecológicos de las especies (Hutchinson, 1957), se requiere de gran cantidad de información para una descripción exhaustiva del rango de condiciones en la que la especie ocurre. Además, estudios empíricos han mostrado que las respuestas a los gradientes ambientales pueden ser multimodales (Austin, 2002).

4) Predictores climáticos:

Las variables climáticas constituyen predictores de la distribución potencial de las especies (Deblauwe y col., 2016; Waltari y col., 2014). No obstante, la distribución potencial también está asociada a predictores como diversidad de hábitat, tamaño y forma de parches naturales, distancia a cuerpos de agua, salinidad, humedad relativa, humedad del suelo, morfología del sustrato, entre otros que han permitido mejorar el desempeño de los MDEs (Ferrer-Sánchez y Rodríguez-Estrella, 2016; Oke y col., 2014; Weber y col., 2017). Si bien hemos encontrado patrones de asociación entre las variables climáticas del Worldclim y la distribución de las especies, resta un amplio espectro de variables para testear. A su vez, el uso de variables climáticas obtenidas a partir de la interpolación estadística de estaciones meteorológicas como predictores para la construcción de MDEs puede ser problemático, principalmente en regiones donde las estaciones meteorológicas son escasas o se encuentran muy dispersas. Esto podría impedir capturar las características espaciales del clima (Daly, 2006) y, por tanto, añadir incertidumbre a los modelos (Soria-Auza y col., 2010). Pese a estas limitaciones, las variables climáticas de WorldClim han permitido estimar la distribución geográfica de las especies, principalmente a amplias escalas (Elith y Leathwick, 2009), y

en la actualidad se siguen testeando junto a un espectro más amplio de predictores provenientes de diversas fuentes (Deblauwe y col., 2016).

Estas posibles fuentes de sesgos en las predicciones de los MDEs, principalmente para las especies con baja tasa de sensibilidad, si bien las exponemos por separado, estarían incidiendo de manera conjunta dado que por ejemplo para *Asio clamator*, *Cistothorus platensis*, *Elanus leucurus* y *Parabuteo unicinctus* presentamos muestras desbalanceadas que se proyectan en gran parte del área de referencia. *A. clamator* presenta mayor densidad de registros en el sudeste santafecino, nordeste de buenos aires y todo el límite provincial entrerriano, *C. platensis* muestra mayor densidad de datos al sur del área de referencia, fundamentalmente en Buenos Aires, *E. leucurus* muestra desbalance hacia el sur de la provincia de Santa Fe, este y sur de Buenos Aires y gran parte de Entre Ríos y *P. unicinctus* presenta mayor densidad hacia la provincia de Entre Ríos y nordeste de Buenos Aires. Por otra lado, tanto *E. caerulea* como *P. bilineatus* están entre las especies con menor cantidad de registros ubicados muy dispersos en el área de referencia.

11.2. Priorización Espacial para la Conservación: datos de Presencias (PEC-P) vs. Áreas Núcleo (PEC-AN)

No fue posible hacer comparaciones exactas entre ambos algoritmos. Primero, aunque ambos paquetes aplican el principio de complementariedad para cubrir la totalidad de las especies, difieren en el problema a resolver: PEC-P tiende a buscar las zonas de intersección entre los rangos de distribución de las diferentes especies para maximizar la representatividad y PEC-AN maximiza la representatividad buscando las regiones núcleo de todas las especies. Segundo, PEC-P funciona con presencias, por lo que considera que todas las presencias tienen el mismo “peso” dentro del rango de distribución de las especies, a diferencia de PEC-AN, en el que las regiones con mayor adecuación ambiental resultan más probables de ser seleccionadas. Tercero, trabajamos con resoluciones de grillado diferentes acorde con las aptitudes de cada algoritmo. Utilizamos un grillado de 0.5° para PEC-P debido a que corresponde al tamaño de grilla en el que Fandiño y Giraudo (2012) demostraron que la riqueza específica estimada por diferentes índices no paramétricos fue similar o menor a la riqueza observada. Aunque para serpientes la resolución del grillado no ha sido evaluada, obtuvimos un patrón de selección similar a priorizaciones previas (Arzamendia y Giraudo, 2004). Como PEC-AN trabaja con las distribuciones de las especies por separado, modelamos con una resolución de $1\text{km} \times 1\text{km}$ aproximadamente debido a que consideramos adecuada la resolución para las predicciones y en efecto, hemos obtenido predicciones con altas tasas de sensibilidad y especificidad. Cuarto, PEC-P genera una priorización espacial de carácter binario, esto es, celda seleccionada vs celda no seleccionada, mientras que PEC-AN realiza la priorización en todo el paisaje. En PEC-P el valor de conservación de una celda puede considerarse en términos de la secuencia de selección de celdas o bien, toda la selección se ubica al mismo nivel debido a que todas aportan especies nuevas para el sistema de áreas prioritarias. En PEC-AN el valor de conservación está

determinado por la presencia del área núcleo de al menos una especie, por ende, diferentes celdas en diferentes partes del paisaje pueden presentar el mismo valor de conservación. Quinto, PEC-P busca conformar un sistema de áreas prioritarias con un mínimo de área para incrementar la eficiencia y disminuir costos de implementación en el “mundo real”, mientras que PEC-AN enfatiza en obtener un sistema de áreas prioritarias con mayores niveles de conectividad, es decir, focaliza en la efectividad del SAC. Pese a tales diferencias, ambos algoritmos produjeron patrones espaciales de selección similares al priorizar áreas de los departamentos 9 de Julio, General Obligado, La Capital y General López

El Chaco es una región biogeográfica confirmada en múltiples estudios para diferentes grupos taxonómicos (Ferretti y col., 2014; Giraudo y Arzamendia, 2017; Sandoval y Barquez, 2013; Szumik y col., 2012). Giraudo y Arzamendia (2017) diferenciaron las subregiones Chaco Seco y Chaco Húmedo a partir de la distribución de serpientes en Argentina. Obtuvimos altos valores de prioridad para conservar en el norte de Santa Fe debido a la presencia de serpientes asociadas al Chaco Seco como *Boa constrictor occidentalis*, *Erythrolamprus sagittifer*, *Philodryas baroni*, *Philodryas psamophidea* y *Phimophis vittatus* y a las regiones Chaco Húmedo y Valle de inundación como *Eunectes notaeus* y *Phylodryas olfersii* (Arzamendia y Giraudo, 2004; Giraudo y Arzamendia, 2017). También el alto valor de conservación es debido a la presencia de especies que presentaron los valores de adecuabilidad más altos en dichas regiones como *Philodryas mattogrossensis* y *Xenodon pulcher* en Chaco Seco y *Clelia clelia*, *Mastigodryas bifossatus*, *Oxyrhopus guibei*, *Thamnodynastes chaquensis*, *T. strigatus*, *Tomodon ocellatus* y *Amerotyphlops brongersmianus* en Chaco Húmedo y Valle de Inundación. Con las aves también obtuvimos áreas de alta prioridad en el Chaco debido a una mayor densidad de puntos y valores de adecuabilidad de especies como *Chunga burmeisteri*, *Furnarius cristatus*, *Myrmorchilus strigilatus*, *Nystalus maculatus*, *Rhinocripta lanceolata*, *Strix chacoensis*, *Nothoprocta cinerascens*, *Stigmatura budytoides* asociadas al Chaco Seco y especies como *Anhinga anhinga*, *Botaurus pinnatus*, *Catharthes burrovianus*, *Crotophaga major*, *Dendrocygna autumnalis*, *Falco ruficularius*, *Herpetotheres cachinnans*, *Megarynchus pitangua*, *Milvago chimachima*, *Nomonyx dominicus* fuertemente asociadas a Chaco Húmedo-Valle de Inundación (Giraudo y Arzamendia, 2017; Rabinovich y Rapoport, 1975; Szumik y col., 2012). El Chaco es una región biogeográfica caracterizada por un paisaje heterogéneo y multi-estratificado que sustenta una alta biodiversidad (Kuemmerle y col., 2017). No obstante, ha perdido gran parte de su superficie debido al avance de la frontera agrícola (Clark y col., 2010; Gasparri y Grau, 2009; Giraudo, 2009), lo que ha incentivado recientes priorizaciones espaciales (Nori y col., 2016). Gran parte de la provincia de Santa Fe pertenece a esta región biogeográfica, por lo que nuestra priorización podría contribuir con su conservación. Además, el Río Paraná actúa como un corredor de biota tropical hacia latitudes templadas (Arzamendia y Giraudo, 2009; Jose De Paggi, 1990; Menalled y Adamoli, 1995; Morrone y Lopretto, 1994; Rabinovich y Rapoport, 1975; Ringuelet, 1975) debido a la existencia de un

microclima en los bancos de ríos, el desarrollo de bosques riparios húmedos y numerosos humedales que permiten la supervivencia de especies animales y vegetales en latitudes templadas (Cabrera, 1994; Menalled y Adamoli, 1995). Al igual que Arzamendia y Giraudo (2004) y Rabinovich y Rapoport (1975) obtuvimos celdas con alta riqueza específica a lo largo del Valle de Inundación del Río Paraná y en las celdas contiguas hacia el oeste. Tanto para serpientes como para aves, la primera celda estuvo ubicada en el Valle de Inundación. La presencia de elementos tropicales junto a una alta heterogeneidad de hábitats modelados por el pulso de inundación confieren al Valle de inundación de una alta riqueza específica en relación a las regiones adyacentes no inundables (Arzamendia y Giraudo, 2009; Contreras y col., 2017; Espínola y col., 2017; Lorenzón y col., 2017).

El área prioritaria ubicada principalmente en el dpto. General Obligado fue confirmada en priorizaciones anteriores con metodologías, granos y escalas espaciales diferentes (Arzamendia y Giraudo, 2004, 2012). Arzamendia y Giraudo (2012) destacaron el eje fluvial Paraguay-Paraná, que se extiende desde la provincia de Formosa hasta los 29° de latitud sur aproximadamente (provincia de Santa Fe). Las superficies de dicho eje fluvial que abarcan las provincias de Chaco y Santa Fe fueron declaradas Sitios Ramsar “Humedales Chaco y Jaaukanigás”, respectivamente. Sin embargo, ninguna de las provincias cuenta con áreas que tengan una protección efectiva en este sector (Arzamendia y Giraudo, 2004), debido a que los Sitios Ramsar tienen escasa implementación.

Los pastizales de la Pampeana constituyen un paisaje con una estructura y dinámica diferente respecto de los bosques del norte santafecino y también ha sido confirmada su identidad como región biogeográfica (Ferreira y Boldrini, 2011; Löwenberg-Neto y De Carvalho, 2009; Roesch y col., 2009). A diferencia de las serpientes, las áreas prioritarias obtenidas en General López e Iriondo estuvieron asociadas a especies como *Asthenes hudsoni*, *Anas sibilatrix*, *Cisthorus platensis*, *Fulica rufifrons*, *Mimus patagonicus*, *Oxyura vittata*, *Sturnella defilipii*, *Theristicus melanopis*, *Thinocorus rumicivorus* y *Upucerthia dumetaria* que presentaron mayor densidad de registros y ambientes climáticamente más adecuados en esta región. No obstante, la agricultura amenaza a las especies nativas a través de la destrucción, fragmentación y pérdida de calidad de hábitat original, la introducción de especies competidoras y el impacto humano directo como cacería y aplicación de pesticidas (Medan y col., 2011). Entre las especies amenazadas, *S. defilipii* está categorizada como vulnerable y ha reducido su rango de distribución en esta región debido a que prefiere pastizales naturales (Fernández y col., 2004; Gabelli y col., 2004) o, con menor frecuencia, pastizales con leves intervenciones antrópicas y vegetación similar a los parches naturales (Cozzani y col., 2004). A su vez, la región ha experimentado procesos de extinción como el retroceso del rango geográfico de *Alectrurus risora*, actualmente restringido a las provincias de Corrientes y Formosa (Di Giacomo y Di Giacomo, 2004). Pese a recientes esfuerzos de conservación al sur de la provincia con el establecimiento

de reservas hídricas y el sitios Ramsar Laguna Melincué, estas áreas protegidas se solapan muy parcialmente con nuestras priorizaciones (Biasatti y col., 2015).

Las áreas prioritarias obtenidas en La Capital, Las Colonias y San Justo deberían ser consideradas con cautela debido a que podrían haber sido seleccionadas producto de un mayor esfuerzo de muestreo histórico y actual respecto del resto de la superficie provincial. En estos departamentos se congregan la mayor cantidad de ornitólogos que han trabajado o residido en las ciudades de Santa Fe, Esperanza y Rosario y sus alrededores. Este patrón se evidencia en la mayor cantidad de trabajos publicados en estas localidades (ver de La Peña 2013 y Fandiño y Girauco 2010 para una revisión) y en mayor número de especímenes colectados en museos (e.g., Ordano y Bosisio, 2001). Pese a reportarse una alta riqueza específica, estas áreas no presentarían factores bio-ecológicos (e.g., calidad y diversidad de sus hábitats, productividad, disponibilidad de áreas de alimentación o nidificación, geomorfología, latitud) particulares que la justifiquen (Fandiño y Girauco, 2012). Girauco y Arzamendia (2017) postularon en base a análisis biogeográficos cuantitativos realizados con serpientes, que el Espinal no tendría entidad como una región biogeográfica independiente por no constituir un área de endemismo. Estos hallazgos están de acuerdo con Cabrera (1994) quién propuso primero esta región estableciendo que el Espinal podría considerarse como un Chaco “empobrecido” en especies debido a la ausencia del género *Schinopsis* que caracteriza la región chaqueña y también con el aporte de otros autores que analizaron otros grupos taxonómicos (Acosta, 1991; Ferretti y col., 2014; Nori y col., 2011; Morrone, 2014). Girauco y Arzamendia (2017) proponen al Espinal como un área transicional entre el Chaco y la Pampa.

En PEC-P obtuvimos una selección que focaliza en la representatividad y la eficiencia (Araújo y Williams, 2001; Gaston y col., 2001; Whittaker y col., 2005); mientras que con PEC-AN obtuvimos un SAC que focaliza en la representatividad y la efectividad (Moilanen y col., 2005; Rodrigues y col., 2000a, 2000b). Las soluciones eficientes (inversamente relacionado al área total seleccionada, en Rodrigues y col., 2000b) son entendiblemente deseables debido a: 1) la escasez de recursos destinados a acciones de conservación y 2) el impacto sobre el resto de la sociedad, esto es, sistemas eficientes reducen la competencia con otros usos de la tierra, incrementando las posibilidades de aceptación social y política (Watson y col., 2011). Pero la eficiencia no siempre es una cualidad de los SAC que permita alcanzar objetivos de conservación. Margules y col. (1994), Rodrigues y col. (2000b) y Virolainen y col. (1999) demostraron que las estrategias de selección más eficientes solían perder especies a lo largo del tiempo. Por ello, (Rodrigues y col., 2000a, 2000b) establecieron la necesidad de proponer SAC más robustos al recambio temporal de las especies.

En PEC-AN focalizamos en la efectividad del SAC de manera indirecta al considerar los áreas núcleo donde las especies presentarían las condiciones ambientales más adecuadas, con una configuración

espacial anidada o más compacta (ESCENARIO_1 y ESCENARIO_2) y con el mínimo de impacto social de manera de evitar las áreas con mayores niveles de actividad humana (ESCENARIO_3) (Araújo y col., 2002; Cabeza y col., 2004; Moilanen y col., 2005).

Considerando las regiones núcleo como zonas en las que las especies encuentran las condiciones climáticamente más adecuadas (Gapare y col., 2005; Gapare y Aitken, 2005) de acuerdo a las predicciones de los MDEs, priorizamos espacialmente la provincia de Santa Fe. Las condiciones ambientalmente óptimas para las especies debido a que suelen estar fuertemente asociadas a regiones en las que se registra mayor diversidad genética (Diniz-Filho y col., 2015; Russell y col., 2014) y desarrollo de caracteres fenotípicos (Gapare y col., 2005; Smith y col., 2017; Wittmann y col., 2016). Weber y col. (2017) han demostrado que los MDEs (basados en solo presencia, como en este estudio) podrían ser descriptores (“proxy”) útiles de la abundancia poblacional. Por tanto, áreas con altos valores de adecuabilidad y/o probabilidad de ocurrencia podrían albergar poblaciones más grandes porque cuanto más favorables resultasen las condiciones locales, se incrementaría la tasa de nacimiento y supervivencia y decrecería la tasa de extinción (Weber y col., 2017). La autocorrelación espacial en los datos de presencia ocurre porque las especies exhiben mayor agregación (esto es, alta abundancia) donde el ambiente es más adecuado (Araújo y col., 2002).

No obstante, una especie puede ser rara o estar ausente en un sitio que resulta climáticamente adecuado. La presencia y abundancia de una especie depende de condiciones abióticas (nicho Grinnelliano), de interacciones de especies (Eltonian niche), la historia y dispersión de la especie (Peterson y Soberón, 2012; Soberón, 2007; Soberón y Peterson, 2005). Un sitio puede ser asignado con una adecuabilidad alta para una especie pero un competidor superior o la ausencia de un recurso fundamental podría impedir la ocurrencia de la especie allí o disminuir su abundancia. Además, una barrera geográfica podría impedir que una especie colonice un sitio adecuado, o una especie podría no colonizar áreas climáticamente adecuadas porque es reciente en la filogenia y no ha tenido tiempo suficiente para expandir su rango a sitios más adecuados (Weber y col., 2014). Por consiguiente, nuestras estimaciones de distribución potencial podrían introducir un alto riesgo de falsos positivos o comisión, lo cual conduciría a destinar fondos para áreas donde las especies podrían estar verdaderamente ausentes (Elith y col., 2006; Rondinini y col., 2006; Segurado y Araújo, 2004). En nuestras priorizaciones este riesgo fue bajo debido a que: 1) realizamos las proyecciones de las predicciones en el área en la cual se encuentran las presencias con las que se construyeron los modelos y 2) seleccionamos las áreas núcleo obtenidas tras haber sido consideradas como pertinentes para una priorización espacial por expertos (Tognelli y col., 2011). No obstante, Thuiller y col. (2014) observaron fuertes asociaciones positivas entre la probabilidad de ocurrencia y el tamaño poblacional y la capacidad de carga, pero también encontraron asociaciones negativas entre la probabilidad de ocurrencia y la tasa de crecimiento intrínseca de poblaciones de árboles

en Canadá, Francia y Nueva Zelanda. Por tanto, a pesar de que la adecuabilidad ambiental esté positivamente correlacionada con los niveles de heterocigosis, el desarrollo de caracteres fenotípicos y la densidad poblacional (importantes razones para la búsqueda de áreas prioritarias), podría no ser suficiente para generar una priorización espacial efectiva si en las áreas climáticamente óptimas las especies están ausentes o pese a ser abundantes, la tasa intrínseca de crecimiento poblacional es baja.

Por otro lado, uno de los más grandes debates en Biogeografía de la Conservación consiste en focalizar sobre las poblaciones núcleo o las periféricas al proponer una priorización espacial (Whittaker y col., 2005). Las poblaciones núcleo estarían mejor adaptadas a las condiciones ambientales actuales, mientras que las poblaciones periféricas estarían sujetas a presiones selectivas que podrían favorecer los genotipos con mayor capacidad para sobrevivir en condiciones subóptimas producto de fluctuaciones ambientales (Whittaker y col., 2005). Si las extinciones son determinadas principalmente por factores demográficos, sería importante conservar las poblaciones núcleo, de lo contrario, si las extinciones son determinadas por factores extrínsecos, deberían conservarse las poblaciones periféricas para garantizar la supervivencia a largo plazo (Araújo y Williams, 2001). Idealmente, tanto las poblaciones periféricas como las poblaciones núcleo deberían ser conservadas, pero podrían requerirse redes de reservas poco eficientes (Araújo, 2002).

La configuración espacial de un sistema de reservas es otro aspecto relevante que influye en su efectividad (Cabeza y Moilanen, 2001; Williams y col., 2005). Primero, la extensión del sistema de áreas determina la proporción del área de distribución de la especie que es protegido. En PEC-P, las celdas 1, 2, 6, 7, 8, 10, 13, 15, 19, 37, 41, 44, 47, 48 y 56 conformaron el mínimo de celdas para representar la totalidad de especies raras y amenazadas de Santa Fe y por tanto, la superficie protegida ascendería al 28.19% provincial en caso de implementación. Recientes priorizaciones han estado basadas en la cobertura total de las especies respecto de registros de presencia (Arzamendia y Giraud, 2004; Etchepare y col., 2017), áreas de endemismos (Ferretti y col., 2014) y la identificación de nodos que constituyen regiones con componentes bióticos de diversos orígenes (Arzamendia y Giraud, 2012). Estos aportes muestran los sitios con componentes bióticos deseables para conservar, pero no permiten estimar el porcentaje de cobertura de las distribuciones de las especies. Al igual que en nuestra PEC-P, el uso de grillas por parte de Arzamendia y Giraud (2004) y Etchepare y col. (2017) permitiría cuantificar el área protegida si las especies habitasen uniformemente dentro del conjunto de celdas en las que fueron registradas. No obstante, esto podría conducir a una sobre-estimación de la protección (Rondinini y col., 2006).

En PEC-AN a partir de priorizar en base a la adecuabilidad climática de las celdas proponemos un SAC que protegería más del 13% de la superficie de distribución potencial para todas las especies consideradas. Aunque determinamos el SAC siguiendo el umbral de superficie sugerido por un acuerdo internacional (CDB, 2010), estos resultados tienen que ser interpretados con cautela. La biodiversidad no se encuentra

homogéneamente distribuida en el mundo y por tanto, las reservas tampoco deberían estarlo. Esto limita el valor de los umbrales de representación de la biodiversidad uniformes (Rodrigues y col., 2004b). Además no es posible garantizar la viabilidad de las poblaciones a proteger porque nuestra priorización se basa en adecuabilidad del ambiente y no, a partir de información demográfica (Guillera-Arroita y col., 2015). Ante la falta de información acerca de las ausencias y la detectabilidad de las especies en el área de referencia, no es posible predecir la ocurrencia de las especies dentro del área de su distribución potencial (Dorazio, 2014; Koshkina y col., 2017).

Segundo, consideramos la forma del sistema de reservas dado que contribuiría a disminuir el efecto de borde (Cabeza y Moilanen, 2001; Murcia, 1995; Williams y col., 2005). Al igual que Nori y col. (2013), en los ESCEANRIO_3 encontramos que el SAC propuesto se constituyó de una mayor cantidad de parches de diferentes tamaños y por consiguiente, de un mayor perímetro respecto del ESCENARIO_1. No obstante, la conservación de estos parches podría permitir la persistencia de las especies raras y amenazadas de Santa Fe. Los remanentes más grandes podrían albergar poblaciones más grandes y presentar mayores probabilidades de sostener las poblaciones en el tiempo (Brooks y col., 1999; Lindborg y Eriksson, 2004). También permitirían la conservación de especies sensibles, especialmente aquellas con grandes requerimientos de área (Ferraz y col., 2007) o con estrictos requerimientos de hábitat, cuya supervivencia es particularmente problemática en el presente paisaje fragmentado (Aleixo, 1999). En Santa Fe, grandes remanentes están ubicados principalmente al norte, en los Bajos Submeridionales y la Cuña Boscosa, al sur, en el dpto. General Lopez y al este, en el dpto. San Javier y Garay. Por otro lado, la conservación de los parches más pequeños podrían contribuir con la conectividad entre los parches más grandes, esto es, podrían funcionar a modo de “pasaderas” (“stepping stones”) (Saura y col., 2014), o formando redes de áreas funcionalmente conectadas, que permitiría ciertas especies persistir en paisajes modificados (Martensen y col., 2008). Tanto para las aves como para las serpientes, obtuvimos gran cantidad de parches rodeando el límite entre el dpto. Vera y San Javier. Los potenciales parches más grandes dentro del dpto. Gral Lopez están rodeados de pequeños parches que podrían fomentar la conectividad entre los primeros. Además, aunque encontramos cambios en los niveles de representación entre los diferentes escenarios, todas las especies superaron el 14% de cobertura de su distribución potencial. No obstante, un sistema con mayor cantidad de parches y con mayor perímetro podría presentar una menor efectividad debido a que incrementaría el efecto de borde y disminuiría la conectividad del SAC (Murcia, 1995; Taylor y col., 1993).

Tercero, la identificación de regiones de amortiguamiento contribuiría a mitigar el impacto negativo de las actividades humanas desarrolladas por fuera de las áreas protegidas (Moilanen, 2012; Williams y col., 2005). En Argentina existen aportes que si bien no tienen por objeto encontrar áreas de amortiguamiento, emplean algoritmos que realizan priorizaciones en todo el paisaje (ej. (Nori y col., 2016; Tognelli y col.,

2011). Sin embargo, la importancia de estas áreas es reconocida en Argentina dado que existen ejemplos de zonas de amortiguamiento determinadas arbitrariamente (ej. (Pasian y col., 2015). En el ESCENARIO_1 de PEC-AN obtuvimos una priorización espacial anidada en la que identificamos como potenciales zonas de amortiguamiento aquellas ubicadas dentro del rango superior al 50% protegido. Esta superficie abarca los departamentos Vera, San Javier, San Jerónimo, Constitución y Caseros. Las diferencias entre las zonas núcleo y aquellas de amortiguamiento consistirían principalmente en las estrategias de manejo y el uso de la tierra, formando parte del diseño del SAC (Williams y col., 2005). El grado de antropización presente en la provincia impondría severas restricciones a las prácticas de producción sostenible. No obstante, las decisiones políticas de las jurisdicciones ubicadas dentro del 50% de mayor prioridad podrían optar por acciones de manejo de los ambientes urbanos y agrícolas que promuevan la colonización de especies nativas susceptibles a estos ambientes antropizados (Cristaldi y col., 2017; Suri y col., 2017; Vignoli y col., 2013).

No obstante, la conversión del hábitat natural a paisajes antropogénicos es considerado entre las principales amenazas a la biodiversidad en el mundo (Murphy y Romanuk, 2014; Newbold y col., 2015). Este contexto impone incertidumbre acerca de si las áreas protegidas asegurarán la persistencia de las poblaciones y el funcionamiento de los ecosistemas (ej., Laurance y col., 2012). Al aplicar el índice de influencia humana en PEC-AN obtuvimos marcadas diferencias respecto del ESCENARIO_1. Acorde con Delavenne y col. (2013) y Zwiener y col. (2017) el nivel de antropización cambió la localización de las áreas de mayor prioridad. En el ESCENARIO_3 la desaparición de áreas dentro del SAC en los departamentos 9 de Julio y General Obligado podría atribuirse a una mayor cantidad de rutas y caminos provinciales que los atraviesan comparado con Vera que comprende gran parte de dos regiones de baja densidad poblacional como los Bajos Submeridionales y la Cuña Boscosa (Caila y col., 2012). En General Obligado la actividad agrícola está representada principalmente por el cultivo de caña de azúcar, algodón y la soja. En 9 de Julio, la población desarrolla una ganadería extensiva principalmente en los parches de montes y los cultivos más importantes corresponden a la soja y girasol, aunque también algodón y sorgo (Castignani, 2011). Los Bajos Submeridionales constituyen pajonales generalmente anegados y con suelos salinos, lo que limita el avance de la frontera agrícola en estas zonas y se practica una ganadería extensiva en pastizales inundados (Castignani, 2011; Pautasso, 2003). La principal actividad de los pobladores rurales corresponde a la ganadería extensiva y cultivos, como el sorgo o el girasol, además de la canalización de humedales que ha interrumpido y modificado sus ciclos hidrológicos de inundación. Por otro lado, pese a la intensa deforestación que se desarrolla en la Cuña Boscosa principalmente por el “corrimiento” de la actividad ganadera frente al avance de la frontera agrícola y por la extracción de miles de toneladas de leña para las industrias regionales, aún persisten parches que mantienen la heterogeneidad estructural de sus bosques (Alzugaray y col., 2016; Barberis y col., 2005).

En sectores del centro provincial, una baja densidad poblacional (hasta 10 hab/km²) y cultivos de soja, maíz, sorgo, trigo y arroz no tan desarrollada como en otros departamentos explicarían la alta prioridad de áreas ubicadas en mayormente en los bajos de los Saladillos, un área heterogénea, inundable y con aptitud agrícola variable por la salinidad de sus tierras, en el departamento de Garay y San Javier (Castignani, 2011; Martín, 2011). En el sur, la persistencia de superficies prioritarias respecto del ESCENARIO_1 en General López correspondería al aporte de especies únicas como *Asthenes hudsoni*, *Eudromia elegans*, *Fulica armillata*, *Larus dominicanus*, *Mimus patagonicus*, *Neoxolmis rufiventris*, *Oreopholus ruficapillus*, *Podiceps occipitalis*, *Stunella defilippii*, *Sturnella loyca*, *Theristicus melanopis*, *Thinocorus rumicivorus* y *Upucerthia dumetaria* pese al mayor desarrollo industrial, de la red vial provincial y de la actividad agrícola intensiva, principalmente, con los cultivos de soja, maíz y trigo (Caila y col., 2012; Castignani, 2011; MAyDS, 2016).

Pese a emplear estrategias, resoluciones espaciales y supuestos diferentes, obtuvimos priorizaciones espaciales solapadas fundamentalmente entre los ESCENARIO_1 y ESCENARIO_2 de PEC-AN y las celdas ubicadas en 9 de Julio, General Obligado y General López en PEC-P para los tres grupos analizados. La provincia de Santa Fe no nos permitiría discernir entre regiones núcleo y de intersección debido a que constituye en sí misma un área de transición entre climas subtropicales y templados, y diferentes eco-regiones que aportan sus elementos florísticos y faunísticos característicos (Fandiño y Girauco, 2010; Girauco, 2008), sumado a otros factores ecológicos e históricos como el efecto del río Paraná como corredor faunístico (Arzamendia y Girauco, 2004, 2009, 2012). Para muchas especies raras y amenazadas de la provincia de Santa Fe grandes superficies de su distribución potencial con los mayores valores de adecuabilidad climática fueron estimados por fuera de la provincia como *Buteo brachyurus*, *Amazona aestiva*, *Anrostomus rufus* con valores altos de adecuabilidad en el extremo noreste provincial, *Asthenes hudsoni* hacia el sur, *Chunga burmeisteri* hacia el noroeste y *Basileuterus culicivorus* hacia el este. En cuanto a las serpientes, *Helicops leopardinus* presentó valores de adecuabilidad altos hacia el este provincial pero que no se ubicaron entre los mayores valores y sucedió lo mismo con *Oxyrhopus guibei*, pero hacia el noreste provincial. A su vez, en la provincia convergen aves de distintos sistemas migratorios como aves patagónicas que migran durante el invierno hacia el norte alcanzando la provincia de Santa Fe (ej. *Anas sibilatrix* y *Charadrius modestus*), aves que migran en el centro-norte de Sudamérica y se reproducen en la región (ej., *Ictinia plúmbea*, *Elaenia parvirostris*), migrantes neárticos que invernan en Sudamérica (*Tringa spp.* y *Calidris spp.*) y aves que realizan desplazamientos regionales altitudinales o longitudinales aún poco conocidos desde el oeste al este de Argentina (ej., *Poospiza ornata*) y desde el este y sur del Brasil hacia el noreste de Argentina (ej., *Euphonia cyanocephala*) (Areta y Bodrati, 2010).

Estas observaciones refuerzan la necesidad de priorizaciones espaciales para la conservación a diferentes escalas de modo de considerar patrones y procesos ecológicos y evolutivos y no, límites políticos

(Arzamendia y Girauco, 2012; Cowling y col., 1999). En este sentido, la provincia podría generar esfuerzos de conservación con baja efectividad si muchas de las especies que intenta proteger requieren de las poblaciones núcleo o de las múltiples regiones a las que recurren para cumplir su ciclo de vida y que no se ubican en la provincia. En la República Argentina, las provincias ejercen el dominio de los recursos naturales existentes en sus territorios, es decir, el dictado de las normas referentes a la regulación de los mismos y al ordenamiento territorial (Preámbulo, Art. 41, 121 y 124 Constitución Nacional). La Nación solo puede dictar normas sobre presupuestos mínimos para la preservación, protección y gestión adecuada y sustentable del ambiente (Art. 41 Constitución Nacional, ley 25675/02). Por tanto, estos límites socio-políticos podrían imponer costos sustanciales a la conservación de la biodiversidad y los ecosistemas al fragmentar la propiedad, la soberanía y la gestión. Mientras exista una falta de coordinación a ambos lados de una frontera, la eficiencia y la efectividad de la gestión de los ecosistemas podría verse comprometida (Dallimer y Strange, 2015; Pouzols y col., 2014). No obstante, el solapamiento de prioritizaciones basadas en supuestos diferentes confirmaría las áreas prioritarias que la provincia, al menos, requiere para conservar las especies raras y amenazadas de aves y serpientes.

11.3. Evaluación de las áreas protegidas de Santa Fe

Uno de los objetivos principales del establecimiento de áreas protegidas consiste en cubrir la totalidad de las especies de interés (Rodrigues y col., 2004b). Las áreas protegidas se encontraron entre las celdas con mayor riqueza específica pero no resultaron complementarias debido a que no alcanzaron a cubrir la totalidad de las especies. Estos resultados sugieren que los criterios utilizados para la selección de estas áreas no fueron suficientes para proteger las especies raras y amenazadas de aves y serpientes de Santa Fe. Las áreas protegidas existentes no suelen captar la gama completa de los atributos de los objetos de conservación que son analizados y muestran poca superposición con las áreas prioritarias detectadas (Araújo, 1999; Araújo y col., 2007; Cowling y col., 1999; De Carvalho y col., 2017; Etchepare y col., 2017; Fajardo y col., 2014; Iojâ y col., 2010; Jenkins y col., 2015; Nori y col., 2013; Oldfield y col., 2004; Tognelli y col., 2011; Yue Xu y col., 2017). Además, pese a importantes “vacíos” de conservación a lo largo de la provincia, al igual que Arzamendia y Girauco (2004) encontramos un desbalance espacial en la distribución de las áreas protegidas vigentes. En Santa Fe las áreas protegidas se concentran todo a lo largo del este provincial, cubriendo la biota principalmente del Valle de Inundación, mientras que el noroeste y el sur provincial carecen de reservas. Pese a que muchos estudios reportan diferencias de caudal de fondos y/o esfuerzos de conservación como Cavieres y col. (2002) en Chile y Zhang y col. (2014) en China, solamente encontramos a Fajardo y col. (2014) quienes intentan brindar posibles explicaciones acerca del mayor destino de fondos para proteger las especies amazónicas respecto de las andinas y de la costa peruana. Tales diferencias serían producto de diferencias en la densidad poblacional humana del país y la factibilidad de conseguir fondos internacionales para proyectos de conservación

(Fajardo y col., 2014). Si bien escapa a los objetivos de este estudio, lo anterior alerta para conocer intereses y valores sociales que permitan determinar la influencia del “apoyo” social sobre la conformación e implementación de proyectos de conservación (Bakaki y Bernauer, 2016; Karimi y col., 2017).

Aunque la mayoría de las reservas se ubicaron en las celdas con alta riqueza específica, la eficiencia en la selección de celdas fue menor al incluir las áreas protegidas. En un mundo de recursos limitados para la conservación, esto reduce la posibilidad de asegurar la sostenibilidad de los componentes de la biodiversidad (Pressey, 1994). Por tanto, si el gobierno provincial continúa agregando reservas *ad hoc*, incrementará el área requerida para asegurar la representatividad del SAC de las especies raras y amenazadas y por consiguiente, disminuirá la posibilidad de alcanzar tales metas de conservación (Nori y col., 2016; Pressey y Tully, 1994). A su vez, las áreas protegidas de Argentina tiene falencias o carencia absoluta de infraestructura, planes de manejo, presupuesto y personal para que sean conservadas efectivamente (Giraudó y col., 2005), por lo que un conjunto de áreas menos eficiente, complica esta situación.

No obstante, las áreas protegidas no constituyen una estrategia efectiva de conservación si solamente cubren la totalidad de los taxa de interés, también es necesario proteger una proporción relevante del rango de su distribución geográfica (Rodrigues y col., 2004a). Acorde con el bajo nivel de representación obtenido para todas las especies y la elevada similitud entre los ESCENARIO_1 y ESCENARIO_2 en PEC-AN, las áreas protegidas vigentes cubren una superficie muy pequeña respecto la distribución potencial de las especies. Arzamendia y Giraudó (2004) han reportado un bajo porcentaje de superficie pese haber analizado 19 áreas protegidas de la provincia en lugar de las 7 aquí analizadas (0.28%). Al respecto, en la literatura es posible encontrar situaciones diferentes. En México, Ceballos (2007) demostró que el sistema de reservas cubría gran parte de las especies de mamíferos del país pero su extensión era insuficiente para sostener poblaciones viables. Contrariamente en Costa Rica, uno de los países con mayor superficie protegida, casi la totalidad de las especies de mamíferos del país estuvieron representadas aunque con una proporción relativamente baja de su rango de distribución (González-Maya y col., 2015). En China, al analizar diferentes grupos taxonómicos y servicios ecosistémicos encontraron que la cobertura de superficie de hábitat varió según el objeto de interés: las aves y mamíferos estaban entre los mejores representados, mientras que los reptiles y las plantas, entre los menos protegidos (Xu y col., 2017). Pese a no poder estimar el mínimo de área requerido para garantizar la viabilidad de las poblaciones, el porcentaje de protección en Santa Fe está muy lejos del 17% acordado en la Convención Internacional sobre la Diversidad Biológica (CDB, 2010).

11.4. Priorización espacial para la conservación: objetos de conservación

Tanto PEC-P como la PEC-AN estuvieron afectadas por el objeto de conservación. En PEC-P, las celdas 2, 13, 15 y 41 fueron seleccionadas para todos los grupos. No obstante, las celdas 3, 17, 30 y 32 fueron seleccionadas únicamente para las aves, la celda 16 únicamente para las serpientes y las celdas 10,19 y 44 únicamente para las aves y serpientes. En concordancia con Ilg y Oertli (2017), Stewart y col. (2017) y Hughes (2017) observamos que la selección de áreas prioritarias en base a un grupo taxonómico no se solapa completamente con los sitios prioritarios de otros grupos. Aunque es posible encontrar en la literatura ejemplos de fuerte solapamiento (Sauberer y col., 2004). A su vez, seleccionar en base a grupos por separado implicó una pérdida de eficiencia. En total 13 celdas no coincidieron entre las selecciones de aves y serpientes. Esto supera la cantidad de celdas seleccionadas para uno y otro grupo.

Las priorizaciones espaciales a partir de datos extrapolados suelen preferirse respecto de aquellas obtenidas mediante datos de campo porque es posible analizar la congruencia en regiones poco muestradas (Rodrigues y Brooks, 2007). Pese a ciertas excepciones (Sauberer y col., 2004; Yong y col., 2016), la mayoría de los estudios reportan débiles asociaciones positivas entre patrones biogeográficos para diferentes grupos taxonómicos (Rodrigues y Brooks, 2007; Wolters y col., 2006), y particularmente para priorizaciones espaciales para la conservación (Hughes, 2017; Ilg y Oertli, 2017; Stewart y col., 2017). También obtuvimos congruencias débiles entre las priorizaciones espaciales de aves y serpientes y el solapamiento entre los SAC comprendió principalmente el norte de 9 de Julio, el sur de General Obligado, Garay y La Capital. No obstante, el bajo valor de similitud debería interpretarse con cuidado debido a diferentes razones. Primero, la falta de solapamiento en los departamentos San Jerónimo, norte de General Obligado, General Lopez, y centro de 9 de Julio en los ESCENARIO_1 y ESCENARIO_2. No obstante, en ESCENARIO_3 la mayor congruencia observada podría deberse a que la actividad humana impone restricciones para conservar los sitios más adecuados para la totalidad de las especies analizadas (Nori y col., 2013). Segundo, ambos grupos taxonómicos presentan diferencias en el número de especies. Cuanto más disímil es este número menor podría ser el solapamiento. En efecto, las priorizaciones espaciales para las aves y aves y serpientes presentaron valores de similitud más altos. Tercero, las serpientes raras y amenazadas de Santa Fe están ausentes en regiones que aportan especies diferentes cuando se estudia a las aves, afectando las proporciones de superficies prioritarias para uno y otro grupo. Nuestros resultados sugieren que la designación de sitios prioritarios para la conservación en relación a un grupo taxonómico no necesariamente proveerá protección para el otro grupo de interés. Al igual que Ilg y Oertli(2017), Larsen y col. (2012), Stewart y col. (2017) y Yang y col. (2016) consideramos una mejor opción priorizar en base a aves y serpientes pese a las diferencias del nivel de conocimiento que se posea. Esto provocaría la aparición de sitios nuevos complementarios a los taxa más carismáticos y mejor muestrados y mejoraría tanto la eficiencia y la efectividad del SAC propuesto (Roll y col., 2017).

11.5. Consideraciones a futuro

Aunque nuestros análisis focalizan en la importancia de establecer áreas protegidas para la conservación de procesos ecológicos y evolutivos, las áreas protegidas se mantienen dentro de las estrategias de conservación más importantes debido a que también tienen el potencial de ralentizar las tasas de transformación del paisaje, principalmente por la deforestación, la caza, el fuego y el pastoreo (Bruner y col., 2001; Naughton-Treves y col., 2005) y de contribuir con proyectos de desarrollo social de poblados humanos a nivel local (Naughton-Treves y col., 2005). A modo de ejemplo, en Camboya Clements y col. (2014) demostraron que los hogares que bordeaban las AP estaban significativamente mejor debido a un mayor acceso a mercados y servicios. Los recolectores de productos forestales no madereros (PFNM) dentro de las AP estaban significativamente mejor que los controles y tenían mayores cosechas de arroz, porque tenían un acceso más seguro a la tierra y los recursos forestales. La eficacia del parque se correlaciona con las actividades básicas de gestión, como la aplicación, la demarcación de límites y la compensación directa a las comunidades locales, lo que sugiere que incluso aumentos modestos en el financiamiento aumentarían directamente la capacidad de los parques para proteger la biodiversidad (Bruner y col., 2001). Todas estas constituyen razones para que las áreas protegidas de Argentina y particularmente, de Santa Fe, sean apoyadas políticamente y así, intentar superar las falencias o carencia de infraestructura, planes de manejo, presupuesto y personal para que alcancen objetivos de conservación (Giraud y col., 2005).

Una manera de evitar el impacto que generan las actividades humanas es su ubicación en áreas que presenten bajo valor de conservación (Kareksela y col., 2013). En Zonation lo anterior corresponde al extremo de menor prioridad en el mapa de gradiente de prioridad. Si una zona alberga sólo un pequeño número de especies ampliamente distribuidas y no hay especies raras, la actividad perjudicial para el ambiente tiene menores impactos negativos que el desarrollo en áreas de alta riqueza de especies y / o rareza (Moilanen, 2012). En Santa Fe, en todas las priorizaciones espaciales, los dptos. Castellanos, San Martín y Belgrano se ubicaron dentro del 50% de menor prioridad para la conservación respecto de especies raras y amenazadas. Cuando solo se priorizan con serpientes aparecen también los dptos. Caseros y General López. Sin embargo, el sur provincial aportó celdas de alto valor de conservación cuando Arzamendia y Giraud (2004) consideraron la riqueza específica de serpientes total, esto es, incluyendo especies con mayor rango de distribución o mayor abundancia en la priorización. Por tanto, pese a presentar baja prioridad para la conservación de especies raras y amenazadas podrían albergar valores ecológicos importantes (Moilanen, 2012). La abundancia y la biomasa de muchas especies dominantes tanto en abundancia como en rango de distribución están declinando a una tasa mayor que las especies raras (Kamp y col., 2015; Xu y col., 2017). Dicho declive es producto principalmente de la intensificación agrícola y sobre-explotación de las especies, muchas veces ilegal (Kamp y col., 2015; Spasov y col.,

2017). Esto es particularmente preocupante ya que por definición las especies más comunes son más numerosas y así declives en estas especies tienen un mayor impacto en términos de la función de los ecosistemas y los servicios que ellos proveen (Inger y col., 2015). Los cambios en la distribución de la biomasa tendrán impactos sobre los servicios ecosistémicos provistos por las especies comunes ya que los niveles de muchos de estos servicios están ligados con tasas de consumo (ejemplo, control de plagas, servicios de remociones), lo cual son dirigidos por tasas metabólicas, y consecuentemente, son una función de la biomasa (Gaston, 2010; Winfree y col., 2015). Por tanto, si bien nuestra priorización espacial permite visualizar las regiones que congregan las especies potencialmente más susceptibles a la actividad humana, advertimos sobre la necesidad de futuros estudios para determinar la importancia ecológica de las regiones que se ubican por fuera del 50% prioritario.

Finalmente, las priorizaciones espaciales no representan una medida cuantitativa para las prioridades de la biodiversidad. Un mapa de áreas prioritarias es un primer e importante paso en el planeamiento sistemático para la conservación (Margules y Pressey, 2000), pero la conservación es un proceso dinámico e iterativo. Un mapa final de prioridades de conservación es el resultado de una discusión entre todas las partes involucradas en el proceso de conservación y frecuentemente este mapa está sometido a cambios para adaptarse mejor a los lineamientos socio-económicos y políticos de la sociedad (Ribeiro y col., 2017). Priorizar especies no clarifica qué acciones deberían desarrollarse para contrarrestar el declive de las especies. Santa Fe es una provincia con elevados niveles de antropización principalmente por el crecimiento de las ciudades, la actividad agrícola y ganadera, por lo que son escasos los remanentes naturales y nulos los espacios exentos de “la mano del hombre”. Por tanto, las áreas protegidas si bien constituyen una alternativa de conservación atractiva no debería considerarse como única acción de conservación a desarrollar en las áreas prioritarias debido a que solo las áreas protegidas no aseguran la viabilidad de las poblaciones salvajes en un paisaje fragmentado y transformado (Giraudó y col., 2012). Cada acción de conservación presenta diferentes costos y posibilidades de éxito. Si ignoramos estos últimos aspectos, los planes de conservación resultarán ineficientes (Brown y col., 2015; Game y col., 2013).

12. Bibliografía

G Aarts, J Fieberg y J Matthiopoulos (2012) Comparative interpretation of count, presence-absence and point methods for species distribution models. *Methods Ecol. Evol.* 3, 177–187. doi:10.1111/j.2041-210X.2011.00141.x

P Acevedo, A Jiménez-Valverde, JM Lobo y R Real (2012) Delimiting the geographical background in species distribution modelling. *J. Biogeogr.* 39, 1383–1390. doi:10.1111/j.1365-2699.2012.02713.x

- LE Acosta (1991) Escopiones y opiliones de la provincia de Córdoba (Argentina): diversidad y zoogeografía. *Bull Soc neuchatel Sci Nat.* 116, 11–17.
- J Aguirre-Gutiérrez, LG Carvalheiro, C Polce, EE van Loon, N Raes, M Reemer y JC Biesmeijer (2013) Fit-for-Purpose: Species Distribution Model Performance Depends on Evaluation Criteria - Dutch Hoverflies as a Case Study. *PLoS One* 8. doi:10.1371/journal.pone.0063708
- ME Aiello-Lammens, RA Boria, A Radosavljevic, B Vilela y RP Anderson (2014) spThin: Functions for Spatial Thinning of Species Occurrence Records for Use in Ecological Models. R package version 0.1.0. <https://CRAN.R-project.org/package=spThin>
- A Aleixo (1999) Effects of Selective Logging on a Bird Community the Brazilian Atlantic Forest. *Condor* 101, 537–548. doi:10.2307/1370183
- C Alzugaray, N Di Leo y NJ Carnevale (2016) Mapa forestal del Valle de Inundación e islas del Río Paraná y sur de la Provincia de Santa Fe. *Quebracho-Revista Ciencias For.* 24, 81–94.
- RP Anderson y I Gonzalez (2011) Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: An implementation with Maxent. *Ecol. Modell.* 222, 2796–2811. doi:10.1016/j.ecolmodel.2011.04.011
- RP Anderson, D Lew y AT Peterson (2003) Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecol. Modell.* 162, 211–232. doi:10.1016/S0304-3800(02)00349-6
- MB Araújo (2002) Biodiversity Hotspots and Zones of Ecological Transition. *Conserv. Biol.* 16, 1662–1663.
- MB Araújo (1999) Distribution Patterns of Biodiversity and the Design of a Representative Reserve Network in Portugal. *Divers. Distrib.* 5, 151–163.
- MB Araújo, JM Lobo y JC Moreno (2007) The effectiveness of Iberian protected areas in conserving terrestrial biodiversity. *Conserv. Biol.* 21, 1423–1432. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00827.x
- MB Araújo y M New (2007) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol. Evol.* 22, 42–47. doi:10.1016/j.tree.2006.09.010
- MB Araújo y PH Williams (2001) The bias of complementarity hotspots toward marginal populations. *Conserv. Biol.* 15, 1710–1720. doi:10.1046/j.1523-1739.2001.99450.x

- MB Araújo, PH Williams y RJ Fuller (2002) Dynamics of extinction and the selection of nature reserves. *Proc. R. Soc. Lond. B* 49, 1971–1980. doi:10.1098/rspb.2002.2121
- JJ Areta y A Bodrati (2010) Un sistema migratorio longitudinal dentro de la selva atlántica: movimientos estacionales y taxonomía del Tangará Cabeza Celeste (*Euphonia cyanocephala*) en Misiones (Argentina) y Paraguay. *Ornitol. Neotrop.* 21, 71–86.
- MFJ Aronson, FA La Sorte, CH Nilon, M Katti, MA Goddard, CA Lepczyk, PS Warren, NSG Williams, S Cilliers, B Clarkson, C Dobbs, R Dolan, M Hedblom, S Klotz, JL Kooijmans, I Kühn, I Macgregor-Fors, M McDonnell, U Mörtberg, P Pysek, S Siebert, J Sushinsky, P Werner y M Winter (2014) A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proc. Biol. Sci.* 281, 20133330. doi:10.1098/rspb.2013.3330
- J Arthur, M Hachey, K Sahr, M Huso y A Kiester (1997) Finding all optimal solutions to the reserve site selection problem: formulation and computational analysis. *Environ. Ecol. Stat.* 4, 153. doi:10.1023/A:1018570311399
- V Arzamendia y A Giraudo (2002) Lista y Distribución De Los Ofidios (Reptilia: Serpentes) De Santa Fe, Argentina. *Cuad. Herpetol.* 16, 15–32.
- V Arzamendia y A Giraudo (2004) Usando patrones de biodiversidad para la evaluación y diseño de áreas protegidas: las serpientes de la provincia de Santa Fe (Argentina) como ejemplo. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 77, 335–348.
- V Arzamendia y AR Giraudo (2012) A panbiogeographical model to prioritize areas for conservation along large rivers. *Divers. Distrib.* 18, 168–179. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00829.x
- V Arzamendia y AR Giraudo (2009) Influence of large South American rivers of the Plata Basin on distributional patterns of tropical snakes: a panbiogeographical analysis. *J. Biogeogr.* 36, 1739–1749. doi:10.1111/j.1365-2699.2009.02116.x
- KB Aubry, CM Raley y KS McKelvey (2017) The importance of data quality for generating reliable distribution models for rare, elusive, and cryptic species. *PLoS One* 12, 1–17. doi:10.1371/journal.pone.0179152
- MP Austin (2002) Spatial prediction of species distribution: An interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecol. Modell.* 157, 101–118. doi:10.1016/S0304-3800(02)00205-3
- Z Bakaki y T Bernauer (2016) Measuring and explaining the willingness to pay for forest conservation:

evidence from a survey experiment in Brazil. *Environ. Res. Lett.* 11, 1–8. doi:10.1088/1748-9326/11/11/114001

IR Ball, HP Possingham y ME Watts (2009) Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritization. In *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools* (eds A. Moilanen, K. A. Wilson and H. P. Possingham). Oxford University Press, Oxford pp. 185–195.

IM Barberis, JP Lewis y WB Batista (2005) Heterogeneidad estructural de los bosques de la Cuña Boscosa de Santa Fe en distintas escalas espaciales. La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando J.C. León. M. Oesterheld, M. R. Aguiar, C. M. Ghersa y J. M. Paruelo. Buenos Aires, Universidad de Buenos Aires.43-58.

WT Bean, R Stafford y JS Brashares (2012) The effects of small sample size and sample bias on threshold selection and accuracy assessment of species distribution models. *Ecography* 35, 250–258. doi:10.1111/j.1600-0587.2011.06545.x

J Beck, M Böller, A Erhardt y W Schwanghart (2014) Spatial bias in the GBIF database and its effect on modeling species' geographic distributions. *Ecol. Inform.* 19, 10–15. doi:10.1016/j.ecoinf.2013.11.002

GP Bellini, V Arzamendia y AR Giraudo (2013) Ecology of *Thamnodynastes hypoconia* in subtropical – temperate South America. *Herpetologica* 69, 67–79.

GP Bellini, AR Giraudo, V Arzamendia y EG Etchepare (2015) Temperate Snake Community in South America: Is Diet Determined by Phylogeny or Ecology? *PLoS One* 10, e0123237. doi:10.1371/journal.pone.0123237

JMR Benayas, SM Scheiner, MG Sánchez-Colomer y C Levassor (1999) Conservation Ecology: Commonness and Rarity: Theory and Application of a New Model to Mediterranean Montane Grasslands. *Conserv. Ecol.* 3, 1–16.

RN Biasatti, JC Rozzatti, B Fandiño, A Pautaso, E Mosso, G Marteleur, A Natalia, A Giraudo, C Chiarulli, M Romano, PR Llorens y L Vallejos (2015) Las ecoregiones, su conservación y las áreas naturales protegidas de la provincia de Santa Fe. Secretaría del Medio Ambiente. MASPyMA. Imprenta UNL. Paraje El Pozo, Ciudad Universitaria s/n, Santa Fe. 242 pp.

LM Bini, JAF Diniz-Filho, TFLVB Rangel, RP Bastos y MP Pinto (2006) Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Divers. Distrib.* 12, 475–482. doi:10.1111/j.1366-9516.2006.00286.x

RB Blair (1996) Land Use and Avian Species Diversity Along an Urban Gradient. *Ecol. Appl.* 6, 506–519.

M Böhm, B Collen, JEM Baillie, P Bowles, J Chanson, N Cox, G Hammerson, M Hoffmann, SR Livingstone, M Ram, AGJ Rhodin, SN Stuart, PP van Dijk, BE Young, LE Afuang, A Aghasyan, A García, C Aguilar, R Ajtic, F Akarsu, LRV Alencar, A Allison, N Ananjeva, S Anderson, C Andrés, D Ariano-Sánchez, JC Arredondo, M Auliya, CC Austin, A Avci, PJ Baker, AF Barreto-Lima, CL Barrio-Amorós, D Basu, MF Bates, A Batistella, A Bauer, D Bennett, W Böhme, D Broadley, R Brown, J Burgess, A Captain, S Carreira, MR Castañeda, F Castro, A Catenazzi, JR Cedeño-Vázquez, DG Chapple, M Cheylan, DF Cisneros-Heredia, D Cogalniceanu, H Cogger, C Corti, GC Costa, PJ Couper, T Courtney, J Crnobrnja-Isailovic, PA Crochet, B Crother, F Cruz, JC Daltry, RJR Daniels, I Das, A de Silva, AC Diesmos, L Dirksen, TM Doan, CK Dodd, JS Doody, ME Dorcas, J Duarte de Barros Filho, VT Egan, EH El Mouden, D Embert, RE Espinoza, A Fallabrino, X Feng, ZJ Feng, L Fitzgerald, O Flores-Villela, FGR França, D Frost, H Gadsden, T Gamble, SR Ganesh, MA Garcia, JE García-Pérez, J Gatus, M Gaulke, P Geniez, A Georges, J Gerlach, S Goldberg, JCT Gonzalez, DJ Gower, T Grant, E Greenbaum, C Grieco, P Guo, AM Hamilton, K Hare, SB Hedges, N Heideman, C Hilton-Taylor, R Hitchmough, B Hollingsworth, M Hutchinson, I Ineich, J Iverson, FM Jaksic, R Jenkins, U Joger, R Jose, Y Kaska, U Kaya, JS Keogh, G Köhler, G Kuchling, Y Kumlutaş, A Kwet, E La Marca, W Lamar, A Lane, B Lardner, C Latta, G Latta, M Lau, P Lavin, D Lawson, M LeBreton, E Lehr, D Limpus, N Lipczynski, AS Lobo, MA López-Luna, L Luiselli, V Lukoschek, M Lundberg, P Lymberakis, R Macey, WE Magnusson, DL Mahler, A Malhotra, J Mariaux, B Maritz, OAV Marques, R Márquez, M Martins, G Masterson, JA Mateo, R Mathew, N Mathews, G Mayer, JR McCranie, GJ Measey, F Mendoza-Quijano, M Menegon, S Métrailler, DA Milton, C Montgomery, SAA Morato, T Mott, A Muñoz-Alonso, J Murphy, TQ Nguyen, G Nilson, C Nogueira, H Núñez, N Orlov, H Ota, J Ottenwalder, T Papenfuss, S Pasachnik, P Passos, OSG Pauwels, N Pérez-Buitrago, V Pérez-Mellado, ER Pianka, J Pleguezuelos, C Pollock, P Ponce-Campos, R Powell, F Pupin, GE Quintero Díaz, R Radder, J Ramer, AR Rasmussen, C Raxworthy, R Reynolds, N Richman, EL Rico, E Riservato, G Rivas, PLB da Rocha, MO Rödel, L Rodríguez Schettino, WM Roosenburg, JP Ross, R Sadek, K Sanders, G Santos-Barrera, HH Schleich, BR Schmidt, A Schmitz, M Sharifi, G Shea, HT Shi, R Shine, R Sindaco, T Slimani, R Somaweera, S Spawls, P Stafford, R Stuebing, S Sweet, E Sy, HJ Temple, MF Tognelli, K Tolley, PJ Tolson, B Tuniyev, S Tuniyev, N üzüm, G van Buurt, M Van Sluys, A Velasco, M Vences, M Veselý, S Vinke, T Vinke, G Vogel, M Vogrin, RC Vogt, OR Wearn, YL Werner, MJ Whiting, T Wiewandt, J Wilkinson, B Wilson, S Wren, T Zamin, K Zhou y G Zug (2013) The conservation status of the world's reptiles. *Biol. Conserv.* 157, 372–385. doi:10.1016/j.biocon.2012.07.015

M Böhm, R Williams, HR Bramhall, KM Mcmillan, AD Davidson, A Garcia, LM Bland, J Bielby y B Collen (2016) Correlates of extinction risk in squamate reptiles: The relative importance of biology,

- geography, threat and range size. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 25, 391–405. doi:10.1111/geb.12419
- MK Borregaard y C Rahbek (2010) Causality of the Relationship between Geographic Distribution and Species Abundance. *Q. Rev. Biol.* 38, 221–233. doi:10.1086/650265
- MS Boyce, PR Vernier, SE Nielsen y FKA Schmiegelow (2002) Evaluating resource selection functions. *Ecol. Modell.* 157, 281–300. doi:10.1016/S0304-3800(02)00200-4
- MES Bracken y NHN Low (2012) Realistic losses of rare species disproportionately impact higher trophic levels. *Ecol. Lett.* 15, 461–467. doi:10.1111/j.1461-0248.2012.01758.x
- CRF Brandão, RM Feitosa, FA Schmidt y RRC Solar (2008) Rediscovery of the putatively extinct ant species *Simopelta minima* (Brandão) (Hymenoptera, Formicidae), with a discussion on rarity and conservation status of ant species. *Rev. Bras. Entomol.* 52, 480–483. doi:10.1590/S0085-56262008000300026
- FT Breiner, A Guisan, A Bergamini y MP Nobis (2015) Overcoming limitations of modelling rare species by using ensembles of small models. *Methods Ecol. Evol.* 6, 1210–1218. doi:10.1111/2041-210X.12403
- O Broennimann, V Di Cola y A Guisan (2016) ecospat: Spatial Ecology Miscellaneous Methods. R package version 2.1.1. <https://CRAN.R-project.org/package=ecospat>
- BW Brook, LW Traill y CJA Bradshaw (2006) Minimum viable population sizes and global extinction risk are unrelated. *Ecol. Lett.* 9, 375–382. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00883.x
- TM Brooks, SL Pimm y JO Oyugi (1999) Time Lag between Deforestation and Bird Extinction in Tropical Forest Fragments. *Conserv. Biol.* 13, 1140–1150. doi:10.1046/j.1523-1739.1999.98341.x
- CJ Brown, M Bode, O Venter, MD Barnes, J McGowan, C Runge, JEM Watson y HP Possingham (2015) Effective conservation requires clear objectives and prioritising actions, not places or species. *PNAS* 112 (32): 4342. doi:10.1073/pnas.1509189112
- AG Bruner, EG Raymond, RE Rice y GAB da Fonseca (2001) Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity. *Science* 291, 125–128. doi:10.1126/science.291.5501.125
- BA Bryan, D King y JR Ward (2011a) Modelling and mapping agricultural opportunity costs to guide landscape planning for natural resource management. *Ecol. Indic.* 11, 199–208. doi:10.1016/j.ecolind.2009.02.005
- BA Bryan, CM Raymond, ND Crossman y D King (2011b) Comparing spatially explicit ecological and

social values for natural areas to identify effective conservation strategies. *Conserv. Biol.* 25, 172–181. doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01560.x

DE Bunker, F DeClerk, JC Bradford, RK Colweel, I Perfecto, OL Phillips, M Sankaran y S Naeem (2005) Species Loss and Aboveground Carbon Storage in a Tropical Forest. *Science* 310, 1029–1031. doi:10.1126/science.1117682

R Burkart, NO Bárbaro, RO Sánchez y DA Gómez (1999) Eco-regiones de la Argentina. Programa de desarrollo Institucional, Componente de Política Ambiental, Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina. 42 pp.

M Cabeza, MB Araújo, RJ Wilson, CD Thomas, MJR Cowley y A Moilanen (2004) Combining probabilities of occurrence with spatial reserve design. *J. Appl. Ecol.* 41, 252–262.

M Cabeza y A Moilanen (2001) Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends Ecol. Evol.* 16, 242–248. doi:10.1016/S0169-5347(01)02125-5

AL Cabrera (1976) Regiones fitogeográficas argentinas. En: Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería, II (Eds.: Kugler, W. F.) ACME, Buenos Aires. p. 1-85.

AL Cabrera (1994) Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. 2° Ed, 1° Reimpresión, ACME. Buenos Aires.

MM Caila, N Torchia, MG Novillo y D Galván (2012) Evaluación ambiental estratégica del Plan de Infraestructura Vial Provincia de Santa Fe. Tomo 1. Evaluación Ambiental Estratégica. Gobierno de Santa Fe. 30p. Recuperado de: <https://www.santafe.gov.ar/index.php/web/content/view/full/186081> (último acceso 10/12/2017)

M Cardillo, GM Mace, JL Gittleman, KE Jones, J Bielby y A Purvis (2008) The predictability of extinction: biological and external correlates of decline in mammals. *Proc. R. Soc. B* 275, 1441–1448. doi:10.1098/rspb.2008.0179

BJ Cardinale, JE Duffy, A Gonzalez, DU Hooper, C Perrings, P Venail, A Narwani, GM Mace, D Tilman, DA Wardle, AP Kinzig, GC Daily, M Loreau, JB Grace, A Larigauderie, DS Srivastava y S Naeem (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 489, 326–326. doi:10.1038/nature11373

MA Carretero y N Sillero (2016) Evaluating how species niche modelling is affected by partial distributions with an empirical case. *Acta Oecologica* 1–10. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2016.08.014

SB Carvalho, JC Brito, RL Pressey, E Crespo y HP Possingham (2010) Simulating the effects of using different types of species distribution data in reserve selection. *Biol. Conserv.* 143, 426–438. doi:10.1016/j.biocon.2009.11.010

H Castignani (2011) Zonas agroeconómicas homogéneas de Santa Fe. Estudios socioeconómicos de la sustentabilidad de los sistemas de producción y recursos naturales. AEES INTA. Recuperado de: <https://inta.gob.ar/documentos/zonas-agroeconomicas-homogeneas-santa-fe> (último acceso: 10/12/2017).

LA Cavieres, MTK Arroyo, P Posadas, C Marticorena, O Matthei, R Rodríguez, FA Squeo y G Arancio (2002) Identification of priority areas for conservation in an arid zone: Application of parsimony analysis of endemism in the vascular flora of the Antofagasta region, northern Chile. *Biodivers. Conserv.* 11, 1301–1311. doi:10.1023/A:1016001714358

G Ceballos (2007) Conservation priorities for mammals in megadiverse Mexico: the efficiency of reserve networks. *Ecol. Appl.* 17, 569–578.

G Ceballos, PR Ehrlich, AD Barnosky, A García, RM Pringle y TM Palmer (2015) Accelerated modern human – induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Sci. Adv.* 1, 1–5. doi:10.1126/sciadv.1400253

G Ceballos, PR Ehrlich y R Dirzo (2017) Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proc. Natl. Acad. Sci.* E6089–E6096. doi:10.1073/pnas.1704949114

CDB (2010) A new era of living in harmony with nature is born at the Nagoya Biodiversity Summit. Press release. [Http://cbd.int/doc/press/2010/pr-2010-10-29-cop-10-en.pdf](http://cbd.int/doc/press/2010/pr-2010-10-29-cop-10-en.pdf).

ML Clark, TM Aide, HR Grau y G Riner (2010) A scalable approach to mapping annual land cover at 250 m using MODIS time series data: A case study in the Dry Chaco ecoregion of South America. *Remote Sens. Environ.* 114, 2816–2832. doi:10.1016/j.rse.2010.07.001

J Clavel, R Julliard y V Devictor (2011) Worldwide decline of specialist species: Toward a global functional homogenization? *Front. Ecol. Environ.* 9, 222–228. doi:10.1890/080216

T Clements, S Suon, DS Wilkie y EJ Milner-Gulland (2014) Impacts of Protected Areas on Local Livelihoods in Cambodia. *World Dev.* 64, S12–S134. doi:10.1016/j.worlddev.2014.03.008

P Clergeau, S Croci, J Jokimäki, M-L Kuisma-Jokimäki y M Dinetti (2006) Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biol. Conserv.* 127, 336–344.

doi:10.1016/j.biocon.2005.06.035

B Collen, L McRae, S Deinet, A De Palma, T Carranza, N Cooper, J Loh y JEM Baillie (2011) Predicting how populations decline to extinction. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 366, 2577–2586. doi:10.1098/rstb.2011.0015

FI Contreras, JC Meza, N Scipioni, DR Hernández y FJ Ruiz-Díaz (2017) Cambios morfométricos de lagunas aluviales del río Paraná y su incidencia en la diversidad íctica. *Rev. Veterina* 28, 51–55.

GC Costa, C Nogueira, RB Machado y GR Colli (2010) Sampling bias and the use of ecological niche modeling in conservation planning: a field evaluation in a biodiversity hotspot. *Biodivers. Conserv.* 19, 883–899. doi:10.1007/s10531-009-9746-8

H Costa, GM Foody, S Jiménez y L Silva (2015) Impacts of Species Misidentification on Species Distribution Modeling with Presence-Only Data. *ISPRS Int. J. Geo-Information* 4, 2496–2518. doi:10.3390/ijgi4042496

RM Cowling, RL Pressey, AT Lombard, PG Desmet y AG Ellis (1999) From representation to persistence: requirements for a sustainable system of conservation areas in the species-rich mediterranean-climate desert of southern Africa. *Divers. Distrib.* 5, 51–71.

RM Cowling y A Wilhelm-Rechman (2007) Social assessment as a key to conservation success. *Oryx*. 41(2): 135-136. doi:10.1017/S0030605307001949

NC Cozzani, R Sánchez y SM Zalba (2004) Nidificación de la Loica Pampeana (*Sturnella defilipii*) en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 19, 47–52.

MA Cristaldi, AR Giraud, V Arzamendia, GP Bellini y J Claus (2017) Urbanization impacts on the trophic guild composition of bird communities. *J. Nat. Hist.* 1–20. doi:10.1080/00222933.2017.1371803

M Dallimer y N Strange (2015) Why socio-political borders and boundaries matter in conservation. *Trends Ecol. Evol.* 30, 132–139. doi:10.1016/j.tree.2014.12.004

C Daly (2006) Guidelines for assessing the suitability of spatial climate data sets. *Int. J. Climatol.* 26, 707–721. doi:10.1002/joc.1322

O Dangles y B Malmqvist (2004) Species richness-decomposition relationships depend on species dominance. *Ecol. Lett.* 7, 395–402. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00591.x

KF Davies, CR Margules y JF Lawrence (2004) A synergistic effect puts rare, specialized species at

greater risk of extinction. *Ecology* 85, 265–271.

DL De Carvalho, T Sousa-Neves, PV Cerqueira, G Gonsioroski, SM Silva, DP Silva y MPD Santos (2017) Delimiting priority areas for the conservation of endemic and threatened Neotropical birds using a niche-based gap analysis. *PLoS One* 12. doi:10.1371/journal.pone.0171838

C De Mazancourt, F Isbell, A Larocque, F Berendse, E De Luca, JB Grace, B Haegeman, HW Polley, C Roscher, B Schmid, D Tilman, J Van Ruijven, A Weigelt, BJ Wilsey y M Loreau (2013) Predicting ecosystem stability from community composition and biodiversity. *Ecol. Lett.* 16, 617–625. doi:10.1111/ele.12088

V Deblauwe, V Droissart, R Bose, B Sonké, A Blach-Overgaard, JC Svenning, JJ Wieringa, BR Ramesh, T Stévant y TLP Couvreur (2016) Remotely sensed temperature and precipitation data improve species distribution modelling in the tropics. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 25, 443–454. doi:10.1111/geb.12426

P Del Monte-Luna, BW Brook, MJ Zetina-Rejón y VH Cruz-Escalona (2004) The carrying capacity of ecosystems. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 13, 485–495.

J Delavenne, K Metcalfe, RJ Smith, S Vaz, CS Martin, L Dupuis, F Coppin y A Carpentier (2013) Systematic conservation planning in the eastern English Channel: comparing the Marxan and Zonation decision-support tools. *ICES J. Mar. Sci.* 1–9. doi:10.1093/icesjms/fst176

AS Di Giacomo y AG Di Giacomo (2004) Extinción, historia natural y conservación de las poblaciones del Yetapá De Collar (*Alectrurus risora*) en la Argentina. *Ornitol. Neotrop.* 15, 145–157.

E Dinerstein, DM Olson, DJ Graham, AL Webster, SA Primm, MP Bookbinder y G Ledec (1995) A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin América and Caribbean. The World Bank and World Wildlife Foundation, Washington, District of Columbia, USA. 9 Maps + 129 pp.

JAF Diniz-Filho, H Rodrigues, MPDC Telles, G. Oliveira, LC Terribile, TN Soares y JC Nabout (2015) Correlation between genetic diversity and environmental suitability: Taking uncertainty from ecological niche models into account. *Mol. Ecol. Resour.* 15, 1059–1066. doi:10.1111/1755-0998.12374

RM Dorazio (2014) Accounting for imperfect detection and survey bias in statistical analysis of presence-only data. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 23, 1472–1484. doi:10.1111/geb.12216

CF Dormann, J Elith, S Bacher, C Buchmann, G Carl, G Carré, JRG Marquéz, B Gruber, B Lafourcade, PJ Leitão, T Münkemüller, C McClean, PE Osborne, B Reineking, B Schröder, AK Skidmore, D Zurell y S Lautenbach (2013) Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating

their performance. *Ecography* 36, 027–046. doi:10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x

N Dudley (2008) Guidelines for Protected Area Management Categories, IUCN. ed, System. Gland, Switzerland. doi:10.2305/IUCN.CH.2008.PAPS.2.en

SM Eglinton, DG Noble y RJ Fuller (2012) A meta-analysis of spatial relationships in species richness across taxa: Birds as indicators of wider biodiversity in temperate regions. *J. Nat. Conserv.* 20, 301–309. doi:10.1016/j.jnc.2012.07.002

J Elith, CH Graham, RP Anderson, M Dudík, S Ferrier, A Guisan, RJ Hijmans, F Huettmann, JR Leathwick, A Lehmann, J Li, LG Lohmann, BA Loiselle, G Manion, C Moritz, M Nakamura, Y Nakazawa, JM Overton, AT Peterson, SJ Phillips, K Richardson, R Scachetti-Pereira, RE Schapire, J Soberon, S Williams, MS Wisz y NE Zimmermann (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129–151. doi:10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x

J Elith y JR Leathwick (2009) Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40, 677–697. doi:10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159

J Elith, SJ Phillips, T Hastie, M Dudík, YE Chee y CJ Yates (2011) A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Divers. Distrib.* 17, 43–57. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x

X Espadaler y L López-Soria (1991) Rareness of certain Mediterranean ant species: fact or artifact? *Ins. Soc.* 38, 365–377.

LA Espínola, AP Rabuffetti, E Abrial, ML Amsler, MCA Blettler, AR Paira, NR Simões y LN Santos (2017) Response of fish assemblage structure to changing flood and flow pulses in a large subtropical river. *Mar. Freshw. Res.* 68, 319–330. doi:10.1071/MF15141

EG Etchepare, AR Giraud, V Arzamendia, GP Bellini y BB Álvarez (2017) Eficiencia de las unidades de conservación definidas en la Reserva Natural Iberá (Argentina) en la protección de la diversidad de reptiles. *Iheringia. Série Zool.* 107, 1–11. doi:10.1590/1678-4766e2017011

M Everard y D Noble (2010) The development of bird indicators for British fresh waters and wetlands. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 20, S117–S124. doi:10.1002/aqc.1074

NM Faber y R Rajkó (2007) How to avoid over-fitting in multivariate calibration-The conventional validation approach and an alternative. *Anal. Chim. Acta* 595, 98–106. doi:10.1016/j.aca.2007.05.030

J Fajardo, J Lessmann, E Bonaccorso, C Devenish y J Muñoz (2014) Combined use of systematic conservation planning, species distribution modelling, and connectivity analysis reveals severe

- conservation gaps in a megadiverse country (Peru). *PLoS One* 9, 1–23. doi:10.1371/journal.pone.0114367
- DS Falster, Å Brännström, M Westoby y U Dieckmann (2017) Multitrait successional forest dynamics enable diverse competitive coexistence. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114, E2719–E2728. doi:10.1073/pnas.1610206114
- B Fandiño y AR Giraudo (2012) Un análisis biogeográfico de la composición and distribución de la avifauna de Santa Fe, Argentina. *Ornitol. Neotrop.* 23, 467–488.
- B Fandiño y AR Giraudo (2010) Revisión del inventario de aves de la provincia de Santa Fe, Argentina. *Rev. FABICIB* 14, 116–137.
- B Fandiño, LA Leiva, AA Pautasso y H Luna (2015) Avifauna de las reservas naturales manejadas “El Fisco” y privada de uso múltiple “Isleta Linda”, Santa Fe, Argentina. *Nuestras Aves* 39–45.
- T Farr, P Rosen, E Caro, R Crippen, R Duren, S Hensley, M Kobrick, M Paller, E Rodriguez, L Roth, D Seal, S Shaffer, J Shimada, J Umland, M Werner, M Oskin, D Burbank y D Alsdorf (2007) The shuttle radar topography mission. *Rev. Geophys.* 45, 1–33. doi:10.1029/2005RG000183
- T Fawcett (2003) ROC Graphs: Notes and Practical Considerations for Data Mining Researchers. *Mach. Learn.* 31, 1–38. doi:10.1.1.10.9777
- M Ferenc, J Fjeldsa, O Sedlacek, FN Motombi, E Djomo Nana, K Mudrová y D Horak (2016) Abundance-area relationships in bird assemblages along an Afrotropical elevational gradient: space limitation in montane forest selects for higher population densities. *Oecologia* 181, 225–233. doi:10.1007/s00442-016-3554-0
- GJ Fernández, G Posse, V Ferretti y FM Gabelli (2004) Bird-habitat relationship for the declining Pampas meadowlark populations in the southern Pampas grasslands. *Biol. Conserv.* 115, 139–148. doi:10.1016/S0006-3207(03)00103-4
- G Ferraz, JD Nichols, JE Hines, PC Stouffer, RO Bierregaard y TE Lovejoy (2007) A Large-Scale Deforestation Experiment: Effects of Patch Area and Isolation on Amazon Birds. *Science* 315, 238–241. doi:10.1126/science.1133097
- PMA Ferreira y II Boldrini (2011) Potential Reflection of Distinct Ecological Units in Plant Endemism Categories. *Conserv. Biol.* 25, 672–679. doi:10.1111/j.1523-1739.2011.01675.x
- Y Ferrer-Sánchez y R Rodríguez-Estrella (2016) How rare species conservation management can be strengthened with the use of ecological niche modelling: The case for endangered endemic Gundlach’s

Hawk and Cuban Black-Hawk. *Glob. Ecol. Conserv.* 5, 88–99. doi:10.1016/j.gecco.2015.11.008

N Ferretti, A González y F Pérez–Miles (2014) Identification of priority areas for conservation in Argentina: quantitative biogeography insights from mygalomorph spiders (Araneae: Mygalomorphae). *J. Insect Conserv.* 18, 1087–1096. doi:10.1007/s10841-014-9718-5

ML Ferro y AJ Flick (2015) “Collection Bias” and the Importance of Natural History Collections in Species Habitat Modeling: A Case Study Using *Thoracophorus costalis* Erichson (Coleoptera: Staphylinidae: Osoriinae), with a Critique of GBIF.org. *Coleopt. Bull.* 69, 415–425. doi:10.1649/0010-065X-69.3.415

CH Flather, LA Joyce y CA Bloomgarden (1994) Species endangerment patterns in the United States. General Technical Report RM-GTR-241. U.S. Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, Colorado, USA, p 43.

CH Flather y CH Sieg (2007) Species rarity: definition, causes, and classification. En: Conservation of rare or little-known species: biological, social, and economic considerations (Eds.: MG Raphael y R Molina). Island Press, Washington, USA, p 40-66.

Y Fourcade (2016) Comparing species distributions modelled from occurrence data and from expert-based range maps. Implication for predicting range shifts with climate change. *Ecol. Inform.* 36, 8–14. doi:10.1016/j.ecoinf.2016.09.002

Y Fourcade, JO Engler, AG Besnard, D Rödder y J Secondi (2013) Confronting expert-based and modelled distributions for species with uncertain conservation status: A case study from the corncrake (*Crex crex*). *Biol. Conserv.* 167, 161–171. doi:10.1016/j.biocon.2013.08.009

Y Fourcade, JO Engler, D Rodder y J Secondi (2014) Mapping species distributions with MAXENT using a geographically biased sample of presence data: A performance assessment of methods for correcting sampling bias. *PLoS One* 9, 1–13. doi:10.1371/journal.pone.0097122

FM Gabelli, GJ Fernández, V Ferretti, G Posse, E Coconier, HJ Gavieiro, PE Llambías, PI Peláez, ML Vallés y PL Tubaro (2004) Range contraction in the pampas meadowlark *Sturnella defilippii* in the southern pampas grasslands of Argentina. *Oryx* 38(2): 1-7. doi:10.1017/S0030605304000304

ET Game, P Kareiva y HP Possingham (2013) Six Common Mistakes in Conservation Priority Setting. *Conserv. Biol.* 27, 480–485. doi:10.1111/cobi.12051

WJ Gapare y SN Aitken (2005) Strong spatial genetic structure in peripheral but not core populations of

Sitka spruce [*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.]. *Mol. Ecol.* 14, 2659–2667. doi:10.1111/j.1365-294X.2005.02633.x

WJ Gapare, SN Aitken y CE Ritland (2005) Genetic diversity of core and peripheral Sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr) populations: Implications for conservation of widespread species. *Biol. Conserv.* 123, 113–123. doi:10.1016/j.biocon.2004.11.002

C Gaspar, KJ Gaston y PAV Borges (2010) Arthropods as surrogates of diversity at different spatial scales. *Biol. Conserv.* 143, 1287–1294. doi:10.1016/j.biocon.2010.03.007

NI Gasparri y HR Grau (2009) Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *For. Ecol. Manage.* 258, 913–921. doi:10.1016/j.foreco.2009.02.024

KJ Gaston (2010) Valuing common species. *Science* 327, 154–155. doi:10.1126/science.1182818

KJ Gaston y RA Fuller (2007) Biodiversity and extinction: losing the common and the widespread. *Prog. Phys. Geogr.* 31, 213–225. doi:10.1177/0309133307076488

KJ Gaston y RA Fuller (2008) Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends Ecol. Evol.* 23, 14–19. doi:10.1016/j.tree.2007.11.001

KJ Gaston, ASL Rodrigues, BJ Van Rensburg, P Koleff y SL Chown (2001) Complementary representation and zones of ecological transition. *Ecol. Lett.* 4, 4–9. doi:10.1046/j.1461-0248.2001.00196.x

JW Gibbons, DE Scott, TJ Ryan, KA Buhlmann, TD Tuberville, BS Metts, JL Greene, T Mills, and Leiden, S Poppy y CT Winne (2000) The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians. *Bioscience* 50, 653–666.

M Gioria, G Bacaro y J Feehan (2011) Evaluating and interpreting cross-taxon congruence: Potential pitfalls and solutions. *Acta Oecologica* 37, 187–194. doi:10.1016/j.actao.2011.02.001

A Giraudó (2009) Deforestación, defaunación como consecuencia de las actividades humanas en la llanura del Chaco Argentino. En: *El Chaco Sin Bosques: La Pampa O El Desierto Del Futuro* (Eds.: JH Morello, AF Rodríguez). Buenos Aires, Orientación Gráfica Editora, pp. 315–345. doi:10.1017/CBO9781107415324.004

AR Giraudó (2008) Sitio Ramsar Jaaukanigás: Biodiversidad, Aspectos Socioculturales y Conservación (Río Paraná, Santa Fe, Argentina). 2da. Edición. Asociación de Ciencias Naturales y Comité Intersectorial de Manejo del Sitio Ramsar Jaaukanigás. *Colección Climax* Nro. 14, 145p.

AR Giraud y V Arzamendia (2017) Descriptive bioregionalization and conservation biogeography: what is the true bioregional representativeness of protected areas? *Aust. Syst. Bot.* doi.org/10.1071/SB16056

AR Giraud, V Arzamendia y G Bellini (2011) Las especies amenazadas como hipótesis: problemas y sesgos en su categorización ejemplificados con las serpientes de la Argentina. *Cuad. Hepetología* 25, 1–18.

AR Giraud, V Arzamendia, GP Bellini, CA Bessa, CC Calamante, G Cardozo, M Chiaraviglio, BM Costanzo, EG Etchepare, V Di Cola, DO Di Pietro, S Kretzschmar, S Palomas, SJ Nenda, PC Rivera, ME Rodríguez, GJ Scrocchi y JD Williams (2012a) Categorización del estado de conservación de las Serpientes de la República Argentina. Bernardino Rivadavia Ángel Gall. Buenos Aires Argentina. *Cuad. herpetol* 251, 303–326.

AR Giraud, M Duré, E Schaefer, JN Lescano, E Etchepare, MS Akmentins, GS Natale, V Arzamendia, G Bellini, R Ghirardi y M Bonino (2012b) Revisión de la metodología utilizada para categorizar especies amenazadas de la herpetofauna Argentina. *Cuad. Herpetol.* 26, 117–130.

AR Giraud, ER Krauczuk, V Arzamendia y H Povedano (2005) Análise crítica das áreas protegidas na Mata Atlântica da Argentina. En: Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas (Eds.: Galindo-Leal, C.; Gusmão Câmara) Fundação SOS Mata Atlântica — Belo Horizonte, p. 245-261.

JF González-Maya, LR Viquez-R, JL Belant y G Ceballos (2015) Effectiveness of protected areas for representing species and populations of terrestrial mammals in Costa Rica. *PLoS One* 10, 1–16. doi:10.1371/journal.pone.0124480

CH Graham, J Elith, RJ Hijmans, A Guisan, TA Peterson y BA Loiselle (2008) The influence of spatial errors in species occurrence data used in distribution models. *J. Appl. Ecol.* 45, 239–247. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01408.x

J Grand, MP Cummings, TG Rebelo, TH Ricketts y MC Neel (2007) Biased data reduce efficiency and effectiveness of conservation reserve networks. *Ecol. Lett.* 10, 364–74. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01025.x

CL Gray, SLL Hill, T Newbold, LN Hudson, L Börger, S Contu, AJ Hoskins, S Ferrier, A Purvis y JPW Scharlemann (2016) Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nat. Commun.* 7, 1–7. doi:10.1038/ncomms12306

D Grigera y C Ubeda (2002) Una revisión de los trabajos sobre categorizaciones and prioridades de conservación de los vertebrados de Argentina. *Ecol. austral* 12, 163–174.

- JP Grime (1998) Benefits of plant diversity to ecosystems: Immediate, filter and founder effects. *J. Ecol.* 86, 902–910. doi:10.1046/j.1365-2745.1998.00306.x
- G Guillera-Arroita, J Lahoz-Monfort, J Elith, A Gordon, H Kujala, P Lentini, M McCarthy, R Tingley y B Wintle (2015) Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24, 276–292. doi:10.1111/geb.12268
- A Hagen (2002) *Multi-method assessment of map similarity*. Paper presented at the 5th AGILE Conference on Geographic Information Science, Palma, Spain. 171-182.
- I Hanski (1998) Metapopulation dynamics. *Nature* 396, 41–49. doi:10.1016/0169-5347(89)90061-X
- PG Harnik, C Simpson y JL Payne (2012) Long-term differences in extinction risk among the seven forms of rarity. *Proc. Biol. Sci.* 279, 4969–76. doi:10.1098/rspb.2012.1902
- FEH Harrell, KL Lee y DB Mark (1996) Tutorial in biostatistics multivariable prognostic models. *Stat. Med.* 15, 361–387.
- F He y KJ Gaston (2000) Notes and comments: Estimating species abundance from occurrence. *Am. Nat.* 156, 553–559.
- RK Heikkinen, M Marmion y M Luoto (2012) Does the interpolation accuracy of species distribution models come at the expense of transferability? *Ecography* 35, 276–288. doi:10.1111/j.1600-0587.2011.06999.x
- V Hermoso, M Clavero, D Villero y L Brotons (2016) EU’s Conservation Efforts Need More Strategic Investment to Meet Continental Commitments. *Conserv. Lett.* 0, 1–7. doi:10.1111/conl.12248
- PA Hernández, CH Graham, LL Master y DL Albert (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29, 773–785. doi:DOI 10.1111/j.0906-7590.2006.04700.x
- RJ Hijmans (2016) raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 2.5-8. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>
- RJ Hijmans, SE Cameron, JL Parra, PG Jones y A Jarvis (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965–1978. doi:10.1002/joc.1276
- RJ Hijmans, L Guarino, M Cruz y E Rojas (2001) Computer Tools for Spatial Analysis of Plant Genetic Resources Data: DIVA-GIS. *Plant Genet. Resour. Newsl.* 15–19.

- RJ Hijmans, S Phillips, J Leathwick y J Elith (2017) dismo: Species Distribution Modeling. R package version 1.1-4. <https://CRAN.R-project.org/package=dismo>
- AH Hirzel, G Le Lay, V Helfer, C Randin y A Guisan (2006) Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecol. Modell.* 199, 142–152. doi:10.1016/j.ecolmodel.2006.05.017
- DU Hooper, EC Adair, BJ Cardinale, JEK Byrnes, BA Hungate, KL Matulich, A Gonzalez, JE Duffy, L Gamfeldt y MI O'Connor (2012) A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486, 105–108. doi:10.1038/nature11118
- J Hortal, A Jimenez-Valverde, JF Gómez, JM Lobo y A Baselga (2008) Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos* 117, 847–858. doi:10.1111/j.2008.0030-1299.16434.x
- J Hortal, JM Lobo y A Jiménez-Valverde (2007) Limitations of biodiversity databases: case study on seed-plant diversity in Tenerife, Canary Islands. *Conserv. Biol.* 21, 853–63. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00686.x
- K Hueck (1978) Los bosques de Sudamérica: ecología, composición e importancia económica. Publicación de la Sociedad Alemana de Cooperación Técnica, Echborn, Alemania. 476 pp.
- AC Hughes (2017) Mapping priorities for conservation in Southeast Asia. *Biol. Conserv.* 209, 395–405. doi:10.1016/j.biocon.2017.03.007
- GE Hutchinson (1957) Concluding Remarks. *Cold Spring Harb. Symp. Quant. Biol.* 22, 415–427. doi:10.1101/SQB.1957.022.01.039
- C Ilg y B Oertli (2017) Effectiveness of amphibians as biodiversity surrogates in pond conservation. *Conserv. Biol.* 31, 437–445. doi:10.1111/cobi.12802
- R Inger, R Gregory, JP Duffy, I Stott, P Voříšek y KJ Gaston (2015) Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecol. Lett.* 18, 28–36. doi:10.1111/ele.12387
- CI Iojâ, M Pătroescu, L Rozyłowicz, VD Popescu, M Vergheleț, MI Zotta y M Felciuc (2010) The efficacy of Romania's protected areas network in conserving biodiversity. *Biol. Conserv.* 143, 2468–2476. doi:10.1016/j.biocon.2010.06.013
- IUCN (2012) IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. iv + 32pp.

M Jain, DFB Flynn, CM Prager, GM Hart, CM Devan, FS Ahrestani, MI Palmer, DE Bunker, JMH Knops, CF Jouseau y S Naeem (2014) The importance of rare species: A trait-based assessment of rare species contributions to functional diversity and possible ecosystem function in tall-grass prairies. *Ecol. Evol.* 4, 104–112. doi:10.1002/ece3.915

CN Jenkins, KS Van Houtan, SL Pimm y JO Sexton (2015) US protected lands mismatch biodiversity priorities. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 112, 5081–5086. doi:10.1073/pnas.1418034112

A Jiménez-Valverde (2012) Insights into the area under the receiver operating characteristic curve (AUC) as a discrimination measure in species distribution modelling. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 21, 498–507. doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00683.x

S José De Paggi (1990) Ecological and biogeographical remarks on the rotifer fauna of Argentina. *Rev. Hydrobiol. Trop.* 23, 297–311.

T Jucker, O Bouriaud, D Avacaritei y DA Coomes (2014) Stabilizing effects of diversity on aboveground wood production in forest ecosystems: linking patterns and processes. *Ecol. Lett.* 17, 1560–1569. doi:10.1111/ele.12382

J Justus y S Sarkar (2002) The principle of complementarity in the design of reserve networks to conserve biodiversity: a preliminary history. *J. Biosci.* 27, 421–35. doi:10.1007/BF02704970

J Kamp, S Oppel, AA Ananin, YA Durnev, SN Gashev, N Hölzel, AL Mishchenko, J Pessa, SM Smirenski, EG Strelnikov, S Timonen, K Wolanska y S Chan (2015) Global population collapse in a superabundant migratory bird and illegal trapping in China. *Conserv. Biol.* 29, 1684–1694. doi:10.1111/cobi.12537

S Kareksela, A Moilanen, S Tuominen y JS Kotiaho (2013) Use of Inverse Spatial Conservation Prioritization to Avoid Biological Diversity Loss Outside Protected Areas. *Conserv. Biol.* 27, 1294–1303. doi:10.1111/cobi.12146

A Karimi, AIT Tulloch, G Brown y M Hockings (2017) Understanding the effects of different social data on selecting priority conservation areas. *Conserv. Biol.* Accepted A, 1–20. doi:doi:10.1111/cobi.12947

J Kitzes y A Merenlender (2013) Extinction risk and tradeoffs in reserve site selection for species of different body sizes. *Conserv. Lett.* 6, 341–349. doi:10.1111/conl.12015

AT Knight, HS Grantham, RJ Smith, GK McGregor, HP Possingham y RM Cowling (2011) Land managers' willingness-to-sell defines conservation opportunity for protected area expansion. *Biol.*

Conserv. 144, 2623–2630. doi:10.1016/j.biocon.2011.07.013

B Köckemann, H Buschmann y C Leuschner (2009) The relationships between abundance, range size and niche breadth in Central European tree species. *J. Biogeogr.* 36, 854–864. doi:10.1111/j.1365-2699.2008.02022.x

V Koshkina, Y Wang, A Gordon, RM Dorazio, M White y L Stone (2017) Integrated species distribution models: combining presence-background data and site-occupancy data with imperfect detection. *Methods Ecol. Evol.* 8, 420–430. doi:10.1111/2041-210X.12738

JS Kotiaho, V Kaitala, A Komonen y J Päävinen (2005) Predicting the risk of extinction from shared ecological characteristics. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 102, 1963–1967. doi:10.1073/pnas.0406718102

S Kramer-Schadt, J Niedballa, JD Pilgrim, B Schröder, J Lindenborn, V Reinfelder, M Stillfried, I Heckmann, AK Scharf, DM Augeri, SM Cheyne, AJ Hearn, J Ross, DW Macdonald, J Mathai, J Eaton, AJ Marshall, G Semiadi, R Rustam, H Bernard, R Alfred, H Samejima, JW Duckworth, C Breitenmoser-Wuersten, JL Belant, H Hofer y A Wilting (2013) The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Divers. Distrib.* 19, 1366–1379. doi:10.1111/ddi.12096

T Kuemmerle, M Altrichter, G Baldi, M Cabido, M Camino, E Cuellar, RL Cuellar, J Decarre, S Díaz, NI Gasparri, GI Gaviera-Pizarro, RG Ginzburg, AJ Giordano, HR Grau, EG Jobbágy, GC Leynaud, L Macchi, ME Mastrangelo, SD Matteucci, AJ Noss, JM Paruelo, M Piquer-Rodríguez, A Romero-Muñoz, A Semper-Pascual, JJ Thompson, SA Torrella, R Torres, JN Volante, A Yanosky y MR Zak (2017) Forest conservation: Remember Gran Chaco. *Science* 355, 465. doi:10.1126/science.aal3020

AS Kukkala y A Moilanen (2013) Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biol. Rev.* 88, 443–464. doi:10.1111/brv.12008

JJ Lahoz-Monfort, G Guillera-Arroita y BA Wintle (2014) Imperfect detection impacts the performance of species distribution models. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 23, 504–515. doi:10.1111/geb.12138

FW Larsen, J Bladt, A Balmford y C Rahbek (2012) Birds as biodiversity surrogates: Will supplementing birds with other taxa improve effectiveness? *J. Appl. Ecol.* 49, 349–356. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.02094.x

WF Laurance, CD Useche, J Rendeiro, M Kalka, CJA Bradshaw, SP Sloan, SG Laurance, M Campbell, K Abernethy, P Alvarez, V Arroyo-Rodríguez, P Ashton, J Benítez-Malvido, A Blom, KS Bobo, CH Cannon, M Cao, R Carroll, C Chapman, R Coates, M Cords, F Danielsen, B De Dijn, E Dinerstein, MA Donnelly, D Edwards, F Edwards, N Farwig, P Fashing, PM Forget, M Foster, G Gale, D Harris, R

Harrison, J Hart, S Karpanty, W John Kress, J Krishnaswamy, W Logsdon, J Lovett, W Magnusson, F Maisels, AR Marshall, D McClearn, D Mudappa, MR Nielsen, R Pearson, N Pitman, J van der Ploeg, A Plumptre, J Poulsen, M Quesada, H Rainey, D Robinson, C Roetgers, F Rovero, F Scatena, C Schulze, D Sheil, T Struhsaker, J Terborgh, D Thomas, R Timm, JN Urbina-Cardona, K Vasudevan, S Joseph Wright, J. Carlos Arias-G, L Arroyo, M Ashton, P Auzel, D Babaasa, F Babweteera, P Baker, O Banki, M Bass, I Bila-Isia, S Blake, W Brockelman, N Brokaw, CA Brühl, S Bunyavejchewin, JT Chao, J Chave, R Chellam, CJ Clark, J Clavijo, R Congdon, R Corlett, HS Dattaraja, C Dave, G Davies, B de Mello Beisiegel, R de Nazaré Paes da Silva, A Di Fiore, A Diesmos, R Dirzo, D Doran-Sheehy, M Eaton, L Emmons, A Estrada, C Ewango, L Fedigan, F Feer, B Fruth, J Giacalone Willis, U Goodale, S Goodman, JC Guix, P Guthiga, W Haber, K Hamer, I Herbinger, J Hill, Z Huang, I Fang Sun, K Ickes, A Itoh, N Ivanauskas, B Jackes, J Janovec, D Janzen, M Jiangming, C Jin, T Jones, H Justiniano, E Kalko, A Kasangaki, T Killeen, H King, E Klop, C Knott, I Koné, E Kudavidanage, J Lahoz da Silva Ribeiro, J Latke, R Laval, R Lawton, M Leal, M Leighton, M Lentino, C Leonel, J Lindsell, L Ling-Ling, K Eduard Linsenmair, E Losos, A Lugo, J Lwanga, AL Mack, M Martins, W Scott McGraw, R McNab, L Montag, J Myers Thompson, J Nabe-Nielsen, M Nakagawa, S Nepal, M Norconk, V Novotny, S O'Donnell, M Opiang, P Ouboter, K Parker, N Parthasarathy, K Pisciotta, D Prawiradilaga, C Pringle, S Rajathurai, U Reichard, G Reinartz, K Renton, G Reynolds, V Reynolds, E Riley, MO Rödel, J Rothman, P Round, S Sakai, T Sanaiotti, T Savini, G Schaab, J Seidensticker, A Siaka, MR Silman, TB Smith, de SS Almeida, N Sodhi, C Stanford, K Stewart, E Stokes, KE Stoner, R Sukumar, M Surbeck, M Tobler, T Tschardt, A Turkalo, G Umapathy, M van Weerd, J Vega Rivera, M Venkataraman, L Venn, C Verea, C Volkmer de Castilho, M Waltert, B Wang, D Watts, W Weber, P West, D Whitacre, K Whitney, D Wilkie, S Williams, DD Wright, P Wright, L Xiankai, P Yonzon y F Zamzani (2012) Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* 489, 290–294. doi:10.1038/nature11318

TM Lee y W Jetz (2011) Unravelling the structure of species extinction risk for predictive conservation science. *Proc. Biol. Sci.* 278, 1329–1338. doi:10.1098/rspb.2010.1877

RP Leitão, J Zuanon, S Villéger, SE Williams, C Baraloto, C Fortunel, FP Mendonça y D Mouillot (2016) Rare species contribute disproportionately to the functional structure of species assemblages. *Proc. R. Soc. B.* 283: 20160084. doi:10.1098/rspb.2016.0084

ML Sandoval y RM Barquez (2013) The Chacoan bat fauna identity: Patterns of distributional congruence and conservation implications. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 86, 75–94. doi:10.4067/S0716-078X2013000100007

B Leroy, A Canard y F Ysnel (2013) Integrating multiple scales in rarity assessments of invertebrate taxa. *Divers. Distrib.* 19, 794–803. doi:10.1111/ddi.12040

- AS Lewandowski, RF Noss y DR Parsons (2010) The effectiveness of surrogate taxa for the representation of biodiversity. *Conserv. Biol.* 24, 1367–1377. doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01513.x
- JP Lewis y MB Collantes (1974) La vegetación de la provincia de Santa Fe. Reseña general y enfoque del problema. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 15: 343-356.
- R Lindborg y O Eriksson (2004) Historical Landscape Connectivity Affects Present Plant Species Diversity. *Ecology* 85, 1840–1845. doi:10.1890/04-0367
- C Liu, G Newell y M White (2016) On the selection of thresholds for predicting species occurrence with presence-only data. *Ecol. Evol.* 6, 337–348. doi:10.1002/ece3.1878
- C Liu, M White y G Newell (2013) Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *J. Biogeogr.* 40, 778–789. doi:10.1111/jbi.12058
- JM Lobo, A Jiménez-Valverde y R Real (2008) AUC: A misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 17, 145–151. doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x
- A Lomba, L Pellissier, C Randin, J Vicente, F Moreira, J Honrado y A Guisan (2010) Overcoming the rare species modelling paradox: A novel hierarchical framework applied to an Iberian endemic plant. *Biol. Conserv.* 143, 2647–2657. doi:10.1016/j.biocon.2010.07.007
- MS López y AR Giraudó (2008) Ecology of the Snake *Philodryas patagoniensis* (Serpentes, Colubridae) from Northeast Argentina. *J. Herpetol.* 42, 474–480. doi:10.1670/07-087.1
- M Loreau y C de Mazancourt (2013) Biodiversity and ecosystem stability: A synthesis of underlying mechanisms. *Ecol. Lett.* 16, 106–115. doi:10.1111/ele.12073
- RE Lorenzón, AH Beltzer, PM Peltzer, PF Olguin, EJ León, L Sovrano y AL Ronchi-Virgolini (2017) Habitat-mediated influence of water-level fluctuations on waterbird occurrence in floodplain wetlands of the Parana River, Argentina. *River Res. Appl.* 1–12. doi:10.1002/rra.3199
- P Löwenberg-Neto y CJB De Carvalho (2009) Areas of endemism and spatial diversification of the muscidae (Insecta: Diptera) in the Andean and Neotropical regions. *J. Biogeogr.* 36, 1750–1759. doi:10.1111/j.1365-2699.2009.02112.x
- KG Lyons, CA Brigham, BH Traut y MW Schwartz (2005) Rare species and ecosystem functioning. *Conserv. Biol.* 19, 1019–1024. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00106.x
- KG Lyons y MW Schwartz (2001) Rare species loss alters ecosystem function - Invasion resistance. *Ecol.*

Lett. 4, 358–365. doi:10.1046/j.1461-0248.2001.00235.x

DI Mackenzie, JD Nichols, GB Lachman, S Droege, J Andrew y CA Langtimm (2002) Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less Than One. *Ecology* 83, 2248–2255.

BG Mackey y DB Lindenmayer (2001) Towards a hierarchical framework for modelling the spatial distribution of animals. *J. Biogeogr.* 28, 1147–1166. doi:10.1046/j.1365-2699.2001.00626.x

AE Magurran y PA Henderson (2003) Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. *Nature* 422, 714–716. doi:10.1038/nature01547

A Márcia Barbosa, R Real, AR Muñoz y JA Brown (2013) New measures for assessing model equilibrium and prediction mismatch in species distribution models. *Divers. Distrib.* 19, 1333–1338. doi:10.1111/ddi.12100

CR Margules, AO Nicholls y MB Usher (1994) Apparent Species Turnover, Probability of Extinction and the Selection of Nature Reserves: A Case Study of the Ingleborough Limestone Pavements. *Conserv. Biol.* 8, 398–409.

CR Margules y RL Pressey (2000) Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243–53. doi:10.1038/35012251

AC Martensen, RG Pimentel y JP Metzger (2008) Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 141, 2184–2192. doi:10.1016/j.biocon.2008.06.008

C Martín (2011) Problemáticas ambientales de la provincia de Santa Fe III. Residuos sólidos urbanos. En: Calidad Ambiental y Territorio Integrado. Plan Estratégico Provincial Santa Fe. Cinco Regiones. Una Provincia- coordinado por Hermes Binner y Antonio Bonfatti- 1ra ed. Santa Fe: Ministerio de Gobierno y Reforma del Estado de la Provincia de Santa Fe. pp. 76–83.

CM Martinez, DE Duplisea, RM Cerrato y MG Frisk (2017) Exploration of Trends in Interspecific Abundance-Occupancy Relationships Using Empirically Derived Simulated Communities. *PLoS One* 12(1), e0170816. doi:10.1371/journal.pone.0170816

ACM Martins, MR Willig, SJ Presley y J Marinho-Filho (2017) Effects of forest height and vertical complexity on abundance and biodiversity of bats in Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 391, 427–435. doi:10.1016/j.foreco.2017.02.039

RG Mateo, ÁM Felicísimo y J Muñoz (2011) Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética.

Species distributions models: A synthetic revision. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 84, 217–240.

MAyDS (2016) Informe del estado del ambiente. Recuperado de: <https://www.argentina.gob.ar/noticias/informe-del-estado-del-ambiente> (último acceso 10/12/2017).

JM McPherson, W Jetz y DJ Rogers (2004) The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models: Ecological phenomenon or statistical artefact? *J. Appl. Ecol.* 41, 811–823. doi:10.1111/j.0021-8901.2004.00943.x

D Medan, JP Torretta, K Hodara, EB de la Fuente y NH Montaldo (2011) Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodivers. Conserv.* 20, 3077–3100. doi:10.1007/s10531-011-0118-9

BA Melbourne y A Hastings (2008) Extinction risk depends strongly on factors contributing to stochasticity. *Nature* 454, 100–103. doi:10.1038/nature06922

FD Menalled y JM Adamoli (1995) A quantitative phytogeographic analysis of species richness in forest communities of the Paraná River Delta, Argentina. *Vegetatio* 120, 81–90. doi:10.1007/BF00033460

C Merow, A Wilson y W Jetz (2017) Integrating occurrence data and expert maps for improved species range predictions. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 26: 243-258. doi:10.1111/geb.12539

A Moilanen (2012) Planning impact avoidance and biodiversity offsetting using software for spatial conservation prioritisation. *Wildl. Res.* 40, 153–162. doi:10.1071/WR12083

A Moilanen (2007) Landscape Zonation, benefit functions and target-based planning: Unifying reserve selection strategies. *Biol. Conserv.* 134, 571–579. doi:10.1016/j.biocon.2006.09.008

A Moilanen, AMA Franco, RI Early, R Fox, B Wintle y CD Thomas (2005) Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proc. R. Soc. B-Biological Sci.* 272, 1885–1891. doi:10.1098/rspb.2005.3164

RA Monserud y R Leemans (1992) Comparing global vegetation maps with the Kappa statistic. *Ecol. Modell.* 62, 275–293. doi:10.1016/0304-3800(92)90003-W

F Montesino Pouzols, T Toivonen, E Di Minin, AS Kukkala, P Kullberg, J Kuusterä, J Lehtomäki, H Tenkanen, PH Verburg y A Moilanen (2014) Global protected area expansion is compromised by projected land-use and parochialism. *Nature* 516, 383–386. doi:10.1038/nature14032

A Morán-Ordóñez, JJ Lahoz-Monfort, J Elith y BA Wintle (2017) Evaluating 318 continental-scale

species distribution models over a 60-year prediction horizon: what factors influence the reliability of predictions? *Glob. Ecol. Biogeogr.* 26, 371–384. doi:10.1111/geb.12545

JJ Morrone y EC Lopretto (1994) Distributional Patterns of Freshwater Decapoda (Crustacea, Malacostraca) in Southern South America: A Panbiogeographic Approach. *J. Biogeogr.* 21, 97–109. doi:10.2307/2845607

C Murcia (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 10, 58–62. doi:10.1016/S0169-5347(00)88977-6

GEP Murphy y TN Romanuk (2014) A meta-analysis of declines in local species richness from human disturbances. *Ecol. Evol.* 4, 91–103. doi:10.1002/ece3.909

R Naidoo y WL Adamowicz (2006) Modeling opportunity costs of conservation in transitional landscapes. *Conserv. Biol.* 20, 490–500. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00304.x

B Naimi (2015) usdm: Uncertainty Analysis for Species Distribution Models. R package version 1.1-15. <https://CRAN.R-project.org/package=usdm>

L Naughton-Treves, MB Holland y K Brandon (2005) The Role of Protected Areas in Conserving Biodiversity and Sustaining Local Livelihoods. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 219–252. doi:10.1146/annurev.energy.30.050504.164507

JL Navarrete-Heredia (1996) Is the Apparent Rarity of *Liatongus Monstrosus* (Bates) (Coleoptera: Scarabaeidae) Real or an Artifact of Collecting. *Coleopt. Bull.* 50, 216–220.

JJ Neiff (1990) Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia* 15: 424-441.

T Newbold (2010) Applications and limitations of museum data for conservation and ecology, with particular attention to species distribution models. *Prog. Phys. Geogr.* 34, 3–22. doi:10.1177/0309133309355630

T Newbold, LN Hudson, SL Hill, S Contu, I Lysenko, RA Senior, L Börger, DJ Bennett, A Choimes, B Collen, J Day, A De Palma, S Díaz, S Echeverría-Londoño, MJ Edgar, A Feldman, M Garon, MLK Harrison, T Alhousseini, DJ Ingram, Y Itescu, J Kattge, V Kemp, L Kirkpatrick, M Kleyer, D Laginha Pinto Correia, CD Martin, S Meiri, M Novosolov, Y Pan, HRP Phillips, DW Purves, A Robinson, J Simpson, SL Tuck, E Weiher, HJ White, RM Ewers, GM Mace, JP Scharlemann y A Purvis (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520, 45-50. doi:10.1038/nature14324

T Newbold, T Reader, A El-Gabbas, W Berg, WM Shohdi, S Zalut, SB El Din y F Gilbert (2010) Testing

the accuracy of species distribution models using species records from a new field survey. *Oikos* 119, 1326–1334. doi:10.1111/j.1600-0706.2009.18295.x

A Niamir, AK Skidmore, AG Toxopeus, AR Muñoz y R Real (2011) Finessing atlas data for species distribution models. *Divers. Distrib.* 17, 1173–1185. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00793.x

EA Noguera-Urbano y T Escalante (2014) Datos geográficos de los murciélagos (Chiroptera) en el Neotrópico. *Rev. Biol. Trop.* 62, 201–215.

J Nori, JM Díaz Gómez y GC Leynaud (2011) Biogeographic regions of Central Argentina based on snake distribution: evaluating two different methodological approaches. *J. Nat. Hist.* 45, 1005–1020. doi:10.1080/00222933.2010.547623

J Nori, JN Lescano, P Illoldi-Rangel, N Frutos, MR Cabrera y GC Leynaud (2013) The conflict between agricultural expansion and priority conservation areas: Making the right decisions before it is too late. *Biol. Conserv.* 159, 507–513. doi:10.1016/j.biocon.2012.11.020

J Nori, R Torres, JN Lescano, JM Cordier, ME Periago y D Baldo (2016) Protected areas and spatial conservation priorities for endemic vertebrates of the Gran Chaco, one of the most threatened ecoregions of the world. *Divers. Distrib.* 22, 1212–1219. doi:10.1111/ddi.12497

OA Oke, SB Heard y JT Lundholm (2014) Integrating phylogenetic community structure with species distribution models: An example with plants of rock barrens. *Ecography* 37, 614–625. doi:10.1111/j.1600-0587.2013.00459.x

TEE Oldfield, RJ Smith, SR Harrop y N Leader-Williams (2004) A gap analysis of terrestrial protected areas in England and its implications for conservation policy. *Biol. Conserv.* 120, 307–313. doi:10.1016/j.biocon.2004.03.003

DM Olson, E Dinerstein, ED Wikramanayake, ND Burgess, GVN Powell, EC Underwood, JA D'amico, I Itoua, HE Strand, JC Morrison, CJ Loucks, TF Allnutt, TH Ricketts, Y Kura, JF Lamoreux, WW Wettengel, P Hedao y KR Kassem (2001) Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *Bioscience* 51, 933. doi:10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2

M Ordano y A Bosisio (2001) Catálogo de aves del Museo Provincial de Ciencias Naturales“ Florentino Ameghino” Santa Fe, Argentina. Serie Catálogo N° 7, 1–118.

HL Owens, LP Campbell, LL Dornak, EE Saupe, N Barve, J Soberón, K Ingenloff, A Lira-Noriega, CM Hensz, CE Myers y AT Peterson (2013) Constraints on interpretation of ecological niche models by

limited environmental ranges on calibration areas. *Ecol. Modell.* 263, 10–18. doi:10.1016/j.ecolmodel.2013.04.011

C Pasian, YE Di Blanco, JL Fontana y N Fariña (2015) Composición De Mamíferos Medianos y Grandes De La Reserva Natural Provincial Rincón De Santa María (Corrientes, Argentina): Comparación Con Su Zona De Amortiguamiento y Estado De Conservación. *Mastozoología Neotrop.* 22, 187–194.

AA Pautasso (2003) Aprovechamiento de la fauna silvestre por pobladores rurales en la fracción norte de los Bajos Submeridionales de la provincia de Santa Fe, Argentina (Incluye aspectos relacionados a la producción y la conservación en este ambiente). *Com. Mus. Prov. Cs. Nat. “Florentino meghino”* 8(2), 1–66.

AA Pautasso, VB Raimondi, PL Bierig y LA Leiva (2010) Mortalidad de Venado de las Pampas (*Ozotoceros bezoarticus*) y Aguará Guazú (*Chrysocyon brachyurus*) en represas de almacenamiento de agua en los Bajos Submeridionales de Santa Fe, Argentina. *Nótulas faunísticas* 1–6.

RG Pearson, CJ Raxworthy, M Nakamura y AT Peterson (2007) Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: A test case using cryptic geckos in Madagascar. *J. Biogeogr.* 34, 102–117. doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x

JF Pensiero, HF Gutiérrez, AM Luchetti, E Exner, V Kern, E Brnich, L Oakley, D Prado y JP Lewis (2005) Flora vascular de la provincia de Santa Fe”. Univ. Nacional del Litoral, Santa Fe, Argentina. 404 pp.

AT Peterson y J Soberón (2012) Species distribution modeling and ecological niche modeling: Getting the Concepts Right. *Nat. y Conserv.* 10, 102–107. doi:10.4322/natcon.2012.019

RD Phillips, AP Brown, KW Dixon y SD Hopper (2011) Orchid biogeography and factors associated with rarity in a biodiversity hotspot, the Southwest Australian Floristic Region. *J. Biogeogr.* 38, 487–501. doi:10.1111/j.1365-2699.2010.02413.x

SJ Phillips, RP Anderson y RE Schapire (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Modell.* 190, 231–259. doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026

SJ Phillips, M Dudík, J Elith, CH Graham, A Lehmann, J Leathwick y S Ferrier (2009) Sample selection bias and presence-only distribution models: Implications for background and pseudo-absence data. *Ecol. Appl.* 19, 181–197. doi:10.1890/07-2153.1

ER Pianka (2014) Rarity in Australian desert lizards. *Austral Ecol.* 39, 214–224. doi:10.1111/aec.12061

- HW Polley, BJ Wilsey y JD Derner (2007) Dominant species constrain effects of species diversity on temporal variability in biomass production of tallgrass prairie. *Oikos* 116, 2044–2052. doi:10.1111/j.2007.0030-1299.16080.x
- DE Prado (1993) What is the Gran Chaco vegetation in South America? A redefinition. Contribution of the study of the flora and vegetation of the Chaco. *Candollea* 48: 615-629.
- AM Prasad, LR Iverson y A Liaw (2006) Newer classification and regression tree techniques: Bagging and random forests for ecological prediction. *Ecosystems* 9, 181–199. doi:10.1007/s10021-005-0054-1
- RL Pressey (1994) Ad Hoc Reservations - Forward or Backward Steps in Developing Representative Reserve Systems. *Conserv. Biol.* 8, 662–668. doi:10.1046/j.1523-1739.1994.08030662.x
- RL Pressey, M Cabeza, ME Watts, RM Cowling y KA Wilson (2007) Conservation planning in a changing world. *Trends Ecol. Evol.* 22, 583–592. doi:10.1016/j.tree.2007.10.001
- RL Pressey y RM Cowling (2001) Reserve selection algorithms and the real world. *Conserv. Biol.* 15, 275–277. doi:10.1111/j.1523-1739.2001.99541.x
- RL Pressey, HP Possingham y JR Day (1997) Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves. *Biol. Conserv.* 80, 207–219. doi:10.1016/S0006-3207(96)00045-6
- RL Pressey y SL Tully (1994) The cost of ad hoc reservation: A case study in western New South Wales. *Austral Ecol.* 19, 375–384. doi:10.1111/j.1442-9993.1994.tb00503.x
- R Core Team (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- JE Rabinovich y EH Rapoport (1975) Geographical variation of diversity in Argentine passerine birds. *J. Biogeogr.* 2, 141–157. doi:10.2307/3037987
- D Rabinowitz (1981) Seven forms of rarity. In: Synge H, editor. The biological aspects of rare plant conservation. Wiley Interscience, New York, New York, USA. 205–217 pp.
- A Radosavljevic y RP Anderson (2014) Making better Maxent models of species distributions: Complexity, overfitting and evaluation. *J. Biogeogr.* 41, 629–643. doi:10.1111/jbi.12227
- N Raes (2012) Partial versus full species distribution models. *Nat. y Conserv.* 10, 127–138. doi:10.4322/natcon.2012.020

- N Raes y H Ter Steege (2007) A null-model for significance testing of presence-only species distribution models. *Ecography* 30, 727–736. doi:10.1111/j.2007.0906-7590.05041.x
- N Ranc, L Santini, C Rondinini, L Boitani, F Poitevin, A Angerbjorn y L Maiorano (2016) Performance tradeoffs in target-group bias correction for species distribution models. *Ecography* doi:[10.1111/ecog.02414]
- EH Rapoport, G Borioli, JA Monjeau, JE Puntieri y RD Oviedo (1986) The Design of Nature-Reserves - a Simulation Trial for Assessing Specific Conservation Value. *Biol. Conserv.* 37, 269–290.
- CJ Reading, LM Luiselli, GC Akani, X Bonnet, G Amori, JM Ballouard, E Filippi, G Naulleau, D Pearson y L Rugiero (2010) Are snake populations in widespread decline? *Biol. Lett.* 777–780. doi:10.1098/rsbl.2010.0373
- AG Rebelo (1994) Iterative selection procedures: Centres of endemism and optimal placement of reserves. *Strelitzia* 1, 231–257.
- AG Rebelo y WR Siegfried (1992) Where should nature reserves be located in the Cape Floristic Region, South Africa? Models for the spatial configuration of a reserve network aimed at maximizing the protection of floral diversity. *Conserv. Biol.* 6, 243–252. doi:10.1016/0006-3207(93)90704-5
- RN Reed y R Shine (2002) Lying in Wait for Extinction: Ecological Correlates of Conservation Status among Australian Elapid Snakes. *Conserv. Biol.* 16, 451–461.
- AH Reeve, MK Borregaard y J Fjeldsa (2016) Negative range size-abundance relationships in Indo-Pacific bird communities. *Ecography* 39, 990–997. doi:10.1111/ecog.01622
- BR Ribeiro, FT Brum, RL Pressey y R Loyola (2017) Scoring methods do not provide reliable conservation priorities for marine biodiversity protection. *Biol. Conserv.* 210, 349–350. doi:10.1016/j.biocon.2017.02.038
- RA Ringelet (1975) Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur* 2, 1–122.
- AS Rodrigues, AR Akçakaya, SJ Andelman, MI Bakarr, L Boitani, TM Brooks, JS Chanson, LDC Fishpool, GAB Da Fonseca, KJ Gaston, M Hoffmann, PA Marquet, JD Pilgrim, RL Pressey, J Schipper, W Sechrest, SN Stuart, LG Underhill, RW Waller, MEJ Watts y X Yan (2004a) Global Gap Analysis: Priority Regions for Expanding the Global Protected-Area Network. *Bioscience* 54(12): 1092-1100. doi:10.1641/0006-3568(2004)054[1092:GGAPRF]2.0.CO;2

AS Rodrigues, SJ Andelman, MI Bakarr, L Boitani, TM Brooks, RM Cowling, LDC Fishcool, GAB da Fonseca, KJ Gaston, M Hoffmann, JS Long, PA Marquet, JD Pilgrim, RL Pressey, J Schipper, W Sechrest, NS Stuart, LG Underhill, RW Waller, MEJ Watts y X Yan (2004b) Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428, 9–12. doi:10.1038/nature02459.1.

ASL Rodrigues y TM Brooks (2007) Shortcuts for Biodiversity Conservation Planning: The Effectiveness of Surrogates. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 38, 713–737. doi:10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095737

ASL Rodrigues, KJ Gaston y RD Gregory (2000a) Using presence-absence data to establish reserve selection procedures that are robust to temporal species turnover. *Proc. Biol. Sci.* 267, 897–902. doi:10.1098/rspb.2000.1087

ASL Rodrigues, RD Gregory y KJ Gaston (2000b) Robustness of reserve selection procedures under temporal species turnover. *Proc. Biol. Sci.* 267, 49–55. doi:10.1098/rspb.2000.0965

LFW Roesch, FCB Vieira, VA Pereira, AL Schünemann, IF Teixeira, AJT Senna y VM Stefenon (2009) The Brazilian Pampa: A fragile biome. *Diversity* 1, 182–198. doi:10.3390/d1020182

U Roll, A Feldman, M Novosolov, A Allison, AM Bauer, R Bernard, M Böhm, F Castro-Herrera, L Chirio, B Collen, GR Colli, L Dabool, I Das, TM Doan, LL Grismer, M Hoogmoed, Y Itescu, F Kraus, M Lebreton, A Lewin, M Martins, E Maza, D Meirte, ZT Nagy, CDC Nogueira, OSG Pauwels, D Pincheira-Donoso, GD Powney, R Sindaco, OJS Tallwin, O Torres-Carvajal, JF Trape, E Vidan, P Uetz, P Wagner, Y Wang, CDL Orme, R Grenyer y S Meiri (2017) The global distribution of tetrapods reveals a need for targeted reptile conservation. *Nat. Ecol. Evol.* 1, 1677–1682. doi:10.1038/s41559-017-0332-2

C Rondinini, KA Wilson, L Boitani, H Grantham y HP Possingham (2006) Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. *Ecol. Lett.* 9, 1136–1145. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00970.x

SP Rushton, SJ Ormerod y G Kerby (2004) New paradigms for modelling species distributions? *J. Appl. Ecol.* 41, 193–200. doi:10.1111/j.0021-8901.2004.00903.x

J Russell, M Van Zonneveld, IK Dawson, A Booth, R Waugh y B Steffenson (2014) Genetic diversity and ecological niche modelling of wild barley: Refugia, large-scale post-LGM range expansion and limited mid-future climate threats? *PLoS One* 9(2), e86021. doi:10.1371/journal.pone.0086021

S Sarkar y P Illoldi-Range (2010) Systematic conservation planning: An updated protocol. *Nat. y Conserv.* 8, 19–26. doi:10.4322/natcon.00801003

N Sauberer, KP Zulka, M Abensperg-Traun, HM Berg, G Bieringer, N Milasowszky, D Moser, C Plutzer, M Pollheimer, C Storch, R Tröstl, H Zechmeister y G Grabherr (2004) Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biol. Conserv.* 117, 181–190. doi:10.1016/S0006-3207(03)00291-X

S Saura, Ö Bodin y MJ Fortin (2014) Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *J. Appl. Ecol.* 51, 171–182. doi:10.1111/1365-2664.12179

P Segurado y MB Araújo (2004) An evaluation of methods for modelling species distributions. *J. Biogeogr.* 31, 1555–1568. doi:10.1111/j.1365-2699.2004.01076.x

AB Smith, J Alsdurf, M Knapp, SG Baer y LC Johnson (2017) Phenotypic distribution models corroborate species distribution models: A shift in the role and prevalence of a dominant prairie grass in response to climate change. *Glob. Change. Biol.* 23:4365–4375. <https://doi.org/10.1111/gcb.13666>

RJ Smith, J Easton, BA Nhancale, AJ Armstrong, J Culverwell, SD Dlamini, PS Goodman, L Loffler, WS Matthews, A Monadjem, CM Mulqueeny, P Ngwenya, CP Ntumi, B Soto y N Leader-Williams (2008) Designing a transfrontier conservation landscape for the Maputaland centre of endemism using biodiversity, economic and threat data. *Biol. Conserv.* 141, 2127–2138. doi:10.1016/j.biocon.2008.06.010

MD Smith y AK Knapp (2003) Dominant species maintain ecosystem function with non-random species loss. *Ecol. Lett.* 6, 509–517. doi:10.1046/j.1461-0248.2003.00454.x

J Soberón (2007) Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecol. Lett.* 10, 1115–1123. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x

J Soberón y AT Peterson (2005) Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodivers. Informatics* 2, 1–10.

J Socolar, J Gilroy, W Kunin y D Edwards (2016) How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends Ecol. Evol.* 31(1), 67–80.

D Sol, I Bartomeus, C González-Lagos y S Pavoine (2017) Urbanisation and the loss of phylogenetic diversity in birds. *Ecol. Lett.*, 20: 721–729. doi:10.1111/ele.12769

RW Soria-Auza, M Kessler, K Bach, PM Barajas-Barbosa, M Lehnert, SK Herzog y J Bohner (2010) Impact of the quality of climate models for modelling species occurrences in countries with poor climatic documentation: a case study from Bolivia. *Ecol. Modell.* 221, 1221–1229. doi:10.1016/j.ecolmodel.2010.01.004

- S Spasov, I Hristov, M Eaton y SC Nikolov (2017) Population Trends of Common Birds in Bulgaria: Is Their Status Improving after the EU Accession? *Acta Zool. Bulg.* 69, 95–104.
- DR Stewart, ZE Underwood, FJ Rahel y AW Walters (2017) The effectiveness of surrogate taxa to conserve freshwater biodiversity. *Conserv. Biol.* doi:10.1111/cobi.12967
- J Stolar y SE Nielsen (2014) Accounting for spatially biased sampling effort in presence-only species distribution modelling. *Divers. Distrib.* 21, 595–608. doi:10.1111/ddi.12279
- J Suri, PM Anderson, T Charles-Dominique, E Hellard y GS Cumming (2017) More than just a corridor: A suburban river catchment enhances bird functional diversity. *Landsc. Urban Plan.* 157, 331–342. doi:10.1016/j.landurbplan.2016.07.013
- C Szumik, L Aagesen, D Casagrande, V Arzamendia, D Baldo, LE Claps, F Cuezco, JM Díaz Gómez, A Di Giacomo, A Girauco, P Goloboff, C Gramajo, C Kopuchian, S Kretzschmar, M Lizarralde, A Molina, M Mollerach, F Navarro, S Nomdedeu, A Panizza, V Pereyra, M Sandoval, G Scrocchi y FO Zuloaga (2012) Detecting areas of endemism with a taxonomically diverse data set: Plants, mammals, reptiles, amphibians, birds, and insects from Argentina. *Cladistics* 28, 317–329. doi:10.1111/j.1096-0031.2011.00385.x
- BW Taylor, AS Flecker y RO Hall Jr. (2006) Loss of a Harvested Fish Species Disrupts Carbon Flow in a Diverse Tropical River. *Science* 313, 833–836. doi:10.1126/science.1128223
- PD Taylor, L Fahrig, K Henein y G Merriam (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68, 571–573. doi:10.2307/3544927
- CD Thomas, A Cameron, RE Green, M Bakkenes, LJ Beaumont, YC Collingham, BFN Erasmus, MF De Siqueira, A Grainger, L Hannah, L Hughes, B Huntley, AS Van Jaarsveld, GF Midgley, L Miles, MA Ortega-Huerta, AT Peterson, OL Phillips y SE Williams (2004) Extinction risk from climate change. *Nature* 427, 145–148. doi:10.1038/nature02121
- K Thompson, JG Hodgson y KJ Gaston (1998) Abundance-range size relationships in the herbaceous of central. *J. Ecol.* 86, 439–448. doi:10.1046/j.1365-2745.1998.00264.x
- W Thuiller, L Brotons, MB Araujo y S Lavorel (2004) Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. *Ecography* 2, 165–172.
- W Thuiller, D Georges, R Engler y F Breiner (2016) biomod2: Ensemble Platform for Species Distribution Modeling. R package version 3.3-7. <https://CRAN.R-project.org/package=biomod2>

- W Thuiller, T Münkemüller, KH Schiffers, D Georges, S Dullinger, VM Eckhart, TC Edwards, D Gravel, G Kunstler, C Merow, K Moore, C Piedallu, S Vissault, NE Zimmermann, D Zurell y FM Schurr (2014) Does probability of occurrence relate to population dynamics? *Ecography* 37, 1155–1166. doi:10.1111/ecog.00836
- R Tingley, S Meiri y DG Chapple (2016) Addressing knowledge gaps in reptile conservation. *Biol. Conserv.* 204, 1–5. doi:10.1016/j.biocon.2016.07.021
- BD Todd, AJ Nowakowski, JP Rose y SJ Price (2017) Species traits explaining sensitivity of snakes to human land use estimated from citizen science data. *Biol. Conserv.* 206, 31–36. doi:10.1016/j.biocon.2016.12.013
- MF Tognelli, AM Abba, JB Bender y VP Seitz (2011) Assessing conservation priorities of xenarthrans in Argentina. *Biodivers. Conserv.* 20, 141–151. doi:10.1007/s10531-010-9951-5
- MF Tognelli, SF Roig-Juñent, AE Marvaldi, GE Flores y JM Lobo (2009) An evaluation of methods for modelling distribution of Patagonian insects. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 82, 347–360.
- J Troudet, P Grandcolas, A Blin, R Vignes-Lebbe y F Legendre (2017) Taxonomic bias in biodiversity data and societal preferences. *Sci. Rep.* 7, 9132. doi:10.1038/s41598-017-09084-6
- JG Underwood, C D'Agrosa y LR Gerber (2010) Identifying conservation areas on the basis of alternative distribution data sets. *Conserv. Biol.* 24, 162–170. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01303.x
- MC Urban (2015) Climate Change: Accelerating extinction risk from climate change. *Science* 348, 571–573. doi:10.1111/1467-8322.12302
- S Varela, RP Anderson, R García-Valdés y F Fernandez-Gonzalez (2014) Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. *Ecography* 37, 1084–1091. doi:10.1111/j.1600-0587.2013.00441.x
- SD Veloz (2009) Spatially autocorrelated sampling falsely inflates measures of accuracy for presence-only niche models. *J. Biogeogr.* 36, 2290–2299. doi:10.1111/j.1365-2699.2009.02174.x
- RC Venette, RD Moon y WD Hutchison (2002) Strategies and statistics of sampling for rare individuals, *Annual review of entomology* 47: 143-174.
- L Vignoli, S Scirè y MA Bologna (2013) Rural–urban gradient and land use in a millenary metropolis: how urbanization affects avian functional groups and the role of old villas in bird assemblage patterning. *Web Ecol.* 13, 49–67. doi:10.5194/we-13-49-2013

- SJ Vine, MS Crowther, SJ Lapidge, CR Dickman, N Mooney, MP Piggott y AW English (2009) Comparison of methods to detect rare and cryptic species: A case study using the red fox (*Vulpes vulpes*). *Wildl. Res.* 36, 436–446. doi:10.1071/WR08069
- KM Virolainen, T Virola, J Suhonen, M Kuitunen, A Lammi y P Siikamaki (1999) Selecting networks of nature reserves: methods do affect the long-term outcome. *Proc. R. Soc. Lond. B* 266, 1141–1146. doi:10.1098/rspb.1999.0755
- H Visser y T De Nijs (2006) Map Comparison Kit. *Environmental Modelling and Software*, 21(3), 346–358.
- KJ Walker y CD Preston (2006) Ecological predictors of extinction risk in the flora of lowland England, UK. *Biodivers. Conserv.* 15, 1913–1942. doi:10.1007/s10531-005-4313-4
- E Waltari, R Schroeder, K McDonald, RP Anderson y A Carnaval (2014) Bioclimatic variables derived from remote sensing: assessment and application for species distribution modelling. *Methods Ecol. Evol.* 5, 1033–1042. doi:10.1111/2041-210X.12264
- S Wang y M Loreau (2014) Ecosystem stability in space: α , β and ∞ variability. *Ecol. Lett.* 17, 891–901. doi:10.1111/ele.12292
- DL Warren y SN Seifert (2011) Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecol. Appl.* 21, 335–342. doi:10.1890/10-1171.1
- JEM Watson, HS Grantham, KA Wilson y HP Possingham (2011) Systematic Conservation Planning: Past, Present and Future, en: *Conservation Biogeography*. pp. 136–160. doi:10.1002/9781444390001.ch6
- TJ Webb, JP Barry y CR McClain (2017) Abundance-Occupancy Relationships in Deep Sea Wood Fall Communities. *Ecography* 40: 1–9. doi:10.1111/oik.02629
- MM Weber, RD Stevens, JAF Diniz-Filho y CEV Grelle (2017) Is there a correlation between abundance and environmental suitability derived from ecological niche modelling? A meta-analysis. *Ecography* 40, 817–828. doi:10.1111/ecog.02125
- MM Weber, RD Stevens, ML Lorini y CEV Grelle (2014) Have old species reached most environmentally suitable areas? A case study with South American phyllostomid bats. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 23, 1177–1185. doi:10.1111/geb.12198
- MJ Westgate, PS Barton, PW Lane y DB Lindenmayer (2014) Global meta-analysis reveals low

consistency of biodiversity congruence relationships. *Nat. Commun.* 5, 1–8. doi:10.1038/ncomms4899

AL Whitehead, H Kujala, CD Ives, A Gordon, PE Lentini, BA Wintle, E Nicholson y CM Raymond (2014) Integrating biological and social values when prioritizing places for biodiversity conservation. *Conserv. Biol.* 28, 992–1003. doi:10.1111/cobi.12257

RJ Whittaker, MB Araújo, P Jepson, RJ Ladle, JEM Watson y KJ Willis (2005) Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Divers. Distrib.* 11, 3–23. doi:10.1111/j.1366-9516.2005.00143.x

JA Wiens, GD Hayward, RS Holthausen y MJ Wisdom (2008) Using Surrogate Species and Groups for Conservation Planning and Management. *Bioscience* 58, 241–252. doi:10.1641/B580310

Wildlife Conservation Society - WCS, and Center for International Earth Science Information Network - CIESIN - Columbia University (2005) Last of the Wild Project, Version 2, 2005 (LWP-2): Global Human Influence Index (HII) Dataset (Geographic). Palisades, NY: NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC). <http://dx.doi.org/10.7927/H4BP00QC>.

JC Williams, CS ReVelle y SA Levin (2005) Spatial attributes and reserve design models: A review. *Environ. Model. Assess.* 10, 163–181. doi:10.1007/s10666-005-9007-5

JC Williams, CS ReVelle y SA Levin (2004) Using mathematical optimization models to design nature reserves. *Front. Ecol. Environ.* 2, 98–105. doi:10.1890/1540-9295(2004)002[0098:UMOMTD]2.0.CO;2

P Williams, D Gibbons, C Margules, A Rebelo, C Humphries y R Pressey (1996) A Comparison of Richness Hotspots, Rarity Hotspots, and Complementary Areas for Conserving Diversity of British Birds. *Conserv. Biol.* 10, 155–174.

K Wilson, RL Pressey, A Newton, M Burgman, H Possingham y C Weston (2005) Measuring and incorporating vulnerability into conservation planning. *Environ. Manage.* 35, 527–543. doi:10.1007/s00267-004-0095-9

MJ Wilson y SE Bayley (2012) Use of single versus multiple biotic communities as indicators of biological integrity in northern prairie wetlands. *Ecol. Indic.* 20, 187–195. doi:10.1016/j.ecolind.2012.02.009

R Winfree, JW Fox, NM Williams, JR Reilly y DP Cariveau (2015) Abundance of common species, not species richness, drives delivery of a real-world ecosystem service. *Ecol. Lett.* 18, 626–635. doi:10.1111/ele.12424

MS Wisz, RJ Hijmans, J Li, AT Peterson, CH Graham, A Guisan, J Elith, M Dudík, S Ferrier, F

Huettmann, JR Leathwick, A Lehmann, L Lohmann, BA Loiselle, G Manion, C Moritz, M Nakamura, Y Nakazawa, JM Overton, SJ Phillips, KS Richardson, R Scachetti-Pereira, RE Schapire, J Soberón, SE Williams y NE Zimmermann (2008) Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Divers. Distrib.* 14, 763–773. doi:10.1111/j.1472-4642.2008.00482.x

ME Wittmann, MA Barnes, CL Jerde, LA Jones y DM Lodge (2016) Confronting species distribution model predictions with species functional traits. *Ecol. Evol.* 6, 873–879. doi:10.1002/ece3.1898

V Wolters, J Bengtsson y AS Zaitsev (2006) Relationship Among The Species Richness Of Different Taxa. *Ecology* 87, 1886–1895. doi:10.1890/0012-9658(2006)87[1886:RATSRO]2.0.CO;2

Y Xu, S Lin, J He, Y Xin, L Zhang, H Jiang y Li (2017a) Tropical birds are declining in the Hainan Island of China. *Biol. Conserv.* 210, 9–18. doi:10.1016/j.biocon.2016.05.029

Y Xu, Z Shen, L Ying, Z Wang, J Huang, R Zang y Y Jiang (2017b) Hotspot analyses indicate significant conservation gaps for evergreen broadleaved woody plants in China. *Sci. Rep.* 7, 1859. doi:10.1038/s41598-017-02098-0

W Xu, Y Xiao, J Zhang, W Yang, L Zhang, V Hull, Z Wang, H Zheng, J Liu, S Polasky, L Jiang, Y Xiao, X Shi, E Rao, F Lu, X Wang, GC Daily y Z Ouyang (2017c) Strengthening protected areas for biodiversity and ecosystem services in China. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114, 1601–1606. doi:10.1073/pnas.1620503114

CB Yackulic, R Chandler, EF Zipkin, JA Royle, JD Nichols, EH Campbell Grant y S Veran (2013) Presence-only modelling using MAXENT: When can we trust the inferences? *Methods Ecol. Evol.* 4, 236–243. doi:10.1111/2041-210x.12004

F Yang, J Hu y R Wu (2016) Combining endangered plants and animals as surrogates to identify priority conservation areas in Yunnan, China. *Sci. Rep.* 6, 30753. doi:10.1038/srep30753

D Yin y F He (2014) A simple method for estimating species abundance from occurrence maps. *Methods Ecol. Evol.* 5, 336–343. doi:10.1111/2041-210X.12159

DL Yong, PS Barton, S Okada, M Crane y DB Lindenmayer (2016) Birds as surrogates for mammals and reptiles: Are patterns of cross-taxonomic associations stable over time in a human-modified landscape? *Ecol. Indic.* 69, 152–164. doi:10.1016/j.ecolind.2016.04.013

L Zhang, S Liu, P Sun, T Wang, G Wang, X Zhang y L Wang (2015) Consensus forecasting of species distributions: The effects of niche model performance and niche properties. *PLoS One* 10, 1–18.

doi:10.1371/journal.pone.0120056

L Zhang, W Xu, Z Ouyang y C Zhu (2014) Determination of priority nature conservation areas and human disturbances in the Yangtze River Basin, China. *J. Nat. Conserv.* 22, 326–336. doi:10.1016/j.jnc.2014.02.007

MG Zhang, JWF Slik y KP Ma (2017) Priority areas for the conservation of perennial plants in China. *Biol. Conserv.* 210: 56-63. doi:10.1016/j.biocon.2016.06.007

D Zurell, J Elith y B Schröder (2012) Predicting to new environments: Tools for visualizing model behaviour and impacts on mapped distributions. *Divers. Distrib.* 18, 628–634. doi:10.1111/j.1472-4642.2012.00887.x

AF Zuur, EN Ieno y CS Elphick (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecol. Evol.* 1, 3–14. doi:10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x

VP Zwiener, AA Padial, MCM Marques, FV Faleiro, R Loyola y AT Peterson (2017) Planning for conservation and restoration under climate and land use change in the Brazilian Atlantic Forest. *Divers. Distrib.* 23, 955–966. doi:10.1111/ddi.12588

13. Anexo

13.1. Matriz de presencia (1) y ausencia (0) de registros de las aves y serpientes raras y amenazadas de Santa Fe (desde la celda 1 hasta la 31)

Especie	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31		
Aves																																	
Rheidae																																	
<i>Rhea americana</i>	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tinamidae																																	
<i>Crypturellus tataupa</i>	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0		
<i>Eudromia elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Nothoprocta cinerascens</i>	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	
<i>Rhynchotus rufescens</i>	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	1	0	1	1	1	1	1	0	0	1	
Anatidae																																	
<i>Anas sibilatrix</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1		
<i>Cairina moschata</i>	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0		
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	0	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	0	1	0	1	1		
<i>Nomonyx dominicus</i>	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
<i>Sarkidiornis melanotos</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	
Cracidae																																	
<i>Crax fasciolata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Penelope obscura</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Phoenicopteridae																																	
<i>Phoenicoparrus andinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	
Podicipedidae																																	
<i>Podiceps major</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0		
<i>Podiceps occipitalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Rallidae																													
<i>Aramides cajaneus</i>	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coturnicops notatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fulica rufifrons</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1
<i>Laterallus melanophaius</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1
<i>Mustelirallus albicollis</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>Mustelirallus erythropus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Pardirallus maculatus</i>	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1
<i>Porphyrio martinica</i>	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	1
<i>Porzana flaviventer</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Porzana spiloptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Charadriidae																													
<i>Charadrius falklandicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Charadrius modestus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Charadrius semipalmatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oreopholus ruficollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scolopacidae																													
<i>Calidris alba</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Calidris bairdii</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calidris canutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Calidris himantopus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calidris subruficollis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1

<i>Limosa haemastica</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
<i>Phalaropus tricolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1
<i>Tringa solitaria</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1
Thinocoridae																														
<i>Thinocorus rumicivorus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rostratulidae																														
<i>Nycticryphes semicollaris</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0
Laridae																														
<i>Gelochelidon nilotica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Larus dominicanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sterna trudeaui</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	1	1	0	0	1	0
<i>Sternula superciliaris</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0
Anhingidae																														
<i>Anhinga anhinga</i>	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0
Ardeidae																														
<i>Botaurus pinnatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1
<i>Egretta caerulea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ixobrychus involucris</i>	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	1
Threskiornithidae																														
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Theristicus caerulescens</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Theristicus melanopis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cathartidae																														
<i>Cathartes burrovianus</i>	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	1	1
Pandionidae																														

<i>Pandion haliaetus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Accipitridae																																				
<i>Accipiter bicolor</i>	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Accipiter striatus</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Busarellus nigricollis</i>	1	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Buteo brachyurus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Buteogallus coronatus</i>	0	0	1	1	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Circus cinereus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	
<i>Elanus leucurus</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	
<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	1	0	1		
<i>Geranoaetus polyosoma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Geranospiza caerulescens</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Ictinia mississippiensis</i>	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ictinia plumbea</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptodon cayanensis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parabuteo unicinctus</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	1
Strigidae																																				
<i>Asio clamator</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Asio flammeus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Bubo virginianus</i>	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Glaucidium brasilianum</i>	0	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1
<i>Glaucidium nana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Milvago chimachima</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Spizapteryx circumcincta</i>	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0		
Psittacidae																																					
<i>Amazona aestiva</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Aratinga nenday Forpus xanthopterygius</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Pionus maximiliani</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pyrrhura frontalis</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Thamnophilidae																																					
<i>Myrmorchilus strigilatus</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Thamnophilus doliatus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Melanopareiidae																																					
<i>Melanopareia maximiliani</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Rhinocryptidae																																					
<i>Rhinocrypta lanceolata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Furnariidae																																					
<i>Asthenes hudsoni</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Campylorhamphus trochilrostris</i>	1	1	1	1	0	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	
<i>Cranioleuca sulphurifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	
<i>Furnarius cristatus</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geositta cunicularia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Leptasthenura</i>	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1

<i>Knipolegus cyanirostris</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Knipolegus striaticeps</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Lathrotriccus euleri</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Megarynchus pitangua</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Muscisaxicola maclovianus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myiarchus ferox</i>	1	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myiarchus swainsoni</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Myiodynastes maculatus</i>	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Myiopagis viridicata</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neoxolmis rufiventris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polystictus pectoralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pseudocolopteryx acutipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pseudocolopteryx dinelliana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pseudocolopteryx flaviventris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Pseudocolopteryx sclateri</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1
<i>Serpophaga griseicapilla</i>	0	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Serpophaga nigricans</i>	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	1	1
<i>Stigmatura budytoides</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0

<i>Sublegatus modestus</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	1
<i>Tachuris rubrigastra</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Xolmis cinereus</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	
<i>Xolmis rubetra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Tityridae																															
<i>Pachyramphus validus</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pachyramphus viridis</i>	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
<i>Xenopsaris albinucha</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
Corvidae																															
<i>Cyanocorax chrysops</i>	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cyanocorax cyanomelas</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Hirundinidae																															
<i>Progne elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	
<i>Riparia riparia</i>	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tachycineta leucopyga</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	
Troglodytidae																															
<i>Cistothorus platensis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Donacobiidae																															
<i>Donacobius atricapilla</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Mimidae																													
<i>Mimus</i>																													
<i>patagonicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Motacillidae																													
<i>Anthus chacoensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anthus furcatus</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Anthus hellmayri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Thraupidae																													
<i>Conirostrum</i>																													
<i>speciosum</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coryphaspiza</i>																													
<i>melanotis</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Diuca diuca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Donacospiza</i>																													
<i>albifrons</i>	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Emberizoides</i>																													
<i>herbicola</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1
<i>Emberizoides</i>																													
<i>ypiranganus</i>	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gubernatrix</i>																													
<i>cristata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Poospiza ornata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poospiza torquata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Saltator similis</i>	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1
<i>Sporophila</i>																													
<i>cinnamomea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Sporophila hypochroma</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>Sporophila hypoxantha</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1
<i>Sporophila leucoptera</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sporophila lineola</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sporophila</i>																													
<i>palustris</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Sporophila ruficollis</i>	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1
<i>Tachyphonus rufus</i>	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
<i>Thlypopsis sordida</i>	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tiaris obscurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
Emberizidae																															
<i>Arremon flavirostris</i>	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Rhynchospiza strigiceps</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	
Cardinalidae																															
<i>Piranga flava</i>	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0		
Parulidae																															
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0		
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Setophaga pitayumi</i>	1	1	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0		
Icteridae																															
<i>Agelasticus thilius</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0		
<i>Cacicus chrysopterus</i>	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0		
<i>Cacicus haemorrhous</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Dolichonyx oryzivorus</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0			
<i>Gnorimopsar chopi</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0			
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Sturnella defilippii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Sturnella loyca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		

Fringillidae																																	
<i>Euphonia chlorotica</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
<i>Euphonia cyanocephala</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Serpientes																																	
Typhlopidae																																	
<i>Amerotyphlops brongersmianus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Leptotyphlopidae																																	
<i>Epictia albipuncta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
Boidae																																	
<i>Boa constrictor occidentalis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Eunectes notaeus</i>	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	
Colubridae																																	
<i>Chironius maculiventris</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0		
<i>Mastigodryas bifossatus</i>	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tantilla melanocephala</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Dipsadidae																																	
<i>Boiruna maculata</i>	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Clelia clelia</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Erythrolamprus sagittifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Helicops infrataeniatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lygophis dilepis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
<i>Oxyrhopus guibei</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Phalotris bilineatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

<i>Anas sibilatrix</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	1
<i>Cairina moschata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nomonyx dominicus</i>	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sarkidiornis melanotos</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cracidae																													
<i>Crax fasciolata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Penelope obscura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phoenicopteridae																													
<i>Phoenicoparrus andinus</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0
Podicipedidae																													
<i>Podiceps major</i>	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1
<i>Podiceps occipitalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1
<i>Tachybaptus dominicus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Columbidae																													
<i>Columbina talpacoti</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Patagioenas cayennensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cuculidae																													
<i>Coccyua cinerea</i>	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Coccyzus americanus</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crotophaga major</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Piaya cayana</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nyctibiidae																													
<i>Nyctibius griseus</i>	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caprimulgidae																													
<i>Antrostomus rufus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chordeiles minor</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eleothreptus anomalus</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydropsalis torquata</i>	0	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Nyctidromus albicollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Setopagis parvula</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0

Cariamidae																												
<i>Cariama cristata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chunga burmeisteri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Falconidae																												
<i>Falco peregrinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Falco rufigularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrastur ruficollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrastur semitorquatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Milvago chimachima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spizaipteryx circumcincta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psittacidae																												
<i>Amazona aestiva</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aratinga nenday</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Forpus xanthopterygius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pionus maximiliani</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyrrhura frontalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thamnophilidae																												
<i>Myrmorchilus strigilatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thamnophilus doliatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Melanopareiidae																												
<i>Melanopareia maximiliani</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhinocryptidae																												
<i>Rhinocrypta lanceolata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Furnariidae																												
<i>Asthenes hudsoni</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1	1
<i>Campylorhamphus trochilrostris</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cranioleuca sulphurifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Furnarius cristatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geositta cunicularia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0

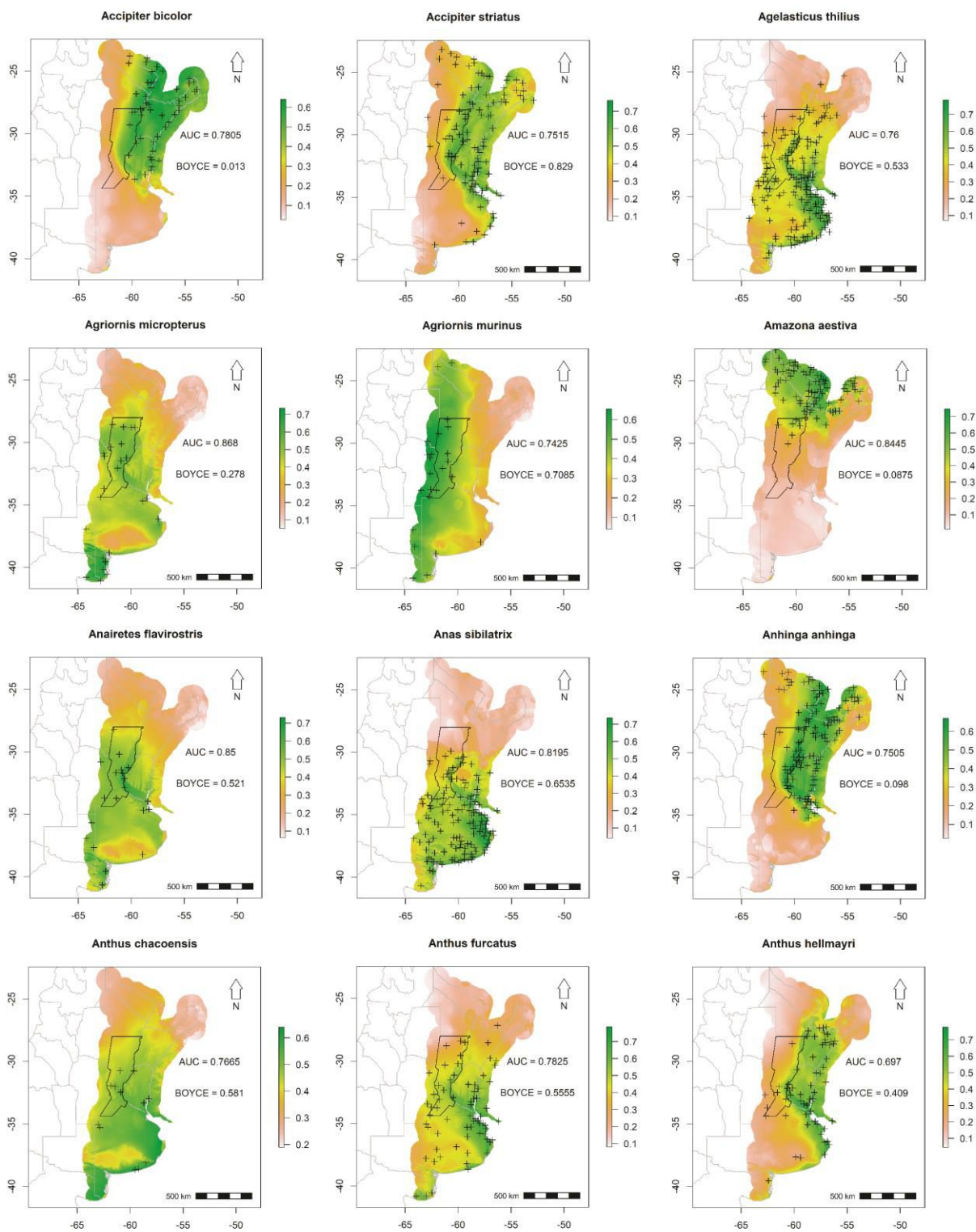
<i>Neoxolmis rufiventris</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1		
<i>Polystictus pectoralis</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		
<i>Pseudocolopteryx acutipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0		
<i>Pseudocolopteryx dinelliana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Pseudocolopteryx flaviventris</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1		
<i>Pseudocolopteryx sclateri</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	
<i>Serpophaga griseicapilla</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Serpophaga nigricans</i>	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	
<i>Stigmatura budytoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Sublegatus modestus</i>	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tachuris rubrigastra</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Xolmis cinereus</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	
<i>Xolmis rubetra</i>	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	
Tityridae																															
<i>Pachyramphus validus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pachyramphus viridis</i>	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Xenopsaris albinucha</i>	0	1	0	0	1	1	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Corvidae																															
<i>Cyanocorax chrysops</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cyanocorax cyanomelas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Hirundinidae																															
<i>Progne elegans</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	
<i>Riparia riparia</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tachycineta leucopyga</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1
Troglodytidae																															
<i>Cistothorus platensis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1
Donacobiidae																															

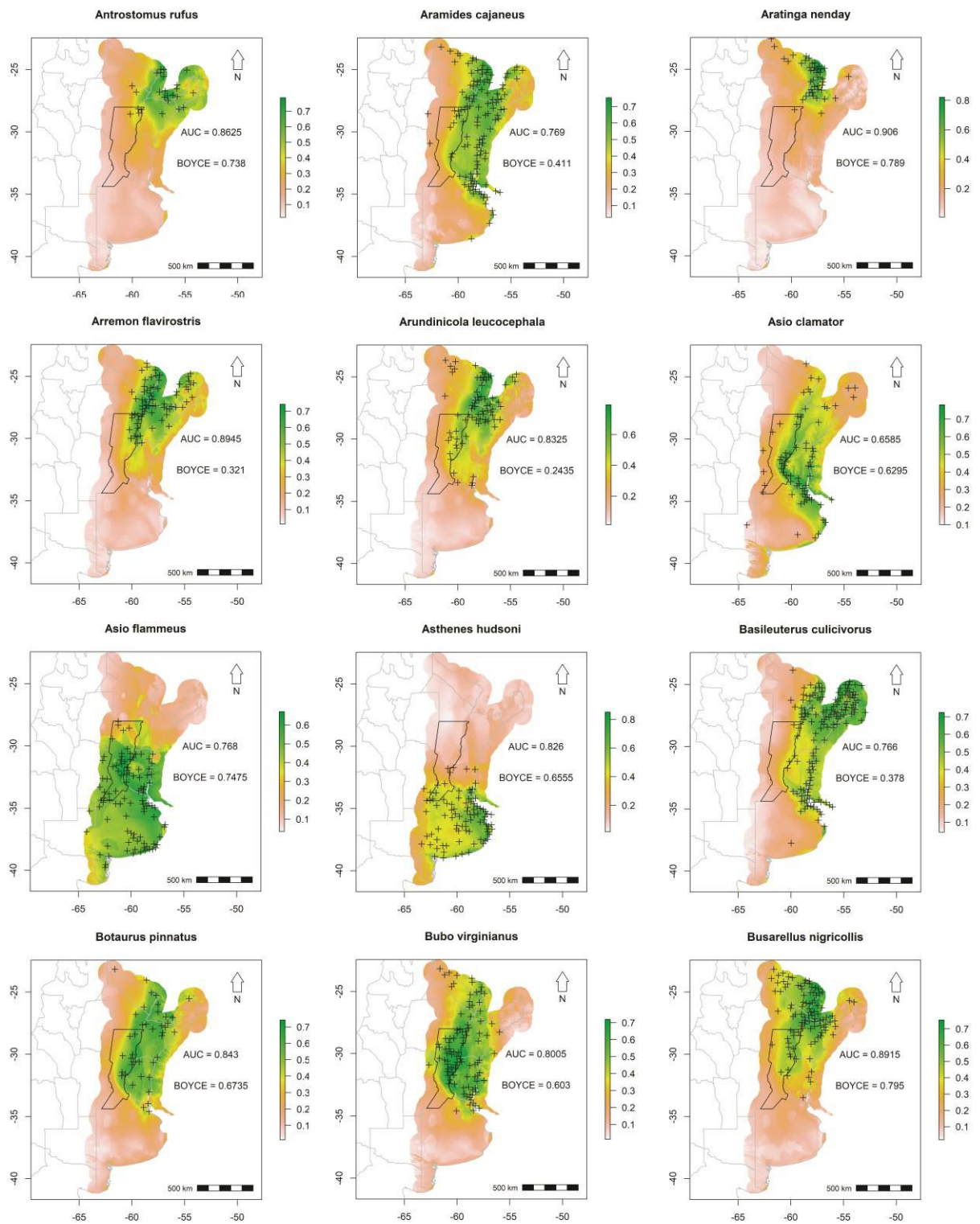
Cardinalidae																										
<i>Piranga flava</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parulidae																										
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Setophaga pitaiyumi</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Icteridae																										
<i>Agelasticus thilius</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1
<i>Cacicus chrysopterus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cacicus haemorrhous</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dolichonyx oryzivorus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnorimopsar chopi</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudoleistes guirahuro</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sturnella defilippii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Sturnella loyca</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Fringillidae																										
<i>Euphonia chlorotica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euphonia cyanocephala</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Serpientes																										
Typhlopidae																										
<i>Amerotyphlops brongersmianus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptotyphlopidae																										
<i>Epictia albipuncta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Boidae																										
<i>Boa constrictor occidentalis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eunectes notaeus</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Colubridae																										
<i>Chironius maculoventris</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mastigodryas bifossatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tantilla melanocephala</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

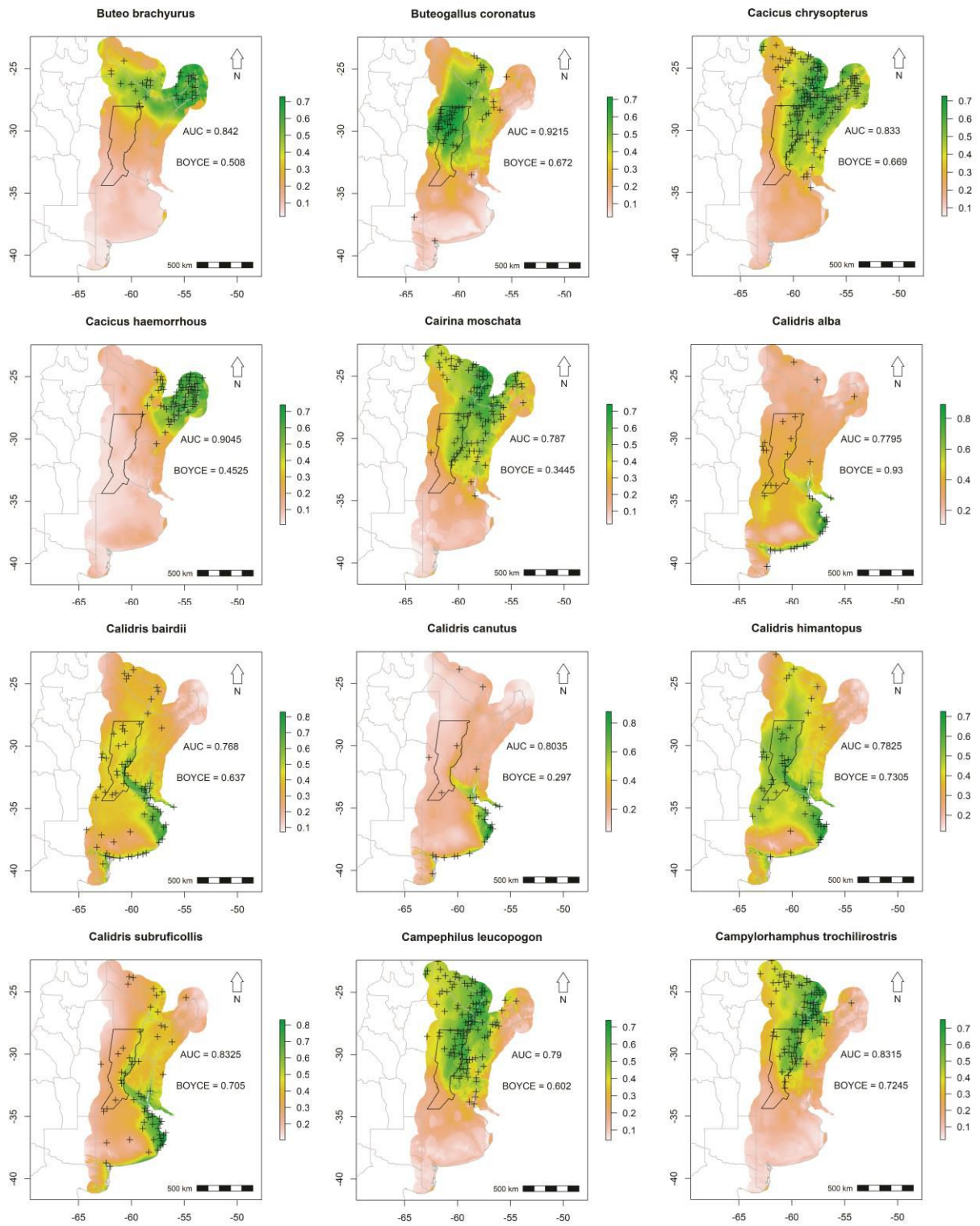
Dipsadidae																													
<i>Boiruna maculata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Clelia clelia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erythrolamprus sagittifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Helicops infrataeniatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lygophis dilepis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxyrhopus guibei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phalotris bilineatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Philodryas agassizii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Philodryas baroni</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Philodryas mattogrossensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Philodryas olfersii latirostris</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Philodryas psammophidea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phimophis guerini</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phimophis vittatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psomophis obtusus</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Taeniophallus occipitalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thamnodynastes chaquensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thamnodynastes strigatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tomodon ocellatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Xenodon pulcher</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

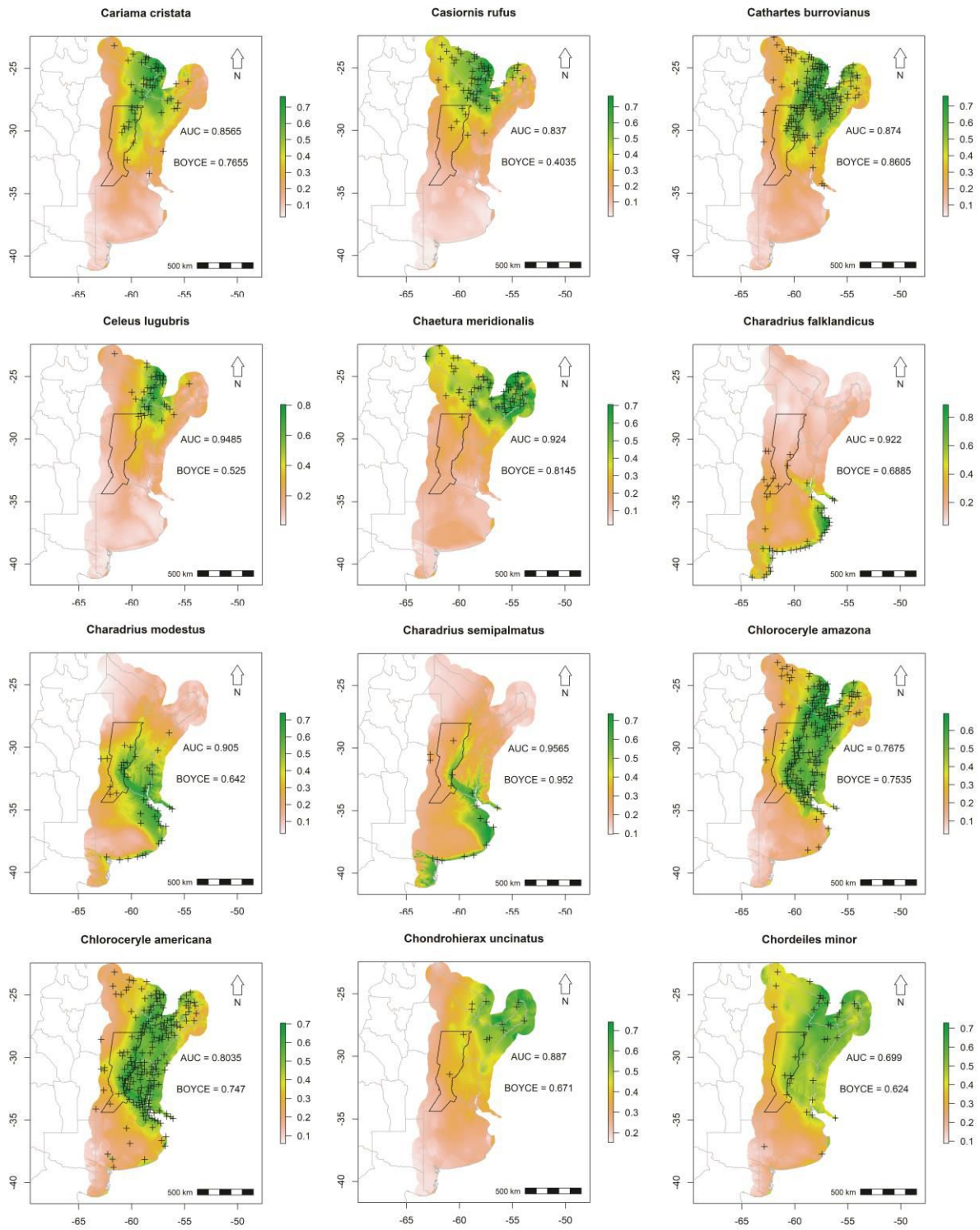
13.2. Mapas de distribución potencial y proyección de los registros de presencias (cruces) de las especies raras y amenazadas de Santa Fe. Las especies se muestran en orden alfabético.

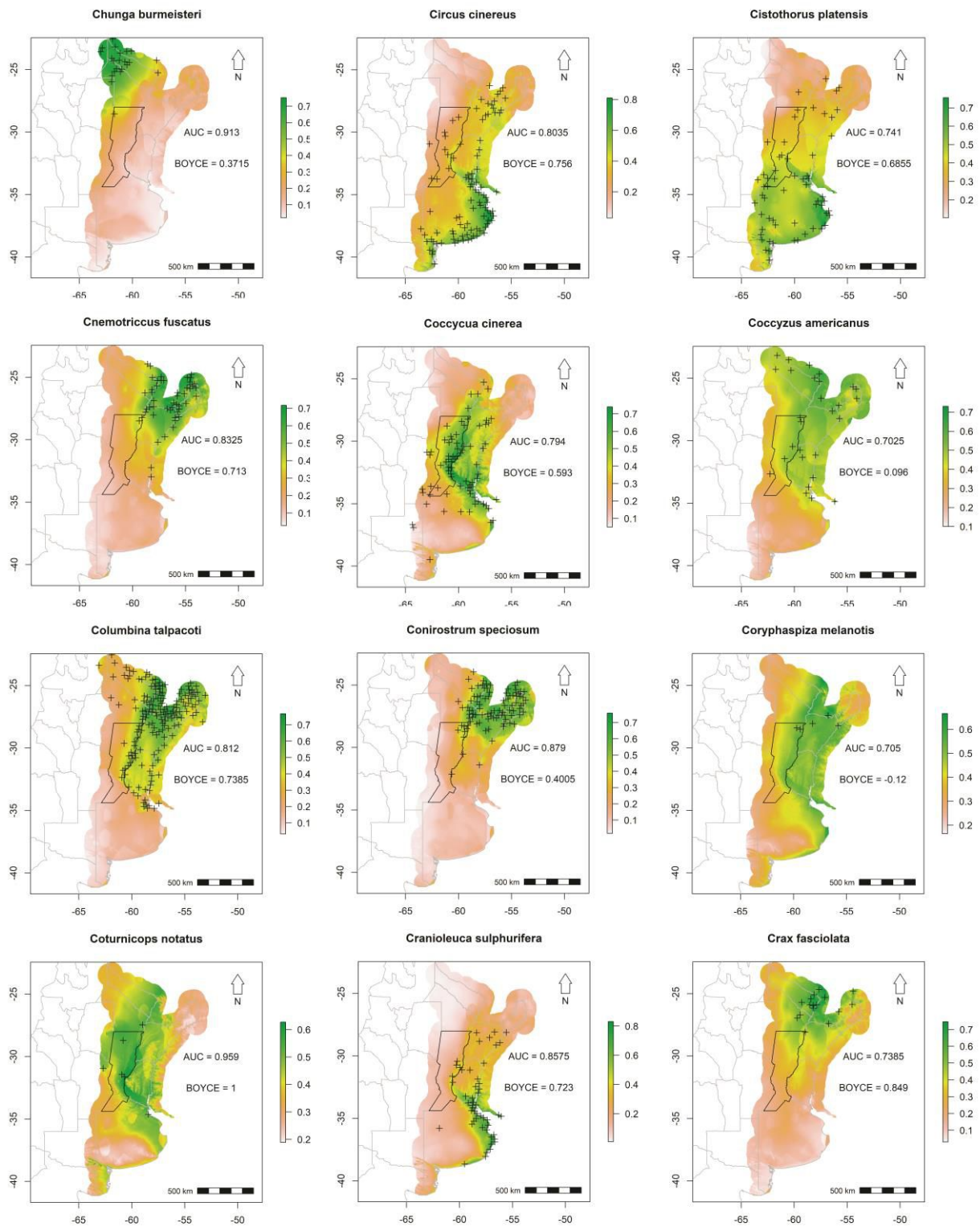
Aves

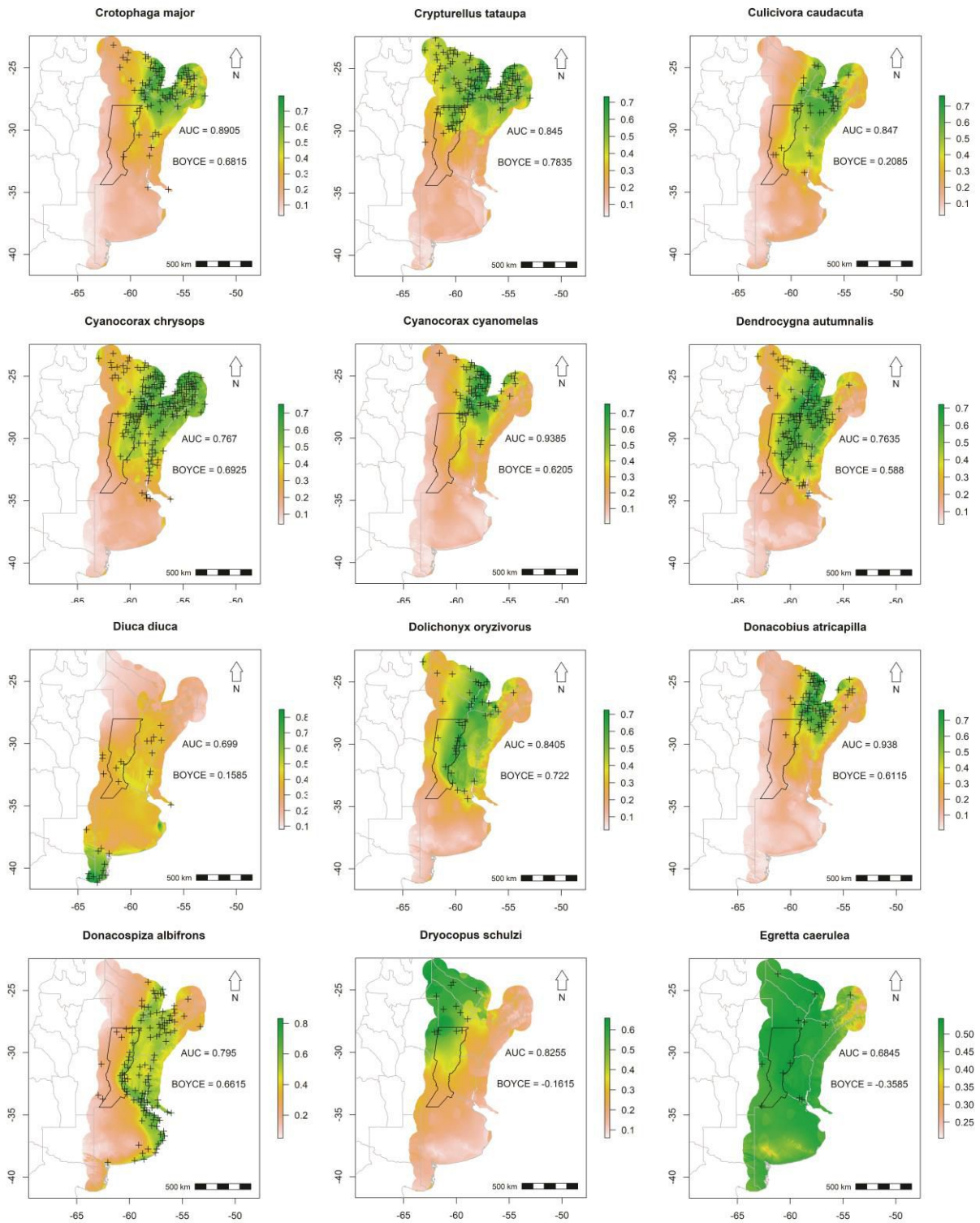


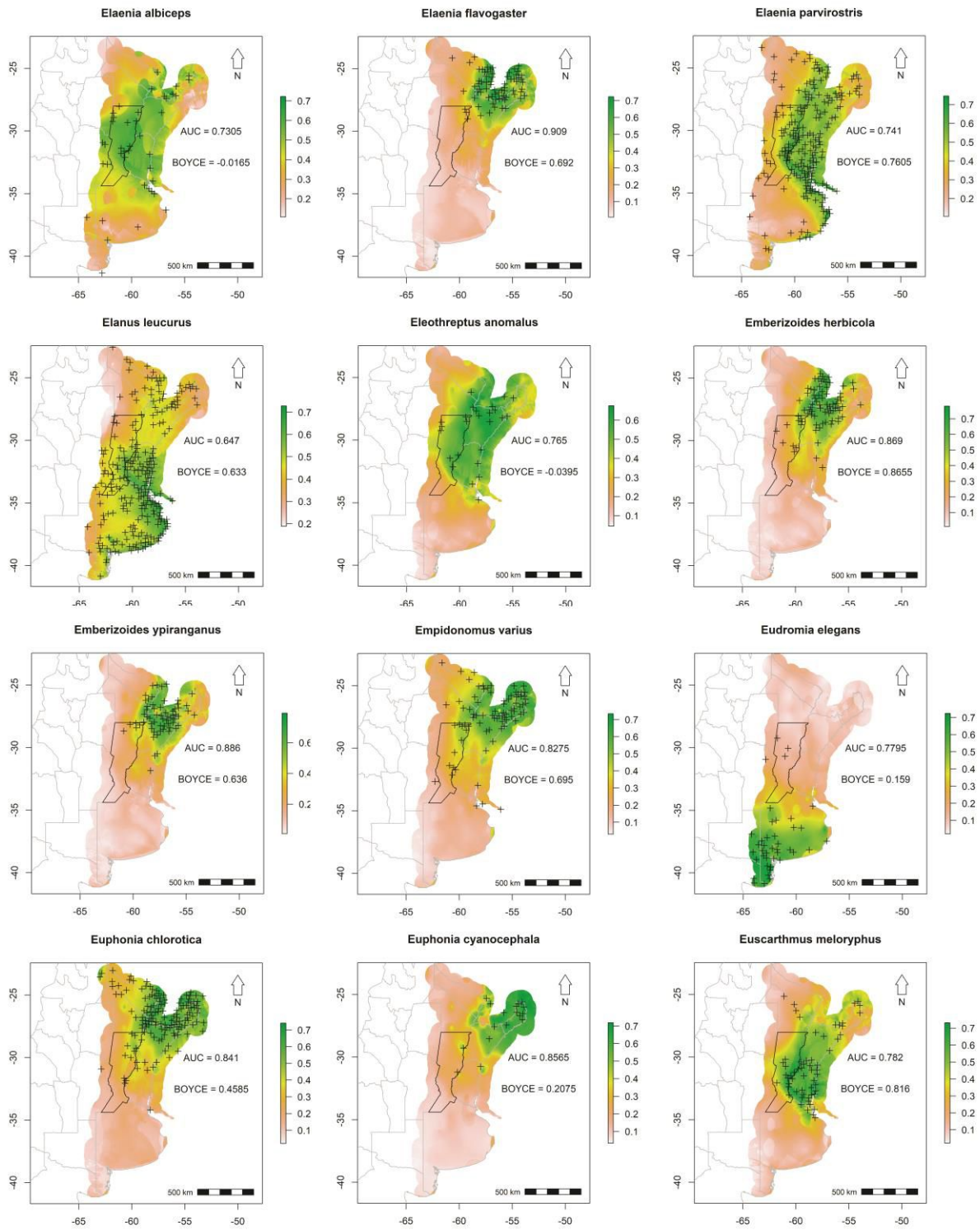


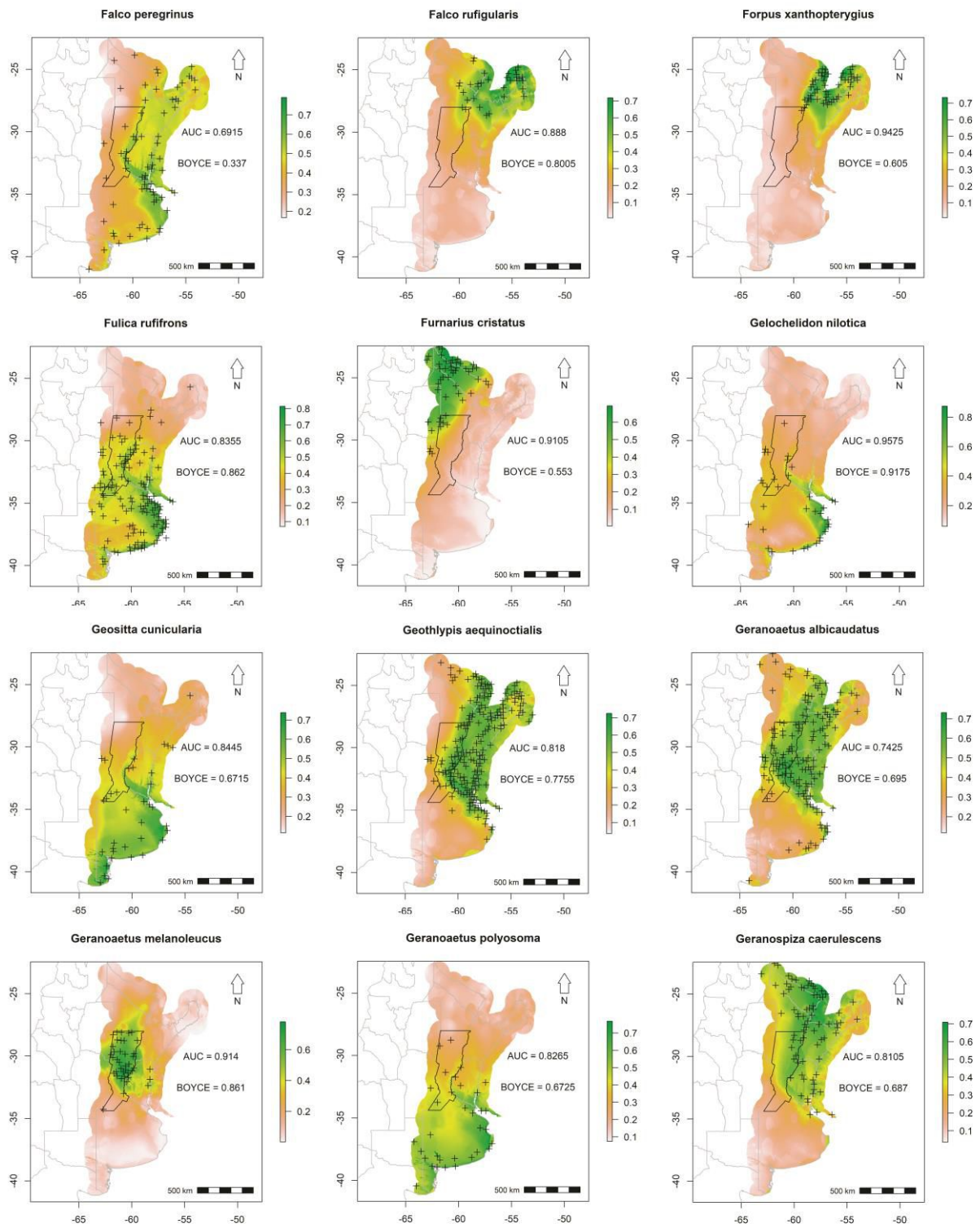


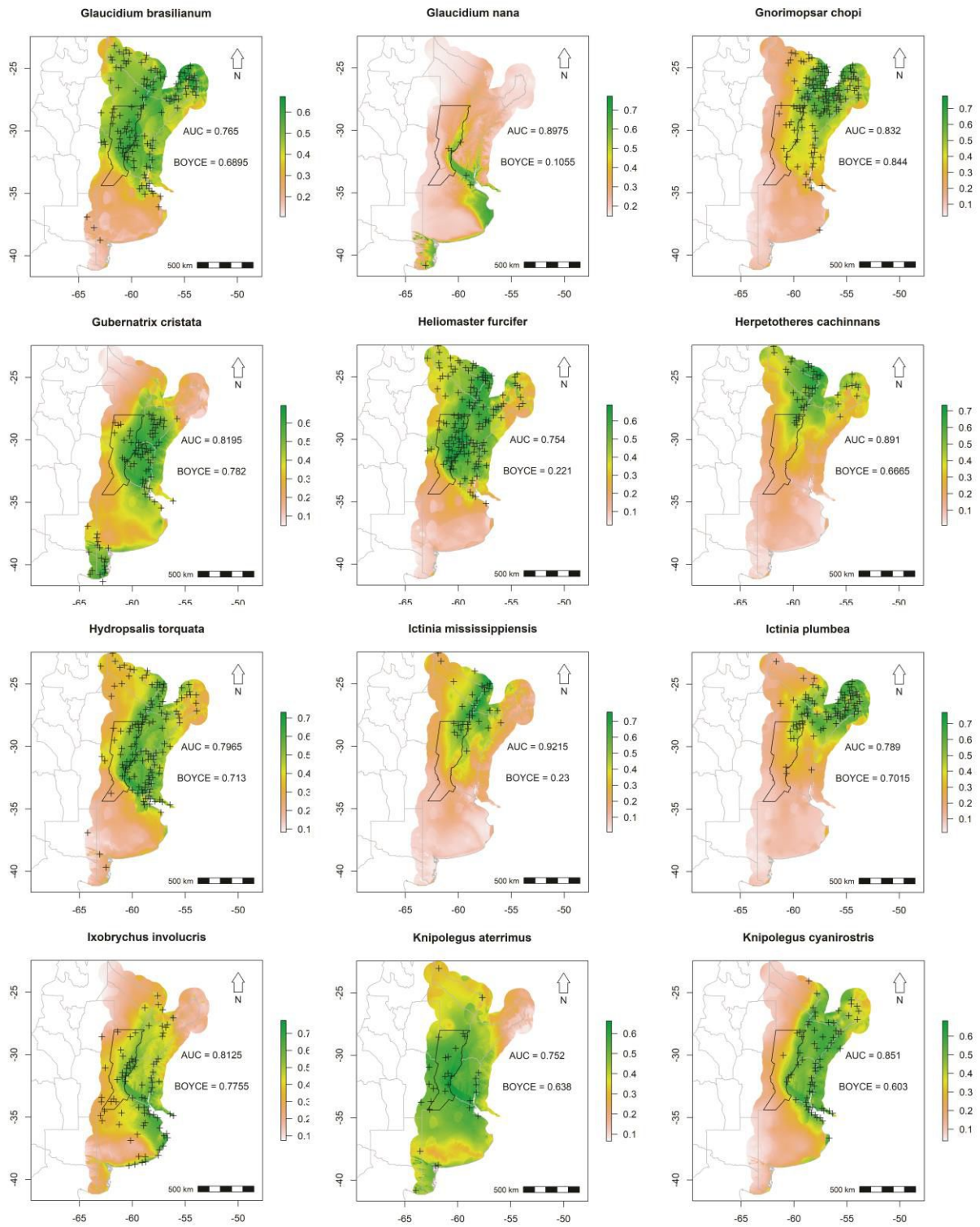


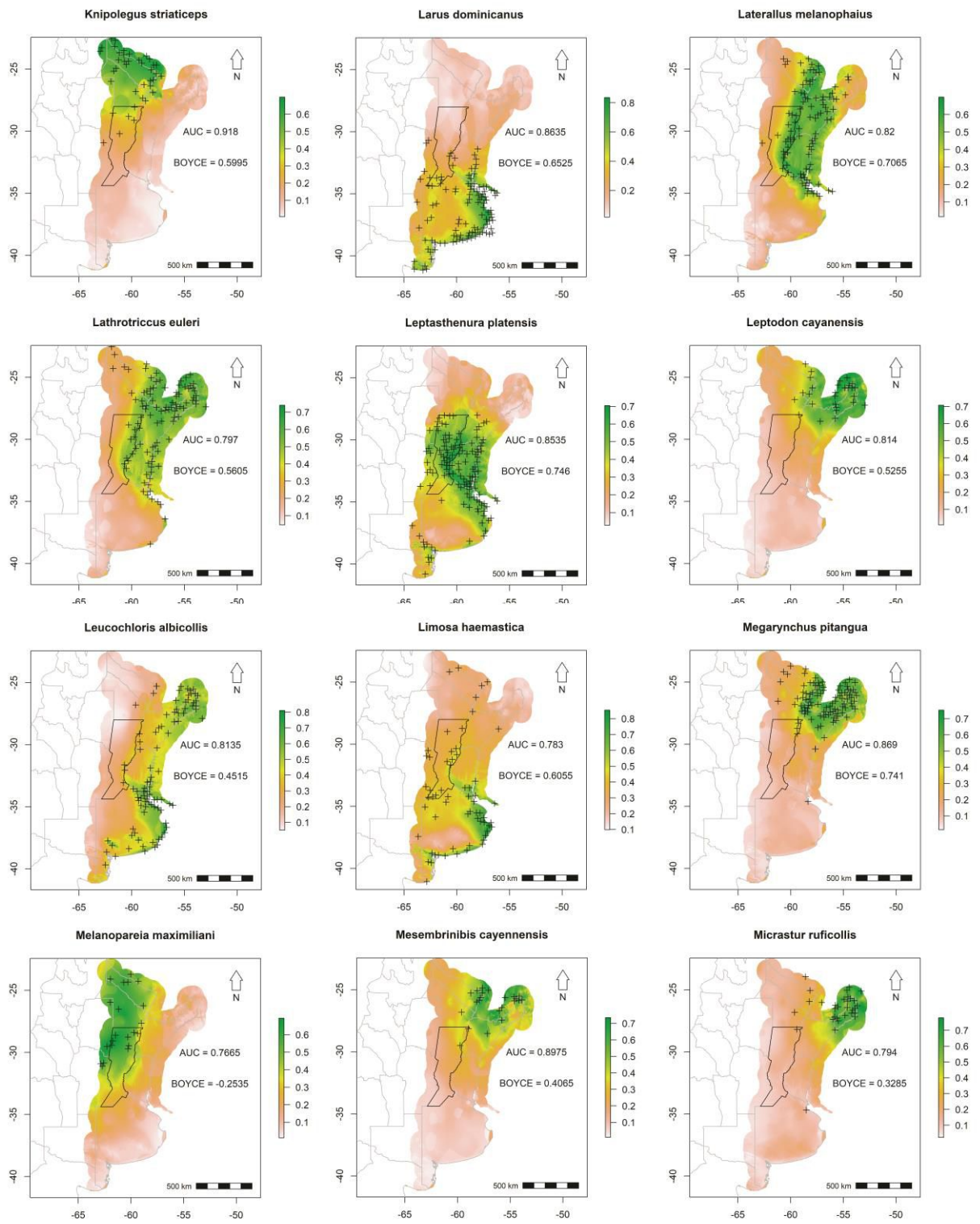


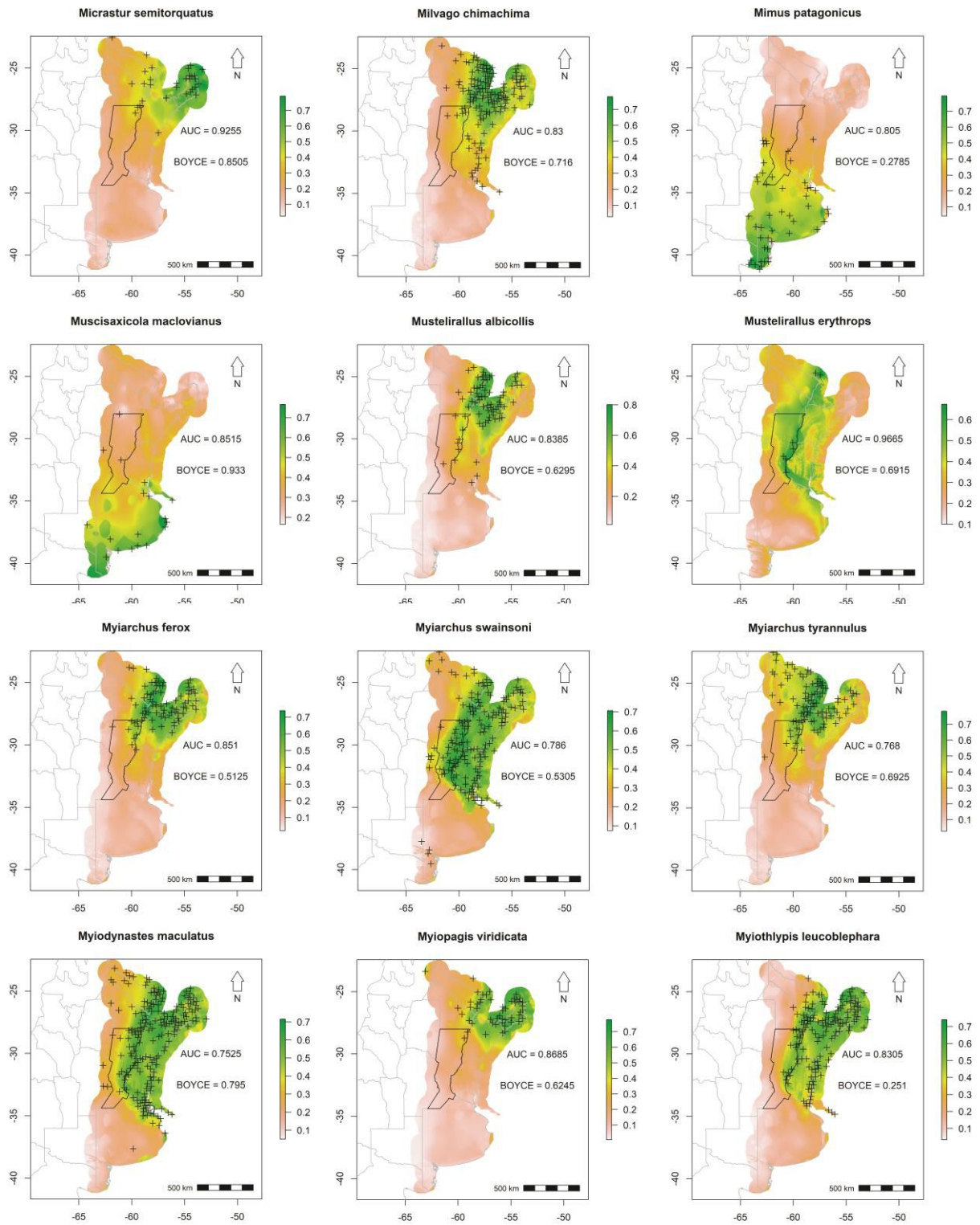


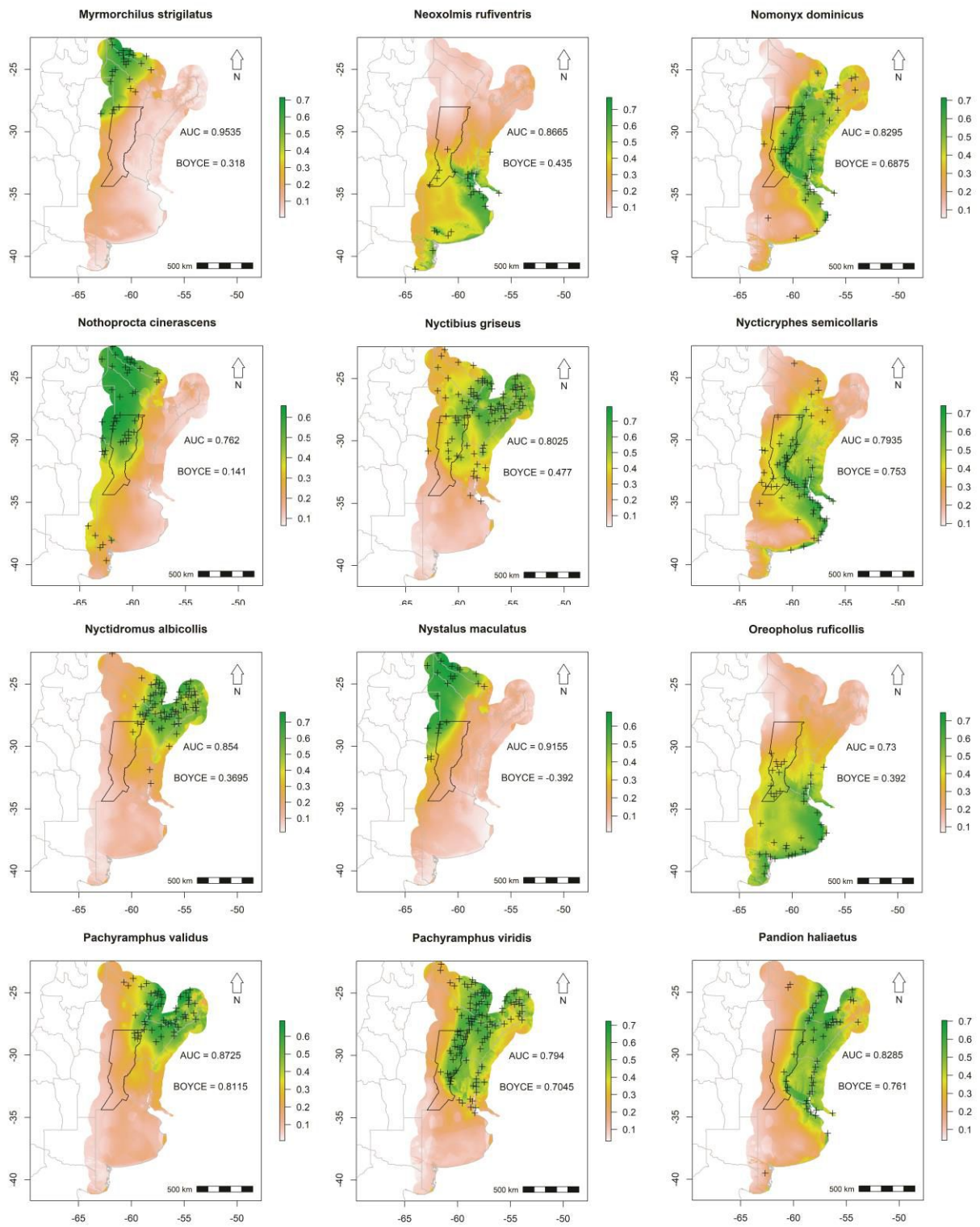


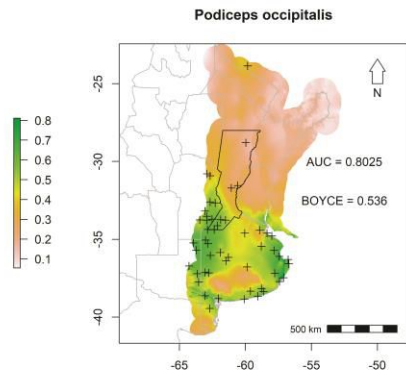
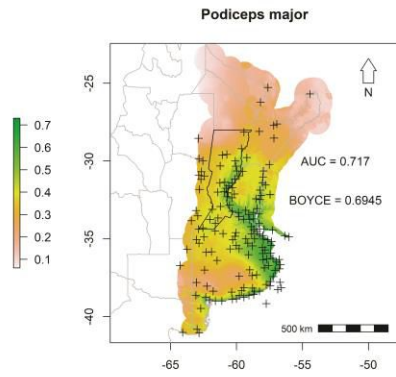
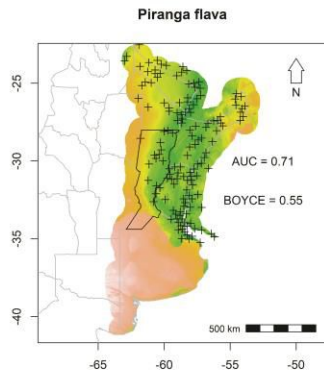
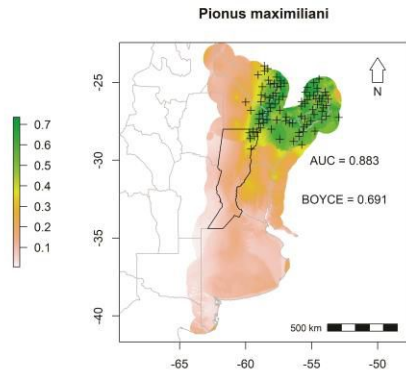
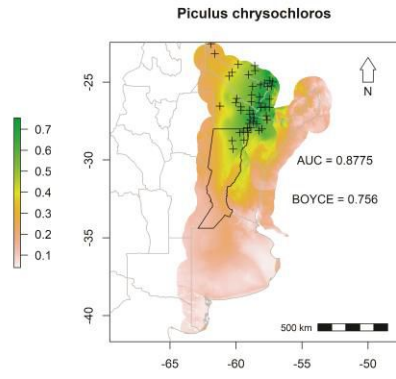
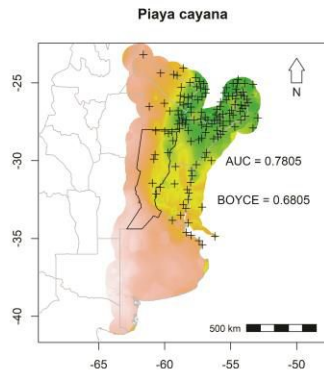
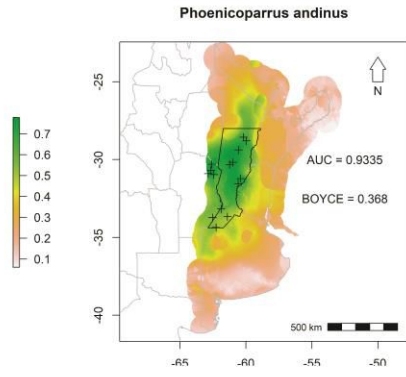
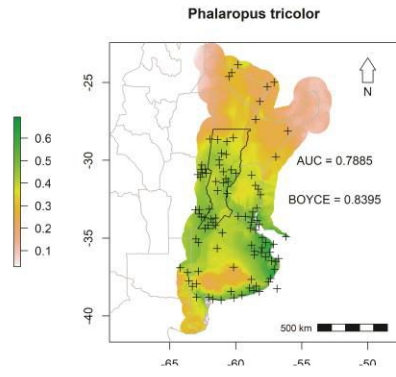
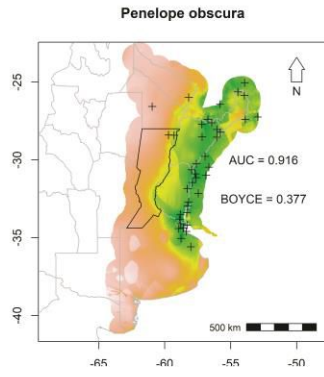
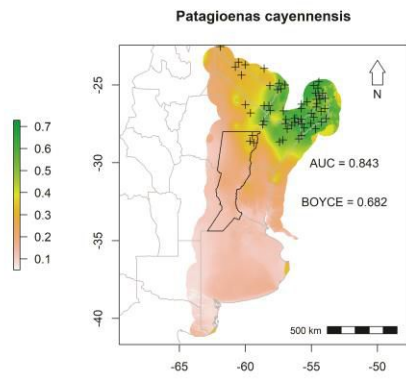
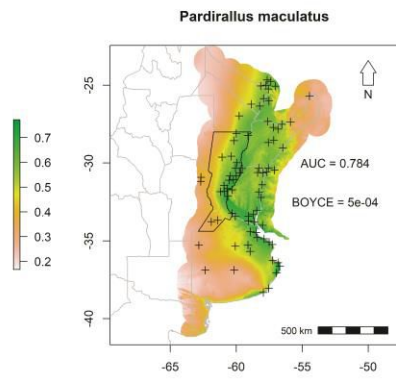
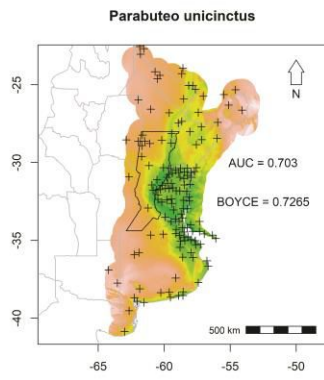


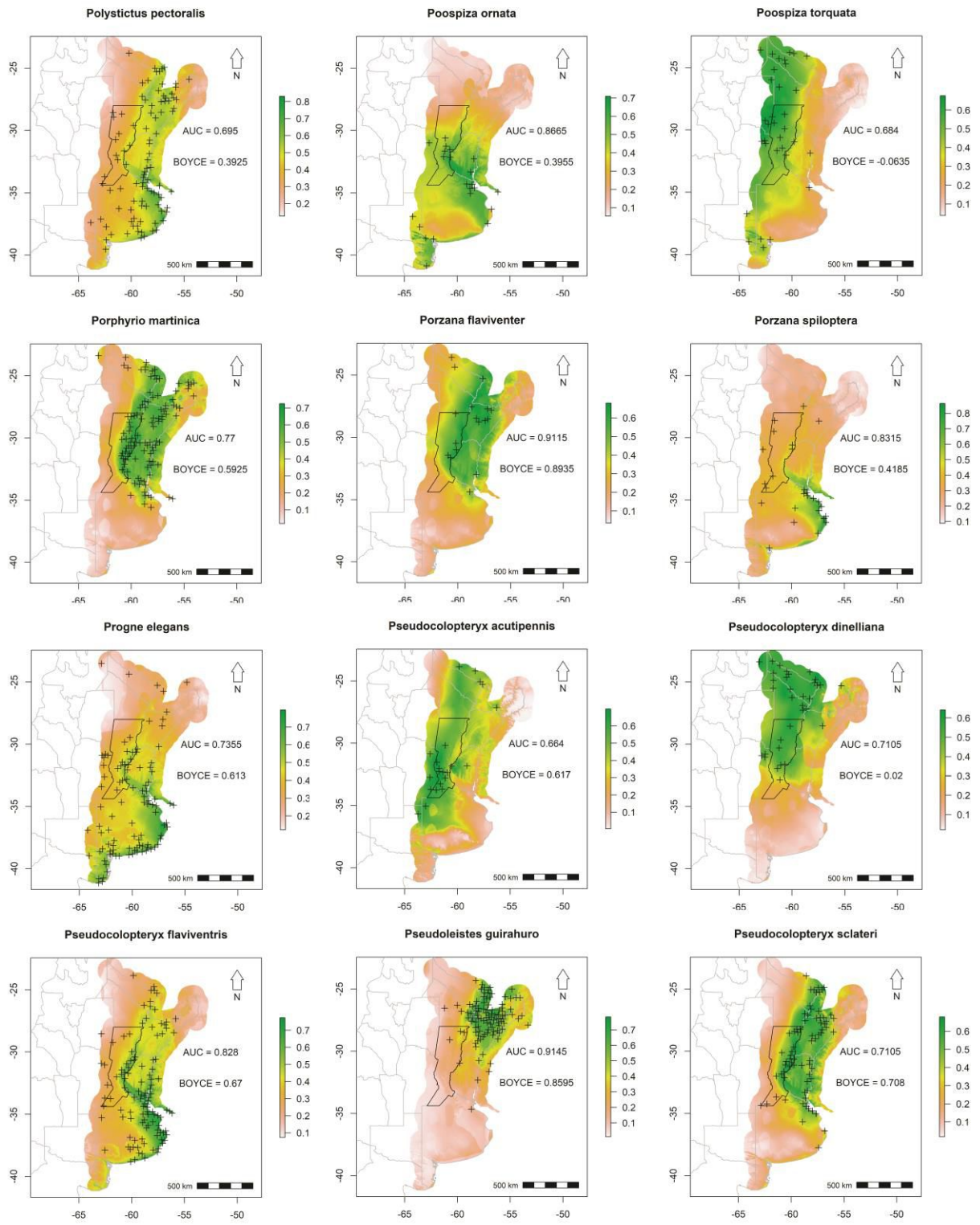


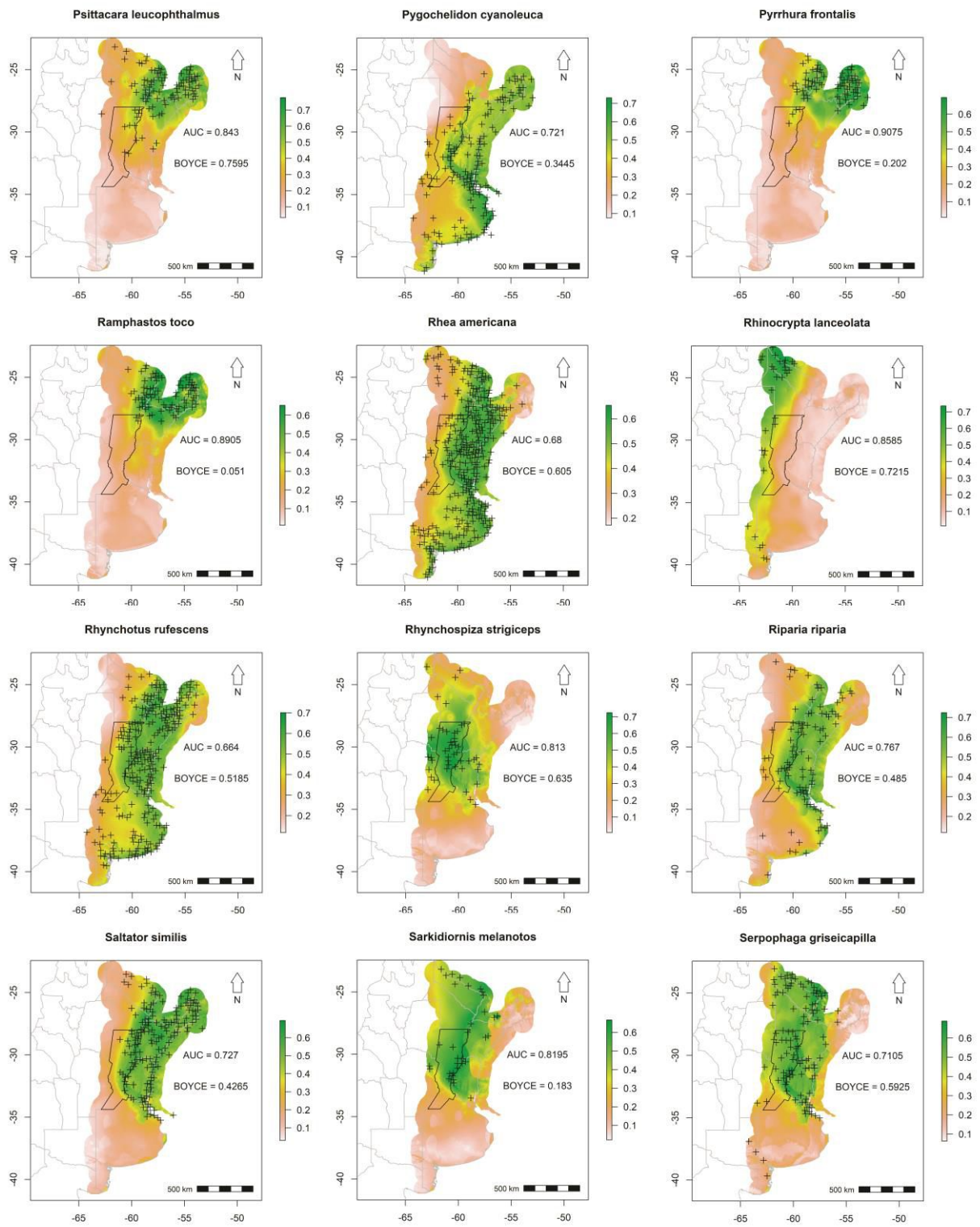


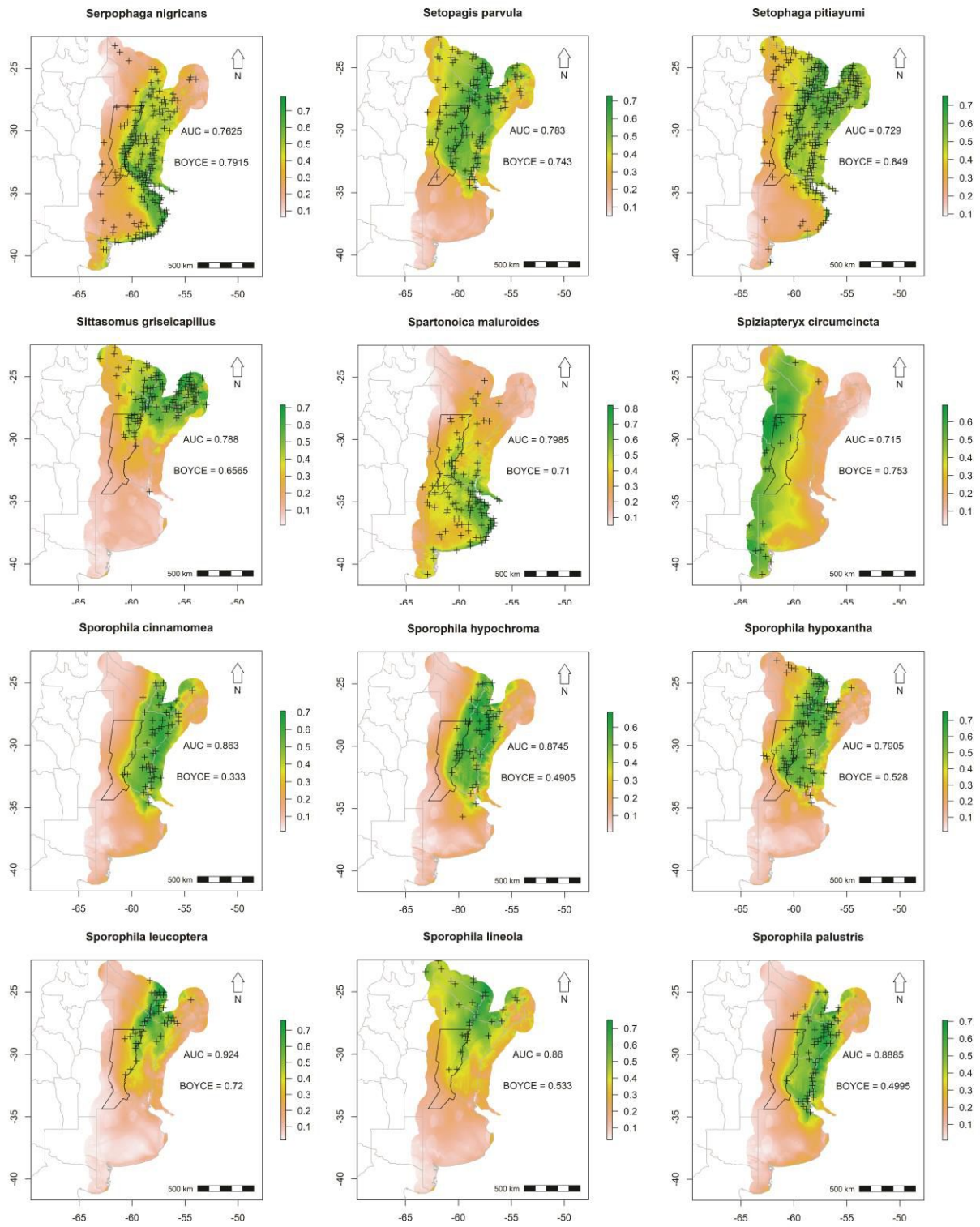


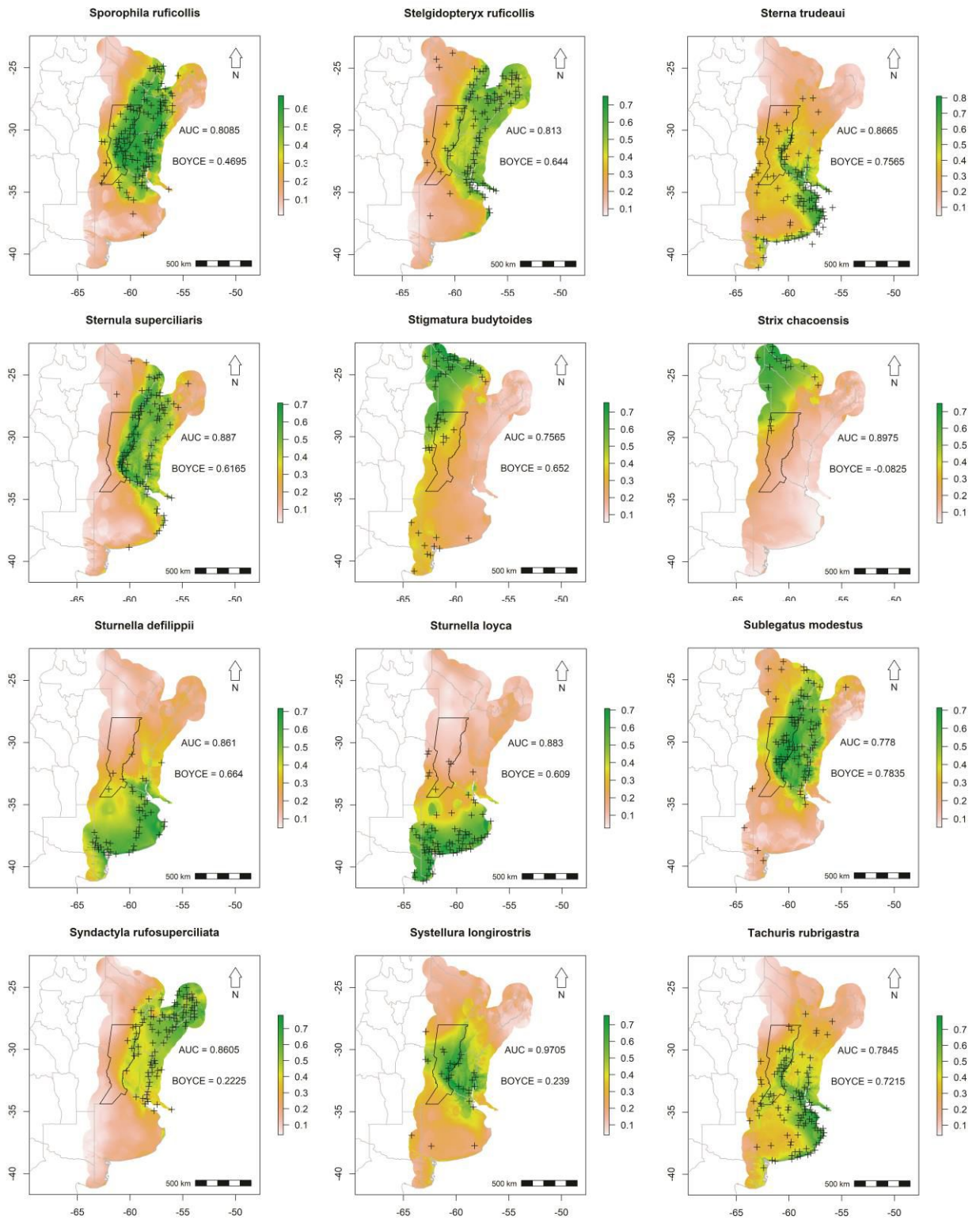


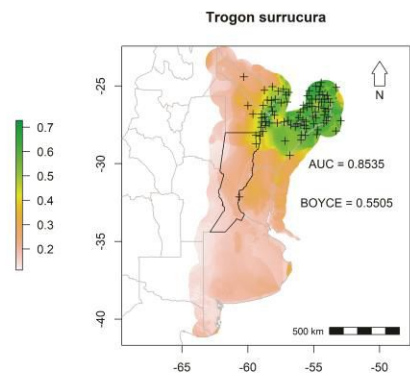
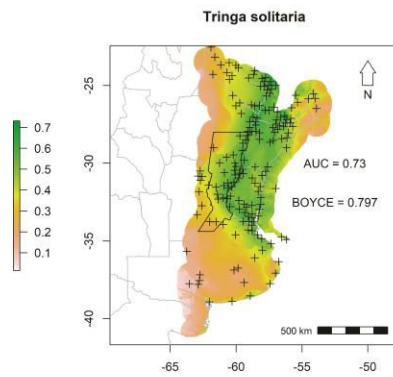
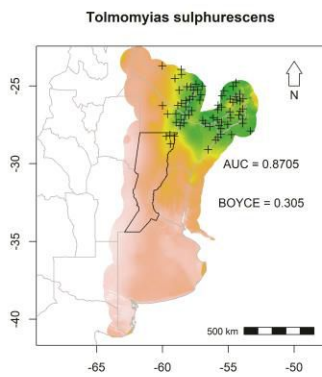
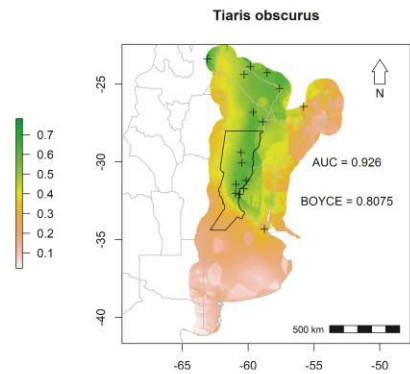
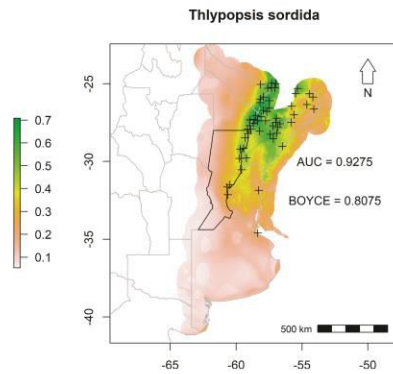
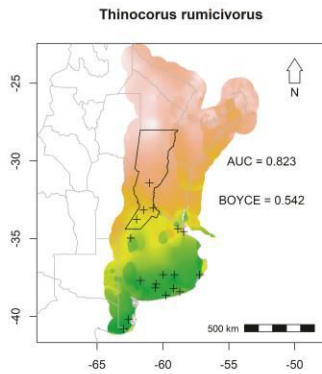
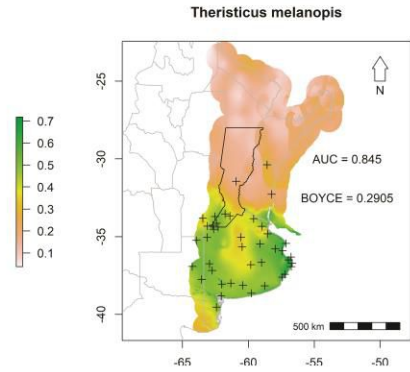
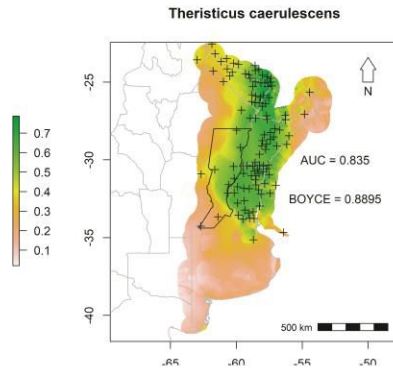
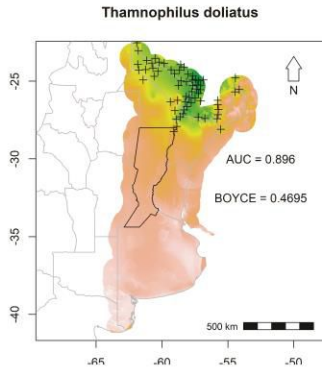
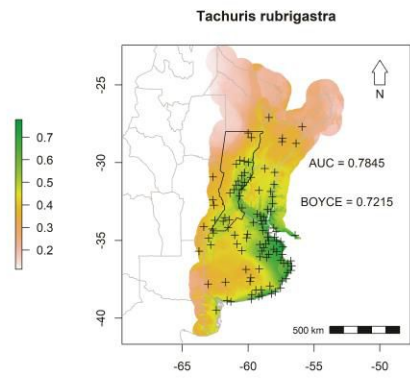
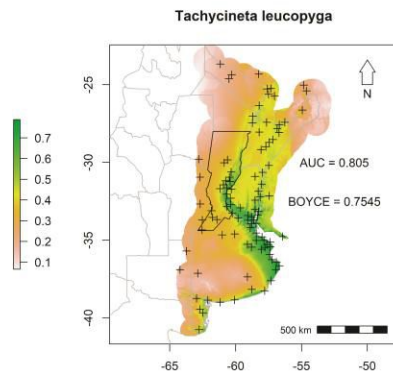
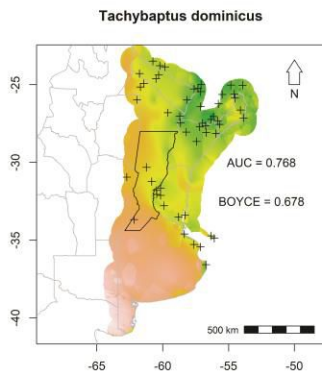


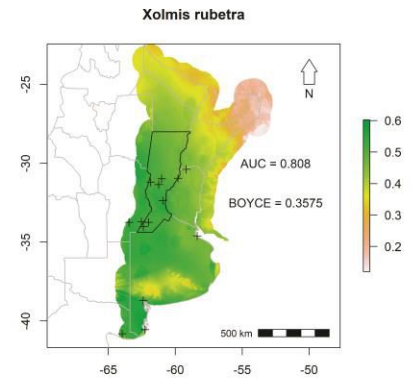
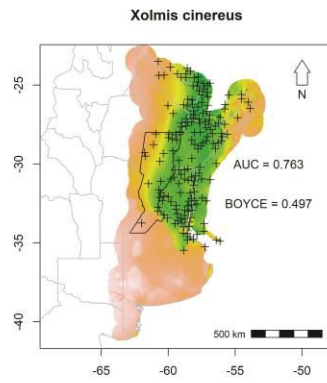
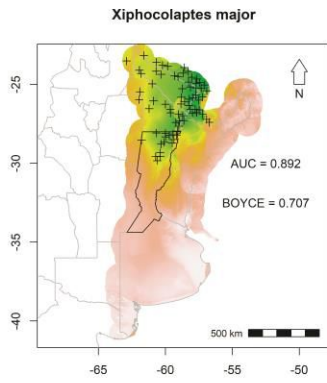
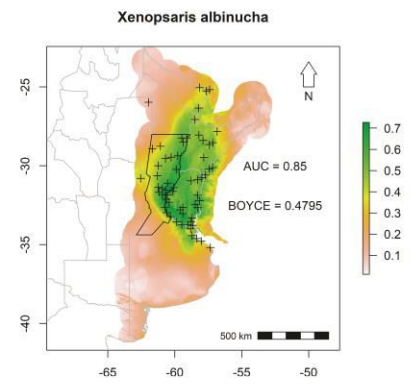
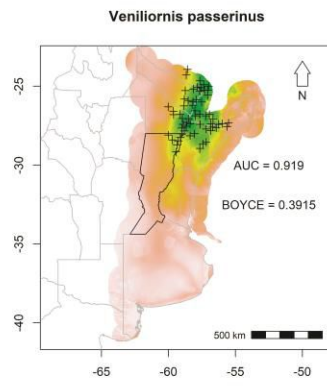
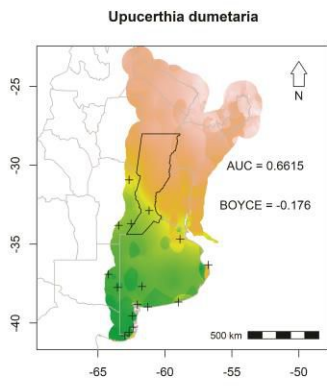












Serpientes

