



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE LA PLATA



MUSEO
DE LA PLATA
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MUSEO

Universidad Nacional de La Plata
Facultad de Ciencias Naturales y Museo

**ECOLOGÍA ESPACIAL Y PRIORIDADES DE CONSERVACIÓN EN
REPTILES NATIVOS QUE HABITAN RELICTOS DE PASTIZAL DEL
SISTEMA SERRANO DE TANDILIA**

TESIS PRESENTADA PARA OPTAR AL TÍTULO DE

DOCTOR EN CIENCIAS NATURALES

POR

LIC. DAVID G. VERA

DIRECTORES DE TESIS: DIEGO O. DI PIETRO – IGOR BERKUNSKY

2024

ECOLOGÍA ESPACIAL Y PRIORIDADES DE CONSERVACIÓN EN
REPTILES NATIVOS QUE HABITAN RELICTOS DE PASTIZAL DEL
SISTEMA SERRANO DE TANDILIA

Dedicada a todas las personas que apostaron por mí

AGRADECIMIENTOS

*[Quiero expresar mi profundo agradecimiento a todas las personas que, de alguna manera, directa o indirectamente colaboraron en la realización de la tesis. Destaco a mis directores, Dr. Igor Berkunsky y Dr. Diego Di Pietro, quienes me facilitaron todo tipo de bibliografía y equipamiento, además de brindarme constantemente su apoyo e incentivo para continuar estudiando y profundizando sobre mi pasión: los reptiles. Igual agradecimiento se merecen mis directores de beca, el Dr. Federico Kacoliris y el Profesor Jorge Williams, quienes me facilitaron cuestiones logísticas, hospedaje, contactos, herramientas de trabajo, y en particular aquellas charlas durante los viajes de campaña brindadas por el Dr. Kacoliris, quien siempre me compartía perspectivas alternativas que me invitaban a reflexionar y seguir aprendiendo. Agradezco a mis compañeros de trabajo en la Sección Herpetología, quienes siempre tuvieron alguna idea novedosa o consejo para aportar: Camila Kass, Nicolás Kass, María Luz Arellano, Melina Velasco, Ornella Zarini, Rodrigo Calvo, y Tomás Martínez Aguirre. No puedo dejar de mencionar a la gente del Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable por su desinteresada ayuda desde el primer día que llegué a trabajar como un foráneo al Tandil: Agustina Cortelezzi, Clara Trofino Falasco, María Florencia Aranguren, Gimena Pizzarello y Judit Dopazo, algunas de ellas a quienes considero amigas; a colaboradores en el trabajo de campo: mis amigos Borja Baguette Pereiro, Estrella Montalibet, Gonzalo Reuter, Pili Plantamura; voluntarios/as Camila Ruá, Irene Negri, Juan Maggi, Marcos Cogno, Pablo Burchardt, Micaela Mardones, Scarlett Méndez Herrera, Sofía Vivani, Tomás Álvarez. Especial agradecimiento merece mi gran amigo y compañero de campo Germán Tettamanti (quien además me cedió las fotos de *Liolaemus absconditus* para la carátula de la tesis), a quien nunca pude superar en la búsqueda de serpientes; a mi amiga Melisa Rolón y compañera de trabajo, por hacerme reír en el campo cuando no encontrábamos ni una anfisbena; Micaela Harkes, que me acompañó innumerables veces al campo y seguramente será mejor herpetóloga que yo; a Sofía Jones quien me cuidó como a un hijo en el último tramo de la tesis. Doy gracias a quienes vinieron a colaborar en la toma de datos a campo y de yapa comenzamos a ser amigos: Florencia Dosal Hiriart, Luciana Iriarte y Manuel Eirin. Agradezco también al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas que me otorgó la beca para poder realizar esta tesis;*

a la Facultad de Ciencias Naturales y Museo y Universidad Nacional de La Plata por permitirme estudiar la carrera del doctorado y a las diversas Organizaciones No Gubernamentales que subsidiaron mis estudios: Idea Wild, Neotropical Grassland Conservancy y Save The Snakes. A los dueños/administradores de los campos privados y reservas naturales por permitirme realizar mi investigación en sus instalaciones: Claudio Barletta (Reserva Natural Sierra del Tigre), Emilio Fernández (Granja los Pibes), Federico de Juana y Luciano Vacarezza (Estancia Las Mercedes), Gustavo Ridaó (Refugio Boca de la Sierra), Oscar Espinosa (FANAZUL), Tomás Pérez Marino (Estancia El Bonete), Francisco Zych y Mariano Eirin (Estancia Chapaleofú), Esteban Zugasti (Reserva Natural Privada Paititi), Flavio Maldonado (Bioparque La Máxima). Mis amigos Barby y Facu, que siempre me apoyaron. Agradezco a mi familia Cardoso-Vera, y a la familia Retali, quienes me apoyaron a continuar esta muy ajena y extraña carrera, quienes siempre estuvieron orgullosos de mí. A Psylover por ser mi terapia personal durante este proceso, apoyarme, acompañarme y entender mis espacios temporales para poder realizar mi tesis e investigaciones. Agradezco especialmente a Daniela Retali, que sin su paciencia y comprensión nada de esto pudo haber sido posible. A Iris y Leona, mi fiel compañía. Por último, quiero dar las gracias a la música, mis guitarras, Jason Becker, Yngwie Malmsteen, y otros tantos quienes me mantuvieron despierto, inspirado y vivo.]

RESUMEN: Los reptiles están enfrentando una crisis global de biodiversidad, la cual se expresa en declinaciones poblacionales y extinciones locales de las especies, principalmente causadas por disturbios antrópicos tales como la pérdida y la fragmentación del hábitat. Conocer su ecología es relevante, ya que son buenos indicadores de la diversidad de los ecosistemas y de la calidad ambiental. Sin embargo, para muchos ecosistemas nativos no existe al momento un conocimiento de base que permita comprender los patrones de diversidad y uso del espacio de los reptiles nativos. Esta situación es especialmente evidente en algunas regiones fuertemente fragmentadas de la ecorregión Pampeana como los pastizales del Sistema de Tandilia. Estas sierras están ubicadas en la provincia de Buenos Aires, Argentina. Se dividen en tres sectores (norte, centro y sur) y contienen una alta biodiversidad y varias especies endémicas, por lo que son consideradas Áreas Valiosas de Pastizal de Sudamérica. Desafortunadamente, la actual red de Áreas Naturales Protegidas cubre un área de 0,07 % de un total de 12.314 Km² de extensión. El objetivo general de esta tesis es evaluar los patrones de distribución y los requerimientos espaciales del ensamble de reptiles nativos que habitan el pastizal serrano del sistema de Tandilia, con el fin de establecer áreas prioritarias de conservación para estas especies y su hábitat. Se plantean las siguientes hipótesis: a) las características espaciales de los relictos (i.e., área, conectividad, relación perímetro/área) explican el patrón de distribución de las especies de reptiles del Pastizal Serrano; b) el ensamble de reptiles ha desarrollado segregación ecológica lo que permite una utilización diferencial del recurso (hábitat/microhábitats); c) la abundancia de especies invasoras y actividades antrópicas (cultivos y caminos) en los relictos de pastizal afecta la diversidad, la ocupación y la abundancia de reptiles nativos del pastizal; d) Las Áreas Naturales Protegidas existentes en las sierras de Tandilia cuentan con una superficie insuficiente para conservar poblaciones viables a largo plazo de las especies de reptiles nativos. El Capítulo Uno incluye el marco teórico, objetivos, hipótesis y área de estudio. En el Capítulo Dos se estableció la composición faunística, distribución y estado de conservación de los reptiles que habitan Tandilia. Para ello se recopilaron registros de presencia en cinco fuentes de datos: literatura científica, trabajo de campo propios de esta tesis, colecciones de museos, ciencia ciudadana y una base de datos en línea (Sistema Nacional de Datos Biológicos). El trabajo de campo consistió en transectas de 500 m de largo en 12 sitios ubicados a lo largo de todo el sistema. Se utilizó la búsqueda por encuentros visuales, entre las 11:00 y las 18:00 horas en 21 campañas, cada una con un promedio de seis días de duración y en promedio por tres observadores. La composición de los reptiles de las sierras de Tandilia incluyó 27 especies en 12 familias. Esta cantidad de especies representa más de la mitad (56%) de los reptiles de la ecorregión Pampeana. Tres especies

presentaron alguna categoría de amenaza: *Liolaemus tandiliensis*, *Philodryas agassizii* y *Tachymenis ocellata*. Las especies *Contomastix celata* y *Liolaemus absconditus* no presentaron categoría de conservación. Estas dos especies se encuentran solamente en los sectores norte y sur del sistema respectivamente. El resto de las especies se encuentra en dos o tres sectores del sistema. En el Capítulo Tres se evaluó que variables están asociadas a los patrones de diversidad y abundancia. Se realizaron muestreos a campo en siete sitios correspondientes a relictos de pastizal serrano del sistema de Tandilia. La abundancia se obtuvo marcando los individuos mediante diferentes métodos, dependiendo de la especie y masa del individuo. Se calculó la diversidad alfa: dominancia de Simpson, índice de Shannon-Wiener, equidad de Pielou y números de Hill. Para estimar la disimilitud entre los sitios se realizó un análisis SIMPER. Para visualizar los patrones de distribución de la abundancia se graficaron curvas de rango-abundancia. *Amphisbaena kingii*, *Epictia munoai* y *Liolaemus tandiliensis* fueron las especies más abundantes. Los sitios Las Mercedes I y II tuvieron la mayor diversidad y abundancia de reptiles. Además, estos sitios presentaron la mayor diversidad de serpientes, mientras que las reservas naturales Boca de la Sierra y Paititi destacaron por la abundancia de lagartijas. El análisis del ensamble de reptiles en el sistema serrano revela una predominancia de unas pocas especies muy abundantes sobre otras menos abundantes, variando la dominancia de especies entre sitios. Las especies que más contribuyeron a la diferencia entre sitios fueron *Amphisbaena darwini*, *Amphisbaena kingii*, *Epictia munoai*, *Liolaemus tandiliensis*, *Paraphimophis rusticus*, *Philodryas patagoniensis*, *Salvator merianae* y *Teius oculatus*. La mayor diversidad de reptiles se asoció a relictos con alta conectividad, mayor cobertura de pastizales nativos y menor efecto borde. En el Capítulo Cuatro se estudió el uso de hábitat y microhábitat de los reptiles de Tandilia. Se consideraron solamente los individuos registrados en campo. Se calculó la diversidad, equitatividad, y solapamiento de microhábitat utilizando el software PAST. Las anfisbenas y serpientes se hallaron principalmente en hábitat de pastizal, mientras que las lagartijas y lagartos fueron encontrados en pastizales y roquedales. En cuanto al uso de microhábitat, las anfisbenas fueron halladas mayormente bajo rocas. *Liolaemus tandiliensis* fue hallada casi exclusivamente sobre rocas, mientras que *Salvator merianae* y *Teius oculatus* presentaron tendencia a usar los pastizales densos y arbustivos respectivamente. Las serpientes, en su mayoría, se encontraron bajo rocas, aunque algunas especies también fueron encontradas en algún otro tipo de microhábitat. En términos de diversidad de microhábitats, *Bothrops alternatus*, *Salvator merianae* y *Teius oculatus* mostraron la mayor diversidad, aunque con cierta tendencia a utilizar más los pastizales densos o arbustivos. Las anfisbenas solapan su microhábitat, mientras que los

lagartos lo particionan. Las serpientes solapan su microhábitat excepto *Bothrops alternatus*. En el Capítulo Cinco se evaluó que covariables explican la ocupación de los reptiles en Tandilia. Para ello se realizaron modelos de ocupación utilizando el paquete *unmarked* en entorno R. Se dividió el área de estudio en celdas hexagonales y se visitaron para constatar la presencia/ausencia de reptiles. Las covariables que explican la ocupación de las anfisbenas son la distancia a caminos, así como el área y distancia de los relictos de pastizal. Las lagartijas tienden a ocupar sitios con alta cobertura de roca, mientras que las serpientes muestran una ocupación asociada a mayor cobertura de pastizal nativo y mayor distancia a caminos. La agricultura y los caminos son las principales covariables que afectan negativamente la ocupación de los reptiles de Tandilia. En el Capítulo Seis se realizaron modelos de distribución de especies para determinar el hábitat adecuado y establecer áreas prioritarias de conservación. Se realizaron modelos de distribución de especies en software Maxent utilizando variables del proyecto WorldClim y ENVIREM en la máxima resolución. Los resultados de los modelos se procesaron en el software Zonation para obtener las áreas prioritarias de conservación. Se obtuvieron 20 modelos de distribución de especies con dos patrones generales: continuo y en parches. En la mayoría de las especies, las dos variables más informativas fueron los grados-día de crecimiento por debajo de 0 °C y la precipitación del trimestre más húmedo. El sistema actual de Áreas Naturales Protegidas de las sierras de Tandilia cubre 0.2 % de los sitios de prioridad de conservación (4.341 Km²) y, por lo tanto, es insuficiente para proteger la biodiversidad de reptiles. Se acepta la hipótesis que las características espaciales de los relictos, tales como conectividad y relación perímetro-área explican la distribución y mayor diversidad de reptiles. La hipótesis de partición de microhábitat se acepta parcialmente, debido a que las lagartijas y lagartos, particionan su microhábitat, mientras que las anfisbenas y serpientes presentan alto solapamiento de microhábitat. Esto sugiere que en estos grupos particionan otras dimensiones del nicho, como la dieta o tiempo de actividad. Se acepta la hipótesis que los disturbios antrópicos (al menos en parte) disminuyen la ocupación, diversidad y abundancia de los reptiles nativos en el sistema serrano de Tandilia. Se acepta la hipótesis de que el sistema de Áreas Naturales Protegidas actual sería insuficiente para proteger la biodiversidad de reptiles de Tandilia ya que está muy por debajo del 5% propuesto. En conclusión, en el momento de planificar acciones orientadas a la conservación de los reptiles de Tandilia, es importante considerar los relictos de pastizal de mayor área, pero también aquellos que presenten mayor conectividad, menor efecto borde, así como una menor fragmentación por caminos y tierras de cultivo. Además, la heterogeneidad de hábitats y microhábitats también es relevante ya que posibilitan la ocupación de mayor diversidad de reptiles.

Por lo tanto, se debe recurrir a algún tipo de recurso de protección legal para sitios muy diversos como la Estancia Las Mercedes, que alberga pastizales con la mayor diversidad de serpientes de Tandilia. Asimismo, debe tenerse en consideración también a las reservas Boca de la Sierra y Paititi, debido a que protegen especies endémicas o amenazadas que no se encuentran en otros sectores de estas sierras. Algunas acciones orientadas a la conservación de los reptiles que habitan las sierras de Tandilia son aumentar la superficie de Áreas Naturales Protegidas cuando fuera posible, uso de ganadería sustentable, restauración de hábitat y la creación de corredores biológicos que aumenten la conectividad entre relictos de pastizal.

ABSTRACT: Reptiles are facing a global biodiversity crisis, expressed through population declines and local extinctions of species, mainly caused by anthropogenic disturbances such as habitat loss and fragmentation. Understanding their ecology is relevant as they are good indicators of ecosystem diversity and environmental quality. However, for many native ecosystems, there is currently no baseline knowledge to understand the diversity patterns and space use of native reptiles. This situation is especially evident in some heavily fragmented regions of the Pampean ecoregion, such as the grasslands of the Tandilia System. These mountains are located in the Buenos Aires province, Argentina. They are divided into three sectors (north, center, and south) and contain high biodiversity and several endemic species, making them considered Valuable Grassland Areas of South America. Unfortunately, the current network of Protected Natural Areas covers only 0.07% of a total extension of 12,314 Km². The general objective of this thesis is to evaluate the distribution patterns and spatial requirements of the native reptile assemblage inhabiting the grasslands of the Tandilia System, in order to establish priority conservation areas for these species and their habitat. The following hypotheses are proposed: a) the spatial characteristics of the remnants (i.e., area, connectivity, perimeter/area) explain the distribution pattern of reptile species in the grasslands of Tandilia; b) the reptile assemblage has developed ecological segregation allowing differential resource utilization (habitat/microhabitats); c) the abundance of invasive species and anthropic activities (croplands and roads) in grassland remnants affect the diversity, occupancy, and abundance of native grassland reptiles; d) The existing Protected Natural Areas in the Tandilia mountain range have an insufficient surface area to conserve viable populations of native reptile species in the long term. Chapter One includes the theoretical framework, objectives, hypotheses, and study area. In Chapter Two, the faunistic composition, distribution, and conservation status of reptiles inhabiting Tandilia were established. Presence records were compiled from five data sources: scientific literature, fieldwork specific to this thesis, museum collections, citizen science, and an online database (Sistema Nacional de Datos Biológicos). Fieldwork consisted of 500 m transects in 12 sites throughout the system. Visual encounters were used between 11:00 and 18:00 hours in 21 campaigns, each lasting an average of six days and with an average of three observers. The composition of reptiles in the Tandilia mountains included 27 species in 12 families, representing more than half (56%) of the reptiles in the Pampean ecoregion. Three species were categorized as threatened: *Liolaemus tandiliensis*, *Philodryas agassizii*, and *Tachymenis ocellata*. The species *Contomastix celata* and *Liolaemus absconditus* did not present conservation categories. These two species are found only in the northern and southern sectors of the system, respectively. The rest of the species are found in two or three sectors of the system. In Chapter Three, variables associated with diversity and abundance patterns were evaluated. Field samplings were conducted at seven sites corresponding to Tandilia grassland remnants. Abundance was obtained by marking individuals using different methods, depending on the species and individual mass. Alpha diversity was calculated: Simpson's dominance, Shannon-Wiener index, Pielou's evenness, and Hill numbers. SIMPER analysis was performed to estimate dissimilarity between sites. Range-abundance curves were plotted to visualize abundance distribution patterns. *Amphisbaena kingii*, *Epictia munoai*, and *Liolaemus tandiliensis* were the most abundant species. The sites Las Mercedes I and II had the highest diversity and abundance of reptiles. Additionally, these sites had the highest snake diversity, while the Boca de la Sierra and Paititi natural reserves stood out for lizard abundance. The reptile assemblage analysis in the mountain system reveals a predominance of a few very abundant species over less abundant ones, with species dominance varying between sites. Species that contributed

the most to the difference between sites were *Amphisbaena darwinii*, *Amphisbaena kingii*, *Epictia munoai*, *Liolaemus tandiliensis*, *Paraphimophis rusticus*, *Philodryas patagoniensis*, *Salvator merianae*, and *Teius oculatus*. Greater reptile diversity was associated with remnants with high connectivity, greater coverage of native grasslands, and less edge effect. In Chapter Four, habitat and microhabitat use of Tandilia reptiles were studied. Only individuals recorded in the field were considered. Diversity, evenness, and microhabitat overlap were calculated using PAST software. Amphisbaenas and snakes were mainly found in grassland habitat, while lizards were found in grasslands and rocky areas. Regarding microhabitat use, amphisbaenas were mostly found under rocks. *Liolaemus tandiliensis* was almost exclusively found on rocks, while *Salvator merianae* and *Teius oculatus* tended to use dense grasslands and shrubs, respectively. Snakes were mostly found under rocks, although some species were also found in other microhabitats. In terms of microhabitat diversity, *Bothrops alternatus*, *Salvator merianae*, and *Teius oculatus* showed the greatest diversity, although with a tendency to use dense grasslands or shrubs more. Amphisbaenas overlapped their microhabitat, while lizards partitioned it. Snakes overlapped their microhabitat except *Bothrops alternatus*. In Chapter Five, covariables explaining reptile occupancy in Tandilia were evaluated. Occupancy models were performed using the unmarked package in the R environment. The study area was divided into hexagonal cells, and these were visited to ascertain reptile presence/absence. The covariables explaining amphisbaena occupancy are distance to roads, as well as the area and distance of grassland remnants. Lizards tend to occupy sites with high rock coverage, while snakes show occupancy associated with greater coverage of native grassland and greater distance to roads. Agriculture and roads are the main covariables negatively affecting reptile occupancy in Tandilia. In Chapter Six, species distribution models were conducted to determine suitable habitat and establish priority conservation areas. Species distribution models were created using Maxent software with variables from the WorldClim and ENVIREM projects at the highest resolution. The results of the models were processed in Zonation software to obtain priority conservation areas. 20 species distribution models were obtained with two general patterns: continuous and patchy. In most species, the two most informative variables were growing-degree days below 0°C and precipitation of the wettest quarter. The current system of Protected Natural Areas in the Tandilia mountains covers 0.2% of priority conservation sites (4,341 Km²) and is therefore insufficient to protect reptile biodiversity. The hypothesis that spatial characteristics of remnants, such as connectivity and perimeter-area ratio, explain reptile distribution and greater diversity is accepted. The microhabitat partitioning hypothesis is partially accepted because lizards partition their microhabitat, while amphisbaenas and snakes show high microhabitat overlap. This suggests that these groups partition other niche dimensions, such as diet or activity time. The hypothesis that anthropogenic disturbances decrease reptile occupancy, diversity, and abundance in the Tandilia Mountain system is partially accepted. The hypothesis that the current system of Protected Natural Areas would be insufficient to protect Tandilia reptile biodiversity, as it is well below the proposed 5%, is accepted. In conclusion, when planning conservation actions for Tandilia reptiles, it is important to consider grassland remnants with larger areas, but also those with greater connectivity, less edge effect, and less fragmentation by roads and croplands. Additionally, habitat and microhabitat heterogeneity is also relevant as it enables the occupancy of a greater diversity of reptiles. Therefore, some form of legal protection should be applied to highly diverse sites like Estancia Las Mercedes, which harbors grasslands with the greatest snake diversity in Tandilia. Likewise, the Boca de la Sierra and Paititi reserves should also be considered, as they protect endemic or threatened species not found in

other sectors of these mountains. Some conservation actions for reptiles inhabiting the Tandilia mountains include increasing the surface area of Protected Natural Areas where possible, sustainable livestock management, habitat restoration, and the creation of biological corridors to increase connectivity between grassland remnants.

CONTENIDO

Contenido

<i>AGRADECIMIENTOS</i>	iv
UNO-INTRODUCCIÓN	1
ORDENAMIENTO DE LA TESIS	1
MARCO CONCEPTUAL	1
OBJETIVOS	4
ÁREA DE ESTUDIO	5
DOS-COMPOSICIÓN, DISTRIBUCIÓN Y ESTADO DE CONSERVACIÓN	9
INTRODUCCIÓN	10
MÉTODOS	11
RESULTADOS	16
DISCUSIÓN	27
TRES-PATRONES DE DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA	32
INTRODUCCIÓN	34
METODOLOGÍA	36
RESULTADOS	39
DISCUSIÓN	49
CUATRO- HÁBITAT Y USO DE MICROHÁBITAT	52
INTRODUCCIÓN	54
METODOLOGÍA	55
RESULTADOS	57
DISCUSIÓN	65
CINCO-MODELOS DE OCUPACIÓN	69
INTRODUCCIÓN	70
METODOLOGÍA	71
RESULTADOS	73
DISCUSIÓN	77
SEIS-MODELOS DE DISTRIBUCIÓN Y ÁREAS PRIORITARIAS DE CONSERVACIÓN	80
INTRODUCCIÓN	81
METODOLOGÍA	82
RESULTADOS	85
DISCUSIÓN	93
SIETE-CONCLUSIONES	97
BIBLIOGRAFÍA CITADA.....	99
APÉNDICE I.....	118
APÉNDICE II	122

INTRODUCCIÓN

ORDENAMIENTO DE LA TESIS

Este trabajo está organizado en siete capítulos. En este primer capítulo de introducción se presenta el marco teórico, los objetivos generales de la tesis e hipótesis. En el capítulo dos se describe el área de estudio, la metodología general, la composición de especies, distribución y estado de conservación de los reptiles nativos que habitan en el sistema de Tandilia. En el capítulo tres se caracteriza la diversidad de reptiles en los diferentes sitios estudiados y se evalúa que variables explican los patrones de diversidad. En el capítulo cuatro se evalúa el uso de hábitat y microhábitat de los reptiles. En el capítulo cinco se modela la ocupación de los reptiles en los relictos de pastizal de las sierras de Tandilia. En el capítulo seis se modela la distribución de los reptiles de Tandilia con la finalidad de generar áreas prioritarias para su conservación. Por último, el capítulo siete contiene las conclusiones finales sobre la ecología espacial y la conservación de los reptiles en las sierras de Tandilia.

MARCO TEÓRICO

El Pastizal Pampeano

Los pastizales son sistemas constituidos por un estrato herbáceo dominado por las Poáceas, que pueden estar acompañados por vegetación leñosa (Sala y Paruelo, 1997). Entre los pastizales templados más extensos del mundo se encuentran las pampas y campos, en Argentina, sur de Brasil y Uruguay (Bilenca y Miñarro, 2004).

En Argentina la ecorregión Pampeana se encuentra en el centro-este del país (Cabrera, 1971) y antiguamente ocupaba una superficie de 460.000 km² (Cabrera, 1971; Burkart et al., 1994), que debido a su aptitud para el uso agropecuario ha impulsado una ocupación temprana, aproximadamente a partir de 1880, por ganaderos y gran parte de ella ha sido reemplazada por la agricultura y forestaciones (Isacch et al., 2017; Herrera et al. 2019; Nanni et al., 2020) siendo el

ecosistema más intensamente transformado del país (Bertonatti y Corcuera, 2000). Este proceso llevó entre otras consecuencias, a la separación del hábitat en parches aislados, proceso que se conoce como fragmentación (Wilcox, 1980).

La fragmentación puede alterar factores ambientales como la radiación solar, el viento y los regímenes hidrológicos, cambiando perpetuamente el paisaje (Saunders et al., 1991). Una de las principales consecuencias biológicas de la fragmentación es que los relictos resultantes de este proceso son incapaces de sostener poblaciones viables de muchas especies, originando una disminución y/o pérdida de la biodiversidad (Bilenca y Miñarro, 2004). Probablemente las especies de hábitos especialistas son más susceptibles a estos cambios ya que se han adaptado a lo largo de millones de años a un único (o pocos) tipo de hábitat (Hibbitts et al., 2009).

La fragmentación y desaparición del pastizal pampeano debido al avance de la frontera agrícola condujo a que varias especies de animales se extinguieran o vieran diezmadas sus poblaciones. Algunos ejemplos típicos son el venado de las pampas (*Ozotoceros bezoarticus*), el puma (*Puma concolor*), además de varias especies de aves de pastizal, como la Loica Pampeana (*Leistes defilippii*), especie categorizada como Vulnerable (Blanco et al., 2004; Demaría et al., 2004; Cozzani y Zalba, 2009). Como consecuencia, diversas especies de la herpetofauna se vieron seriamente afectadas y la riqueza específica de los ensambles de varios vertebrados en general habrían disminuido sensiblemente (Rabuffeti y Rebores, 1999; Friedman et al., 2016; Kacolis et al., 2006, 2019; Deutsch et al., 2017).

Los pastizales son importantes desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad, pero además son valiosos debido a que brindan variados servicios ecosistémicos. Entre ellos podemos destacar: captación de CO₂, contribuyendo a la regulación del clima; disminución de la erosión del suelo; presencia de insectos polinizadores y depredadores naturales de numerosas plagas que atacan a los cultivos, importante fuente de material genético (Costanza et al., 1997; Bilenca y Miñarro, 2004). Estimaciones monetarias realizadas por Costanza et al (1997) destacan que la ejecución de determinados proyectos, que implican la transformación y/o eliminación de los pastizales podría ocasionar pérdidas (incluso monetarias) mayores a los beneficios generados por los mismos. No obstante, normalmente los pastizales quedan relegados a un segundo plano en cuanto a materia de conservación se refiere, priorizando mayormente la conservación de bosques y costas marítimas (Bilenca y Miñarro, 2004). Según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), los pastizales templados son el tipo de bioma con menor protección a escala global, ya que sólo un 0,7% de su superficie está incluida dentro de algún

sistema de Áreas Naturales Protegidas (Bilenca y Miñarro, 2004). A escala regional los pastizales pampeanos de Argentina cuentan con un 0,3% de su superficie dentro del Sistema de Áreas Naturales Protegidas, porcentaje que está por debajo del criterio normalmente adoptado por la comunidad científica (10-15% de superficie) para considerar a una región natural satisfactoriamente protegida (Burkart, 1999; Bertonatti y Corcuera, 2000).

La conservación de los reptiles

Los reptiles están enfrentando una crisis global de biodiversidad, la cual se expresa en declinaciones poblacionales y extinciones locales de muchas especies, principalmente causadas por disturbios antrópicos tales como la pérdida y la fragmentación del hábitat (Gibbons et al., 2000; Mullin y Seigel, 2009; Reading et al., 2010). Los reptiles son particularmente sensibles a los efectos de la degradación, fragmentación y pérdida del hábitat (Driscoll, 2004; Brown et al., 2008), dado que la mayoría tienen baja capacidad de desplazamiento, por lo que tienen limitaciones para moverse entre los remanentes de hábitat (Pianka, 1986; Sarre, 1995; Fischer et al., 2004, 2005; Vitt y Caldwell, 2014). Estas declinaciones poblacionales pueden traer desbalances ecológicos, ya que los reptiles revisten importancia a nivel ecosistémico, ya sea como presas o depredadores, dispersores de semillas y biodiñadores ambientales (Read, 1998; Raxworthy et al., 2008; Mullin y Seigel, 2009). Además, en años recientes se ha considerado a las serpientes como organismos modelo en cuestiones sobre ecología y conservación (Beaupre y Duvall, 1998; Secor y Diamond, 1998; Shine y Bonnet, 2000) y los reptiles en general como taxón surrogado (Lewandowski et al., 2010). Por lo tanto, evaluar el estado de las poblaciones de reptiles es importante, ya que son buenos indicadores de la diversidad de los ecosistemas y de la calidad ambiental (Manzanilla y Pefaur, 2000).

La ecología espacial de los reptiles

El estudio de la ecología espacial es un factor clave para comprender el uso del espacio por parte de los animales (Garshelis, 2008). Esto permite conocer los requerimientos de espacio que utilizan los individuos para realizar sus ciclos de vida (i.e., el *home range*; Rose, 1982) y las características del hábitat y microhábitat que utilizan. El uso del espacio, estaría influenciado por características tales como el estado reproductivo, el sexo (Macartney et al., 1988; Webb y Shine, 1997; Whitaker y Shine, 2003) y el tamaño corporal de los individuos (McNab, 1963). Además, su estudio es de importancia al momento de considerar translocaciones o reintroducciones con fines de conservación (Dodd y Seigel, 1991).

Existen trabajos sobre ecología espacial en reptiles, donde se suele estudiar el tipo de hábitat de las especies, desde un punto de vista descriptivo, así como el uso que hacen del mismo en función de su disponibilidad (Thomas y Taylor, 1990; Kacoliris et al., 2009; Di Pietro, 2016; Kass, 2018). El hábitat puede ser definido como el tipo de lugar donde un animal vive, o como un conjunto de características ambientales específicas que, en los animales terrestres, pueden ser una comunidad de plantas, el tipo de cobertura o la asociación vegetal (Garshelis, 2008). Esta última concepción del término está más asociada con el significado más común del concepto de uso de hábitat: la extensión en la cual son utilizadas diferentes asociaciones vegetales. Hall et al. (1997) definen al uso de hábitat como la manera en la que un animal usa una colección de componentes físicos y biológicos (es decir, recursos) en un hábitat. Lamentablemente, las descripciones sobre el uso de hábitat actualmente están disponibles para unas pocas especies de serpientes y lagartijas (Reinert, 1993) y en general estas investigaciones a menudo están limitadas por sesgos de muestreo que complican realizar comparaciones e interpretaciones (Martins y Oliveira, 1998).

En este contexto es necesario promover el desarrollo de estrategias de manejo orientadas a conservar estas especies y sus hábitats. Sin embargo, para muchos ecosistemas nativos no existe al momento un conocimiento de base que permita comprender los patrones de diversidad y uso del espacio por parte de reptiles nativos. Esta situación es especialmente evidente en algunas regiones fuertemente fragmentadas de la ecorregión Pampeana, como es el caso del Pastizal Serrano del Sistema de Tandilia. Esta tesis busca comprender en profundidad el efecto de estos cambios ambientales sobre la biodiversidad del pastizal, tomando como taxón surrogado a los reptiles nativos. Este trabajo también establece áreas prioritarias de conservación estas especies.

OBJETIVOS

Evaluar los patrones de distribución y los requerimientos espaciales del ensamble de reptiles nativos que habitan el Pastizal Serrano del sistema de Tandilia, con el fin de establecer prioridades de manejo para la conservación de estas especies y su hábitat.

OBJETIVOS PARTICULARES

1. Establecer el rango de distribución y abundancia de las poblaciones de reptiles del Pastizal Serrano de Tandilia.
2. Determinar que variables espaciales determinan los patrones de diversidad en reptiles del Pastizal Serrano de Tandilia.

3. Evaluar qué variables espaciales explican los patrones de ocupación y abundancia.
4. Determinar el uso de hábitat, microhábitat y la segregación entre especies.
5. Determinar áreas prioritarias de conservación para los reptiles nativos del Pastizal Serrano de Tandilia.

HIPÓTESIS

Se plantean las siguientes hipótesis de trabajo:

1. Las características espaciales de los relictos (i.e., área, conectividad, relación área/perímetro) explican el patrón de distribución de las especies de reptiles del Pastizal Serrano de Tandilia. Esta hipótesis predice que los reptiles nativos utilizarán con mayor frecuencia y estarán presentes en mayor abundancia en relictos de mayor tamaño, mayor conectividad y menor relación área/perímetro.
2. El ensamble de reptiles ha desarrollado segregación ecológica lo que permite una utilización diferencial del recurso (hábitat/microhábitats). Esta hipótesis predice que van a existir diferencias en el uso del microhábitat entre especies relacionadas taxonómicamente (saurios y serpientes respectivamente).
3. La abundancia de especies invasoras y las actividades antrópicas (cultivos y caminos) en los relictos de pastizal afectan la diversidad, la ocupación y la abundancia de reptiles nativos del pastizal. Esta hipótesis predice que los relictos de pastizal con mayor abundancia de especies invasoras, áreas de cultivo y caminos tendrán menor diversidad, menor ocupación y menor abundancia.
4. Las Áreas Naturales Protegidas existentes en las sierras de Tandilia cuentan con una superficie insuficiente para conservar poblaciones viables a largo plazo de las especies de reptiles nativos. Esta hipótesis predice que la superficie de Áreas Naturales Protegidas será inferior al de las Áreas Prioritarias de Conservación.

ÁREA DE ESTUDIO

Las sierras de Tandilia (Buenos Aires, Argentina) están localizadas en el sudeste de la ecorregión Pampeana (Fig. 1.1). Incluye los partidos de Azul, Balcarce, Benito Juárez, General Pueyrredón, Lobería, Necochea, Olavarría, y Tandil. Se pueden dividir por su ubicación geográfica en tres sectores; norte: Azul-Olavarría; centro: Benito Juárez-Necochea-Tandil; y sur: Balcarce-General Pueyrredón-Lobería.

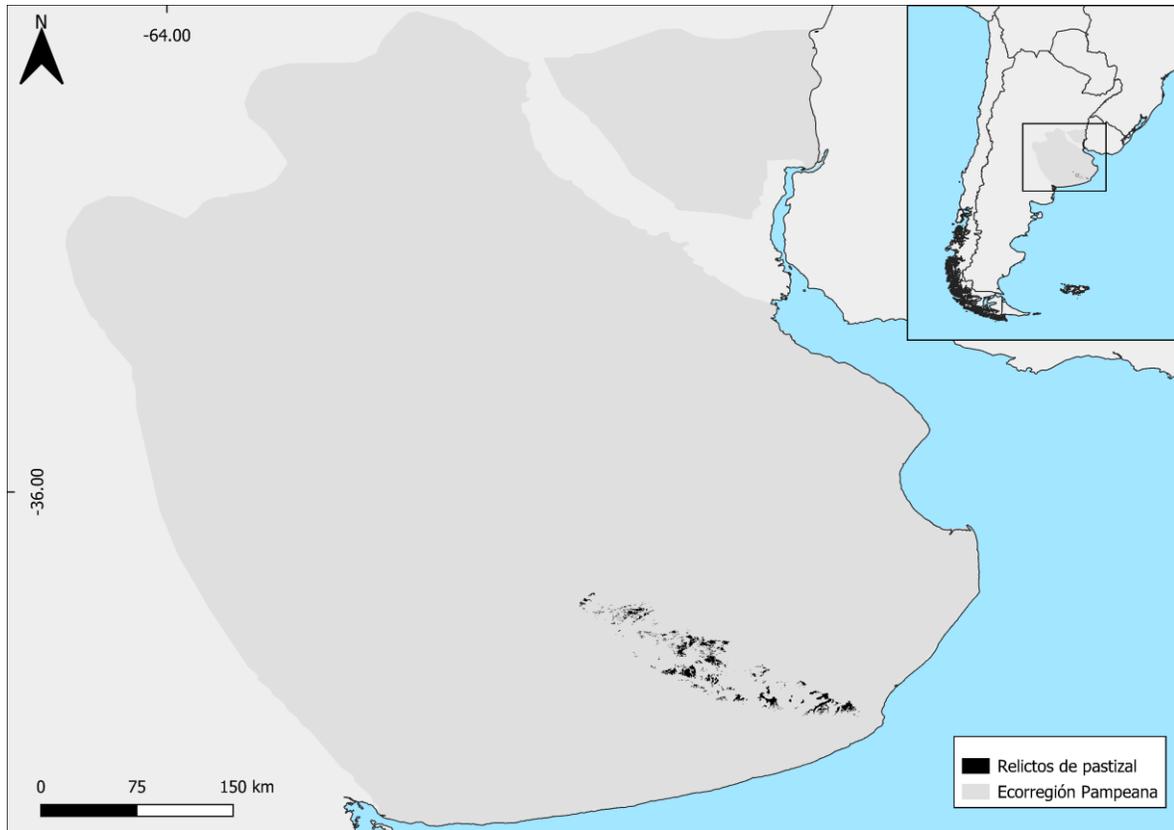


Figura 1.1 Relictos de Pastizal Serrano de las Sierras de Tandilia en el contexto de la ecorregión Pampeana (Burkart et al., 1999).

Geomorfología

Estas sierras constituyen los afloramientos de mayor antigüedad de Argentina, datadas en 2.200 millones de años y están compuestas de rocas ígneo-metamórficas cubiertas por loess (Teruggi y Kilmurray, 1980; Dalla Salda, 1999). En las sierras de Tandil y Azul predomina el granito y las metamorfitas precámbricas, estas últimas pertenecían a diferentes fajas de metamorfismo regional del Cratón del Río de La Plata (Dalla Salda et al., 2006). En Olavarría y Sierras Bayas predominan las calizas y dolomitas, mientras que en Balcarce y Sierra de los Padres se halla cuarcitas y areniscas de edades proterozoicas superiores-paleozoicas inferiores (Dalla Salda et al., 2006). Este sistema serrano tiene una longitud de 350 km de largo y posee un área de 12.314 km², con cerros dispersos separados por valles y llanuras (Dalla Salda et al., 2006). Su altura máxima (524 m.s.n.m.) es alcanzada en el cerro La Juanita, en la localidad de Tandil, en el centro del sistema serrano.

Clima

El clima es subhúmedo mesotermal con poca o nula deficiencia de agua (Sala et al., 1986). La temperatura promedio es de 21 °C en el mes más cálido y 6.3 °C en el mes más frío. Las precipitaciones poseen una distribución normal con un promedio anual de 850 mm y mostrando dos picos, uno en otoño y otro en primavera (Valicenti et al., 2010).

Vegetación

La vegetación predominante en el Pastizal Serrano de Tandilia es la estepa de gramíneas, formada por grandes matas de pastos del género *Stipa*, seguida por *Piptochaetium*, *Paspalum quadrifarium*, *Festuca*, *Poa*, y otras especies menos frecuentes (Cabrera, 1971). Además, está presente la cortadera (*Cortaderia selloana*) en los bordes de cursos de agua. En los suelos pedregosos se halla una estepa arbustiva con arbustos como el curro (*Colletia paradoxa*), chilca (*Baccharis sp.*), brusquilla (*Discaria americana*), chirca (*Eupatorium sp.*), y helechos como *Anemia tomentosa* y *Pellaea ternifolia* (De la Sota, 1967; Cabrera, 1971; Valicenti et al., 2010). Varios endemismos de plantas están presentes en las sierras de Tandilia como la chilca tandilense (*Baccharis tandiliensis*), *Lepidium tandilense*, mimosa tandilense (*Mimosa tandilensis*) y *Senecio tandiliensis* (Bilenca y Miñarro, 2004; Herrera et al., 2019). Son comunes las especies invasoras leñosas en este sistema serrano. Los ejemplos más frecuentes son los pinos (*Pinus sp.*), retama (*Spartium junceum*), acacia australiana (*Acacia melanoxylon*), retamilla (*Genista monspessulana*) y zarzamora (*Rubus ulmifolius*; Kacoliris et al., 2013; Márquez et al., 2019).

Fauna

Entre la fauna del lugar se encuentran aves características de pastizal: espartillero pampeano (*Asthenes hudsoni*), loica común (*Leistes loyca*), loica pampeana (*Leistes defilippii*), pecho colorado (*Leistes superciliaris*), verdón (*Embernagra platensis*), pecho amarillo (*Pseudoleistes virescens*), pico de plata (*Hymenops perspicillatus*), perdiz colorada (*Rhynchotus rufescens*), ñandú (*Rhea americana*; Trofino Falasco et al., 2023). Conviven en simpatria con los reptiles varias especies de anfibios, que sirven de alimento de muchas especies de culebras, como la rana rayada (*Leptodactylus gracilis*), sapo común (*Rhinella arenarum*), sapito cavador (*Rhinella fernandezae*), la rana del zarzal (*Boana pulchella*) y el sapito de Darwin (*Melanophryniscus nigricans*) que habita solamente en este sistema serrano (Martínez-Aguirre et al., 2021). Los mamíferos incluyen el cuis común (*Cavia aperea*) y varias especies de roedores que funcionan como alimento principal de

algunas especies de serpientes (Velasco et al., 2013; Isacch et al., 2017; Aranguren et al., 2023). Entre las especies que actúan como depredadores de reptiles se encuentran: el águila mora (*Geranoaetus melanoleucus*), halconcito colorado (*Falco sparverius*), gavilán mixto (*Parabuteo unicinctus*), taguató (*Rupornis magnirostris*), lechucita de las vizcacheras (*Athene cunicularia*; Jiménez y Jaksić, 1989; Rojas y Stappung, 2004; Figueroa y González-Acuña, 2006), y entre los mamíferos el zorro (*Lycalopex gymnocercus*), hurón menor (*Galictis cuja*) y gato montés (*Leopardus geoffroyi*; Redford y Eisenberg, 1992; Varela et al., 2008; Castillo et al., 2011; Teta et al., 2024; Vera obs. pers.). Además, se ha identificado algún tipo de ave paseriforme consumiendo reptiles serpentiformes (Vera obs. pers.). A estas apreciaciones generales sobre la fauna, también debo agregar la presencia de fauna exótica. Las mascotas (perros y gatos) de los pobladores que viven sobre las sierras pueden depredar la fauna nativa, mientras que el ganado (caballos, ovejas y vacas) y chanchos salvajes pueden alterar el hábitat de los reptiles nativos (Early et al., 2016; Lizarralde, 2016).

Estado de conservación de los pastizales serranos

Los pastizales del Sistema de Tandilia son considerados Áreas Valiosas de Pastizal de Sudamérica, debido a su gran biodiversidad y endemismos, tanto vegetales como animales (Bilenca y Miñarro, 2004). Lamentablemente, gran parte de su territorio es de dominio privado y solo el 0,07% de los 12.314 km² de los pastizales serranos de Tandilia está bajo alguna categoría de protección, presentando tres áreas protegidas que cubren escasos 8,8 km²: la Reserva Natural Objetivo Mixto Boca de la Sierra (5,4 km²), Reserva Natural Sierra del Tigre (1,2 km²) y la Reserva Natural Privada Paititi (2,2 km²; Castelli et al., 2001; Bilenca y Miñarro, 2004).

Dos

COMPOSICIÓN, DISTRIBUCIÓN Y ESTADO DE CONSERVACIÓN

RESUMEN: El estudio de la biodiversidad es un paso fundamental para desarrollar estrategias de conservación. Las poblaciones de reptiles están inmersas en una crisis global, debido a las perturbaciones antrópicas. Casi toda la ecorregión Pampeana en Argentina fue modificada para actividades agrícolas y ganaderas. Los sistemas serranos de Tandilia y Ventania albergan algunos de los últimos relictos de pastizal nativo de la provincia de Buenos Aires. Comparativamente, los ensambles de reptiles de Ventania han sido exhaustivamente investigados en los últimos años, mientras que Tandilia cuenta con un menor número de estudios. En este capítulo se presenta una lista actualizada de los reptiles del Sistema de Tandilia. Además, se determinan los patrones de distribución geográfica y altitudinal de los reptiles y se reporta su estado de conservación. Se recopilaron registros de presencia en cinco fuentes de datos: literatura científica, trabajo de campo propios de esta tesis, colecciones de museos, ciencia ciudadana y una base de datos en línea. El trabajo de campo consistió en 21 campañas, recorriendo transectas (búsqueda por encuentro visual) de 500 m de largo en 12 sitios ubicados a lo largo de todo el sistema. La composición de los reptiles de las sierras de Tandilia incluyó 27 especies en 12 familias. Tres especies presentaron alguna categoría de amenaza: *Liolaemus tandiliensis*, *Philodryas agassizii* y *Tachymenis ocellata*. Las especies *Contomastix celata* y *Liolaemus absconditus* no presentaron categoría de conservación. Estas dos especies se encuentran solamente en los sectores del sistema norte y sur respectivamente. El resto de las especies se encuentra en dos o tres sectores del Sistema de Tandilia. Debido a la presencia de varios reptiles endémicos y amenazados, y la representatividad de más de la mitad (56%) de los reptiles de la ecorregión Pampeana, las sierras de Tandilia pueden ser consideradas un área de interés para preservar los pastizales nativos y su fauna de reptiles.

INTRODUCCIÓN

Conocer la biodiversidad de una región, así como los patrones de distribución de las especies que la habitan, es un paso fundamental para evaluar y planificar acciones concretas de conservación contra las amenazas tanto locales como globales (Ringuelet y Aramburu, 1957; Krebs, 2008). La biodiversidad puede ser entendida como la riqueza y abundancia de las especies que habitan una región, y es el producto de interacciones entre las especies a lo largo del tiempo (Zunino y Palestrini, 1991, Moreno, 2001). La distribución geográfica es definida como el espacio geográfico donde se encuentra una especie y depende de factores ecológicos, históricos, y fisiológicos (Zunino y Palestrini, 1991; Velasco, 2018). Además, la diversidad y la distribución de las especies pueden variar en el tiempo y espacio debido a factores naturales (Velasco, 2018).

A pesar de ser un área valiosa de pastizal, con elevada biodiversidad y contener especies endémicas de reptiles, hasta la fecha se han realizado escasos trabajos en Tandilia, y ninguno que comprenda el área en su totalidad. Nágera (1915) colectó algunos anfibios y reptiles, pero estas colectas no formaron parte de un estudio sistemático, fueron en forma ocasional y provienen de una única localidad (Sierras Bayas, Partido de Olavarría). En el extremo sur de Tandilia, el estudio de la herpetofauna fue abordado por Vega y Bellagamba (1990), quienes registraron 16 especies de reptiles para las sierras de Balcarce y General Pueyrredón. Existen además algunos registros ocasionales para el norte y centro del sistema serrano en la literatura general de reptiles, en la fauna de la provincia de Buenos Aires, y en notas zoogeográficas cercanas (e.g., Gallardo 1977; Cei 1993; Di Pietro et al., 2010, 2013; Vera et al., 2020).

En base a la literatura científica, al menos una decena de especies de reptiles estarían presentes en el sistema serrano, y poco se conoce acerca de su distribución a lo largo de toda el área. Algunas especies fueron citadas sin material de referencia, por lo que su presencia debe ser confirmada. Por otra parte, es probable que haya especies que aún no fueron registradas o citadas formalmente para Tandilia, que sí fueron confirmadas para otras serranías próximas al área de estudio. Un ejemplo de estas especies de reptiles podría ser la lagartija negra (*Cercosaura schreibersii*), que se encuentra en las sierras de Ventania (Williams et al., 2022). Por otra parte, debido al avance de la frontera agrícola, el desarrollo urbano no planificado u otro tipo de actividades antrópicas, es probable que haya especies citadas para la zona en el siglo XIX y XX (e.g., Holmberg, 1884; Nágera, 1915), pero que actualmente no estén o sus poblaciones se hayan extinguido localmente.

Los estudios a gran escala temporal y espacial requieren coleccionar datos en diferentes hábitats y localidades a lo largo de varios años o décadas (Bonney et al., 2009). Esto significa un gran esfuerzo en recursos. Scrocchi y Kretzschmar (1996) señalan que los pobladores locales pueden conocer los sitios que frecuentan determinadas especies y detalles puntuales sobre su comportamiento y actividad diaria. Por lo tanto, trabajar con pobladores locales puede ser de vital importancia para conocer la biodiversidad de un área determinada. En años recientes, la ciencia ciudadana se ha convertido en un componente valioso en la investigación científica (Cohn, 2008). La ciencia ciudadana convoca voluntarios y les enseña como tomar datos adecuadamente para que sean útiles en una investigación determinada (Bhattacharjee, 2005; Cooper et al., 2007; Deutsch et al., 2017). En este capítulo se estudia la composición faunística del ensamble de reptiles y su distribución. Además, se reporta el estado de conservación de cada especie.

OBJETIVOS

1. Establecer la composición del ensamble reptiles de las sierras de Tandilia.
2. Establecer la distribución geográfica y altitudinal de los reptiles que habitan las sierras de Tandilia.

MÉTODOS

Obtención de datos

Para determinar la composición de reptiles del sistema serrano de Tandilia se recurrió a cinco fuentes de datos: revisión de la literatura científica, colecciones de museos, bases de datos online, trabajo de campo y ciencia ciudadana.

En primer lugar, se realizó una revisión exhaustiva de literatura científica, y se revisaron las colecciones herpetológicas del Museo de La Plata (MLP) y del Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia” (MACN). Debido a las restricciones durante la pandemia de COVID-19, el acceso a las colecciones de otros museos del país, así como el traslado hacia los mismos, estuvo restringido durante buena parte del periodo de la tesis. Por este motivo, se revisó la base de datos online del Sistema Nacional de Datos Biológicos (SNDB) de Argentina para aquellas colecciones donde no fue posible visitar de manera presencial. El Sistema Nacional de Datos Biológicos incluye las principales colecciones de museos de Argentina.

Se realizaron 21 campañas de búsqueda de individuos a campo entre septiembre de 2019 y octubre de 2022 abarcando toda la extensión del sistema serrano y alrededores. Se visitaron 12 sitios en cinco Partidos, la mayoría de ellos en más de una oportunidad (Fig. 2.1). Los sitios visitados fueron los siguientes (en orden alfabético):

Partido de Azul: Reserva Natural Boca de la Sierra (37°3.278'S, 59°45.553'W) y Parque Eólico Los Teros (37°6.667'S, 59°49.9835'W), ambos en Localidad Pablo Acosta.

Partido de General Pueyrredón: Reserva Natural Privada Paititi (37°55.2592'S, 57°48.7316'W), Localidad de Sierra de los Padres.

Partido de Lobería: Estancia El Bonete (37°53.6818'S, 58°39.8622'W).

Partido de Olavarría: Cerro Boca del Diablo (36°56.2889'S, 60°9.1264'W), Cerro Largo (36°55.0082'S, 60°9.3192'W) y Cerro Matilde-Catriel (36°56.068'S, 60°10.4725'W), los tres en Localidad de Sierras Bayas.

Partido de Tandil: Estancia Las Mercedes (37°22.8118'S, 59°5.7525'W), Cerro las Ánimas (37°21.1259'S, 59°6.247'W), Reserva Natural Sierra del Tigre (37°22.4667'S, 59°7.7149'W), Estancia Chapaleofú (37°21.7273'S, 59°15.0616'W), y Trébol de 4 Hojas (37°23.7867'S, 59°5.9483'W), todos ellos en Localidad de Tandil.

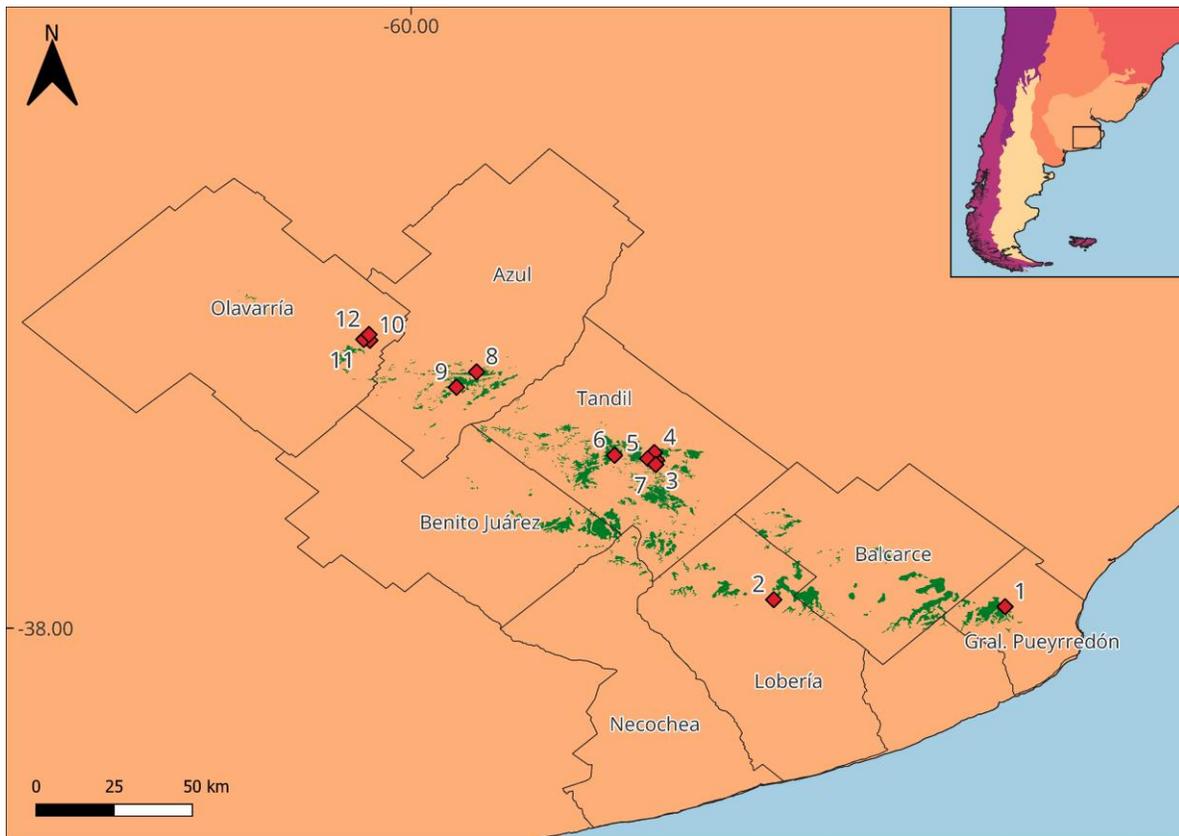


Figura 2.1. Sitios de muestreo de búsqueda de reptiles durante el período 2019-2022 en relictos de Pastizal Serrano de Tandilia (Trofino Falasco 2023): 1) Reserva Natural Privada Paititi; 2) Estancia El Bonete; 3) Campo Privado Trébol de 4 hojas; 4) Estancia Las Mercedes; 5) Cerro las Ánimas; 6) Estancia Chapaleofú; 7) Reserva Natural Sierra del Tigre; 8) Reserva Natural Boca de la Sierra; 9) Los Teros; 10) Cerro Boca del Diablo; 11) Cerro Largo; 12) Cerro Matilde-Catriel.

Durante el trabajo de campo se recorrieron transectas de 500 metros de largo y 30 metros de ancho, buscando activamente reptiles en todos los tipos de hábitats (Crump y Scott, 1994). Los muestreos fueron realizados entre las 11:00 y las 18:00 horas en 21 campañas, cada una con un promedio de 6 días de duración y en promedio por tres observadores. Esto constituye un total de 138 días de muestreo con un total de 889 horas (2667 horas/hombre). Además, se buscó activamente bajo troncos, rocas y otras estructuras como leña y elementos de construcción para hallar especies refugiadas o que tienen hábitos fosoriales. Para cada hallazgo, se registraron las localizaciones con GPS Garmin eTrex 20 (precisión de <5 m).

La mayoría de los especímenes fueron marcados (ver Capítulo Tres) y liberados; y solo unos pocos especímenes fueron colectados (casos que representaban nuevas localidades o individuos sin vida en buen estado de preservación). En caso de colecta, los individuos fueron sacrificados con una inyección intracardiaca de 0,05-0,1 ml de pentotal sódico, se fijaron mediante inyección de formol al 10% e inmersión en formol al 10% durante 48 a 72 horas. Finalmente, para conservarlos se utilizó alcohol etílico al 70%. Todos los individuos fueron depositados en la Colección Herpetológica del Museo de La Plata (ver Apéndice I). Las colectas fueron realizadas bajo los permisos pertinentes emitidos por la Dirección de Flora y Fauna de la Provincia de Buenos Aires: 2019-16058740-GDEBA-DFYFMAGP; DISPO-2021-964-GDEBA-DPFAAYRNMDAGP; y DISPO-2022-80-GDEBA-DPFAAYRNMDAGP).

En tercer lugar, se revisaron bases de datos de proyectos de ciencia ciudadana. Se realizaron búsquedas en dos bases de datos online iNaturalist y Ecoregistros, plataformas donde el público en general deposita sus registros que incluyen fecha, hora y ubicación geográfica (<https://www.inaturalist.org>; <https://www.ecoregistros.org>). Se filtraron los registros con foto o video que permitieron una identificación inequívoca de la especie. Se consideraron todos los registros existentes hasta la fecha. Además, se obtuvieron datos del proyecto de ciencia ciudadana “Reptiles de Tandilia” (https://www.instagram.com/reptiles_de_tandilia) durante el período 2019-2022 (Fig. 2.2). Los objetivos del proyecto son: coleccionar datos de los pobladores locales y contribuir al conocimiento común de la gente sobre los reptiles que habitan en su zona de residencia. Se realizaron talleres con los habitantes de Tandilia donde se explicó cómo obtener datos sobre los reptiles mediante fotografías y videos y qué información es relevante para la investigación (i.e., fecha, hora, localidad y coordenadas geográficas). Los registros fueron reportados en redes sociales del proyecto y se revisó cada registro.



Figura 2.2. Proyecto de ciencia ciudadana Reptiles de Tandilia. Taller realizado en la Escuela de policías de Loma Negra.

De estas cinco fuentes principales de datos se obtuvo toda la información posible, incluyendo especie, cantidad de individuos, ubicación geográfica, altitud, fecha y hora de colecta, colector/a, responsable de la identificación, sexo, edad y otras observaciones, si las hubiera. Algunos registros históricos compilados de la bibliografía y colecciones de museos, y algunos provenientes de bases de datos online y ciencia ciudadana carecían de ubicación geográfica precisa en coordenadas geográficas, y solo reportaban localidad. En estos pocos casos puntuales la localización geográfica se aproximó mediante el software Google Earth Pro para que no coincidiera con alguna zona extensamente poblada.

Los registros fueron procesados en el software QGIS versión 3.30.3 (QGIS.org 2024) para determinar los patrones de distribución geográfica (latitudinal) y altitudinal. Se estableció que especies habitan cada uno de los tres sectores serranos: norte (sierras de Azul-Olavarría), centro

(sierras de Benito Juárez-Necochea-Tandil), y sur (sierras de Balcarce-General Pueyrredón-Lobería); así como el solapamiento geográfico entre especies taxonómicamente relacionadas (sintopía estricta).

En cuanto a la distribución altitudinal, se trabajó solamente con datos obtenidos a campo, para evitar sesgos provenientes de otras fuentes de información. Como gran parte de las especies presentan datos de altitud que no se distribuyen normalmente se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para comprobar si existen diferencias significativas. Posteriormente se realizó una comparación por pares de Mann-Whitney con ajuste de Bonferroni para ver entre que pares de especies hay diferencias significativas en su altitud. Ambas pruebas fueron realizadas en el software PAST versión 3.04 (Hammer et al. 2001).

En cuanto a la nomenclatura científica y sistemática se siguió a Uetz et al. (2024) para las lagartijas y anfibenas, Williams et al. (2021) y Scrocchi et al. (2022) para las serpientes. Además, se reporta el estado de conservación a nivel nacional, correspondiente a la categorización realizada por la Asociación Herpetológica Argentina (AHA; Abdala et al., 2012; Giraudo et al., 2012; Prado et al., 2012) e internacional (UICN, 2024).

RESULTADOS

Ensamble de reptiles

Se obtuvieron 1.214 registros de reptiles en el sistema serrano de Tandilia. La composición taxonómica de los reptiles de Tandilia incluye 27 especies (ver Tabla 2.1; Figs. 2.3 y 2.4), pertenecientes a 22 géneros y distribuidos en las siguientes 12 familias: Amphisbaenidae, Liolaemidae, Tropiduridae, Phyllodactylidae, Gymnophthalmidae, Teiidae, Scincidae, Diploglossidae, Leptotyphlopidae, Dipsadidae, Viperidae y Chelidae. El grupo más rico en cuanto a número de especies fue el de las serpientes, que representan el 48% de reptiles del área, seguidas por lagartos y lagartijas (37%), anfibenas (11%) y tortugas (4%).

Tabla 2.1. Reptiles del Sistema Serrano de Tandilia. Se indica su categoría de conservación a nivel global (UICN) y nacional (AHA); referencias previas indicando la fuente de datos. La letra v entre paréntesis indica la disponibilidad de *vouchers* en las colecciones herpetológicas del Museo de La Plata y/o del Museo Argentino de Ciencias Naturales (ver Apéndice I).

Taxón	Estado de conservación (UICN/AHA)	Referencias
Amphisbaenia - Amphisbaenidae		
<i>Amphisbaena angustifrons</i> Cope, 1861	Least Concern/No amenazada	Presente estudio
<i>Amphisbaena darwini</i> Duméril & Bibron, 1839 (v)	Least Concern/No amenazada	Nágera 1915; Gallardo 1967, 1977; Vega y Bellagamba 1990; Williams 1991; Montero 1996. Ciencia ciudadana.
<i>Amphisbaena kingii</i> Bell, 1833 (v)	Least Concern/No amenazada	Holmberg 1884; Vega y Bellagamba 1990; Williams 1991; Montero 1996. Ciencia ciudadana.
Iguania - Liolaemidae		
<i>Liolaemus absconditus</i> Vega, Quinteros, Stellatelli, Bellagamba, Block & Madrid, 2018	Not Evaluated/No evaluada	Vega y Bellagamba 1990; Vega et al. 2018
<i>Liolaemus tandiliensis</i> Vega, Bellagamba & Lobo, 2008 (v)	Vulnerable/Amenazada	Gallardo 1977; Vega y Bellagamba 1990; Vega et al. 2008
Iguania - Tropiduridae		
<i>Stenocercus pectinatus</i> (Duméril & Bibron, 1835) (v)	Least Concern/No amenazada	Holmberg 1884; Nágera 1915; Ringuélet y Aramburu 1957; Williams 1991
Gekkota - Phyllodactylidae		
<i>Homonota williamsii</i> Ávila, Pérez, Minoli & Morando, 2012 (v)	Least Concern/No evaluada	Koslowsky 1896; Ringuélet y Aramburu 1957; Gallardo 1977; Vega y Bellagamba 1990; Williams 1991; Cei 1993; Cajade et al. 2013. Ciencia ciudadana
Scincomorpha - Gymnophthalmidae		
<i>Cercosaura schreibersii</i> Wiegmann, 1834 (v)	Least Concern/No amenazada	Presente estudio.

Scincomorpha - Teiidae		
<i>Contomastix celata</i> Cabrera, Carreira, Di Pietro & Cabrera, 2019 (v)	Not Evaluated/No evaluada	Nágera 1915; Gallardo 1977; Williams 1991
<i>Salvator merianae</i> Duméril & Bibron, 1839	Least Concern/No amenazada	Holmberg 1884; Nágera 1915; Ringuélet y Aramburu 1957; Vega y Bellagamba 1990; Williams 1991. Ciencia ciudadana.
<i>Teius oculatus</i> (D'orbigny & Bibron, 1837)	Least Concern/No amenazada	Gallardo 1977. Ciencia ciudadana.
Scincomorpha - Scincidae		
<i>Aspronema dorsivittatum</i> (Cope, 1862) (v)	Least Concern/No amenazada	Williams y Kacoliris 2011.
Anguimorpha - Diploglossidae		
<i>Ophiodes vertebralis</i> Bocourt, 1881 (v)	Least Concern/No amenazada	Nágera 1915; Ringuélet y Aramburu 1957; Gallardo 1966, 1977; Williams 1991. Ciencia ciudadana.
Serpentes - Leptotyphlopidae		
<i>Epictia munoai</i> (Orejas-Miranda, 1961) (v)	Least Concern/No amenazada	Vega y Bellagamba 1990; Williams 1991; Di Pietro et al. 2020a. Ciencia ciudadana.
Serpentes - Dipsadidae		
<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i> (Wied-Neuwied, 1824) (v)	Least Concern/No amenazada	Nágera 1915; Gallardo 1977; Miranda et al. 1982; Vega y Bellagamba 1990; Williams 1991; Di Pietro et al. 2020a. Ciencia ciudadana.
<i>Lygophis anomalus</i> (Günther, 1858) (v)	Least Concern/No amenazada	Holmberg 1884; Nágera 1915; Miranda et al. 1982; Vega y Bellagamba 1990; Williams 1991; Di Pietro et al. 2020a. Ciencia ciudadana.
<i>Oxyrhopus rhombifer</i> Duméril, Bibron & Duméril, 1854 (v)	Least Concern/No amenazada	Holmberg 1884; Nágera 1915; Vega y Bellagamba 1990; Williams 1991; Di Pietro et al. 2020a. Ciencia ciudadana.
<i>Paraphimophis rusticus</i> (Cope, 1878) (v)	Least Concern/No amenazada	Koslowsky 1896; Nágera 1915; Gallardo 1977; Miranda et al. 1982; Vega y Bellagamba 1990; Williams 1991; Scott et al. 2006; Di Pietro et al. 2020a. Ciencia ciudadana.
<i>Phalotris spegazzinii</i> (Boulenger, 1913) (v)	Least Concern/No amenazada	Peters y Orejas-Miranda, 1970; Gallardo 1977; Vega y Bellagamba 1990; Williams 1991; Di Pietro et al. 2020a.

<i>Philodryas agassizii</i> (Jan, 1863) (v)	Least Concern/Amenazada	Vega y Bellagamba 1990; Williams 1991; Di Pietro et al. 2020a. Ciencia ciudadana.
<i>Philodryas patagoniensis</i> (Girard, 1858) (v)	Least Concern/No amenazada	Nágera 1915; Miranda et al. 1982; Vega y Bellagamba 1990; Williams 1991; Di Pietro et al. 2020a. Ciencia ciudadana.
<i>Psomophis obtusus</i> (Cope, 1863) (v)	Least Concern/No amenazada	Di Pietro et al. 2010.
<i>Tachymenis ocellata</i> Duméril, Bibron & Duméril, 1854 (v)	Least Concern / Vulnerable	Ciencia ciudadana, Presente estudio
<i>Xenodon dorbignyi</i> (Bibron, 1854) (v)	Least Concern/No amenazada	Holmberg 1884; Nágera 1915; Gallardo 1977; Miranda et al. 1982; Vega y Bellagamba 1990; Williams 1991; Di Pietro et al. 2020a. Ciencia ciudadana.
Serpentes – Viperidae		
<i>Bothrops alternatus</i> Duméril, Bibron & Duméril, 1854 (v)	Least Concern/No amenazada	Holmberg 1884; Nágera 1915; Gallardo 1977; Miranda et al. 1982; Vega y Bellagamba 1990; Williams 1991; Cei 1993; Di Pietro et al. 2020a. Ciencia ciudadana.
<i>Bothrops ammodytoides</i> Leybold, 1873 (v)	Least Concern/No amenazada	Holmberg 1884; Barrio 1961; Miranda et al. 1982; Williams 1991; Di Pietro et al. 2020a. Ciencia ciudadana.
Testudines – Chelidae		
<i>Phrynops hilarii</i> (Duméril & Bibron, 1835)	Not Evaluated/No amenazada	Ciencia ciudadana, Presente estudio

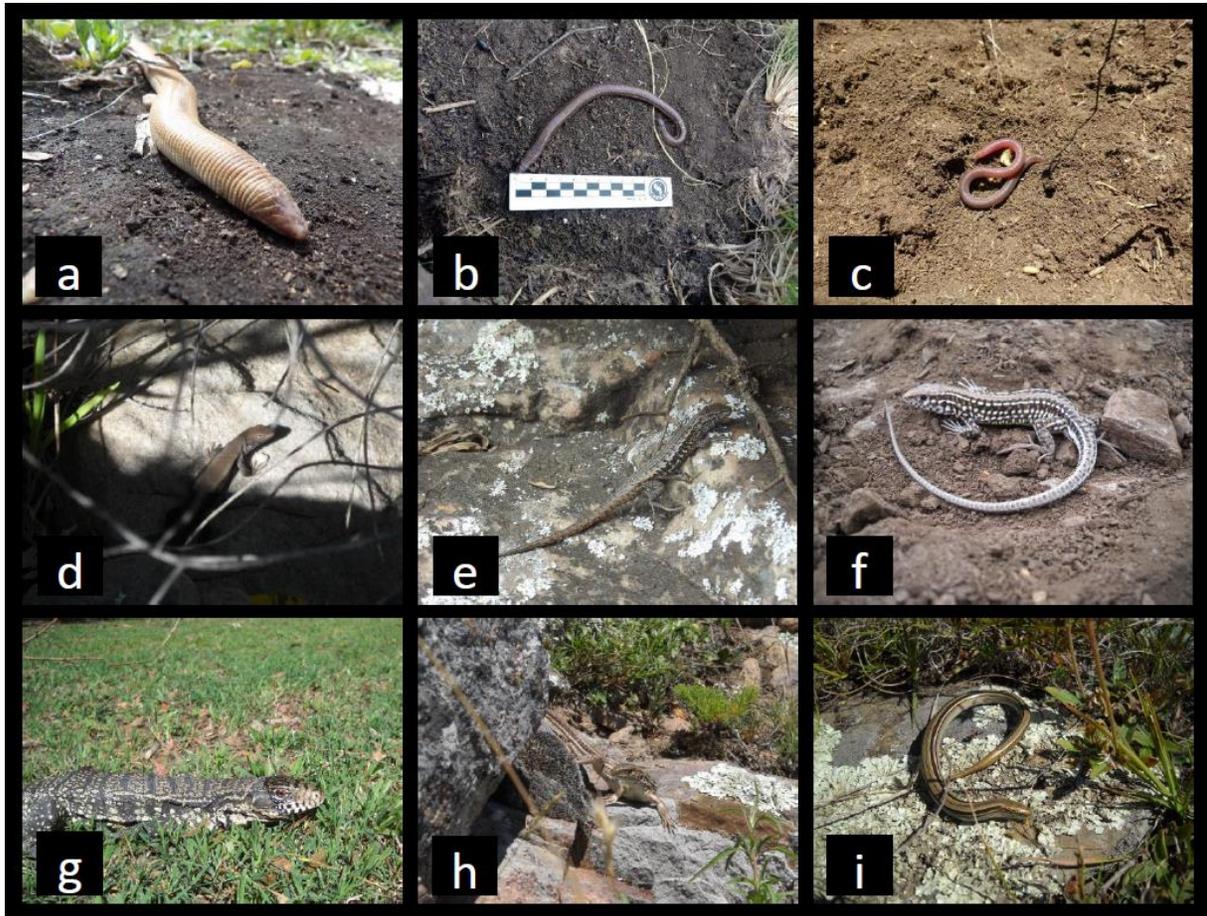


Figura 2.3. Algunos saurios registrados a campo en las sierras de Tandilia. a) *Amphisbaena angustifrons* (Sierra de los Padres, Partido de General Pueyrredón; Foto: Micaela Harkes); b) *Amphisbaena darwinii* (Estancia Las Mercedes, Partido de Tandil); c) *Amphisbaena kingii* (Estancia Las Mercedes, Partido de Tandil); d) *Liolaemus absconditus* (Sierra de los Padres, Partido de General Pueyrredón); e) *Liolaemus tandiliensis* (Sierra de los Padres, Partido de General Pueyrredón); f) *Contomastix celata* (Reserva Natural Boca de la Sierra, Partido de Azul); g) *Salvator merianae* (Tandil, Partido de Tandil); h) *Teius oculatus* (Reserva Natural Sierra del Tigre, Partido de Tandil); i) *Ophiodes vertebralis* (Estancia Las Mercedes, Partido de Tandil).

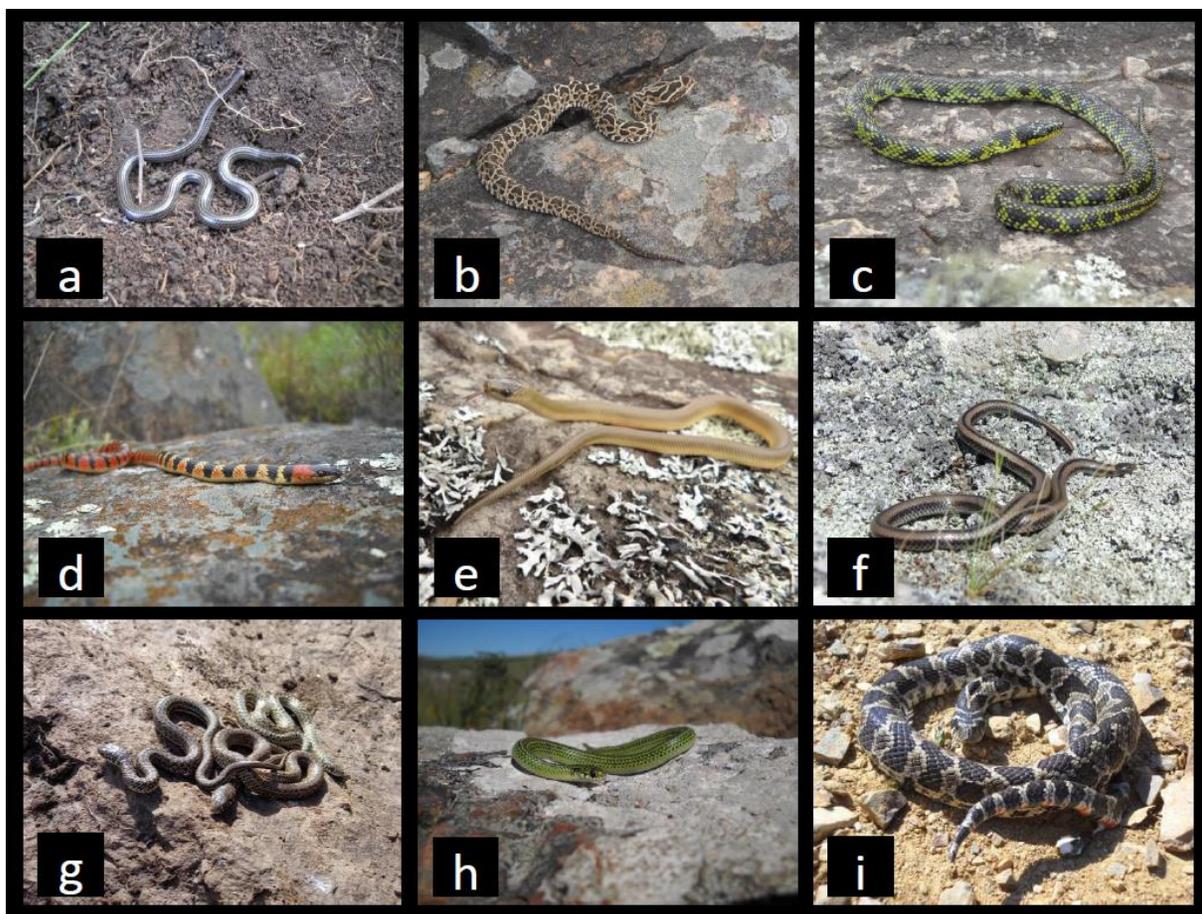


Figura 2.4. Algunas serpientes registradas a campo en las sierras de Tandilia. a) *Epictia munoai* (Reserva Natural Sierra del Tigre, Partido de Tandil); b) *Bothrops alternatus* (Cerro las Ánimas, Partido de Tandil); c) *Erythrolamprus poecilogyrus* (Reserva Natural Privada Paititi, Partido de General Pueyrredón); d) *Oxyrhopus rhombifer* (Reserva Natural Boca de la Sierra, Partido de Azul); e) *Paraphimophis rusticus* (Reserva Natural Privada Paititi, Partido de General Pueyrredón; Foto: Micaela Harkes); f) *Phalotris spegazzinii* (Sierra de los Padres, Partido de General Pueyrredón); g) *Philodryas patagoniensis* (Estancia Las Mercedes, Partido de Tandil); h) *Philodryas agassizii* (Estancia Chapaleofú, Partido de Tandil); i) *Xenodon dorbignyi* (Reserva Natural Sierra del Tigre, Partido de Tandil).

Patrones de distribución geográfica y altitudinal

El 55% del total de especies de reptiles fueron halladas en los tres sectores de serranías (*Amphisbaena darwinii*, *Amphisbaena kingii*, *Bothrops alternatus*, *Bothrops ammodytoides*, *Epictia munoai*, *Erythrolamprus poecilogyrus*, *Liolaemus tandiliensis*, *Lygophis anomalus*, *Ophiodes vertebralis*, *Oxyrhopus rhombifer*, *Paraphimophis rusticus*, *Phalotris spegazzinii*, *Philodryas patagoniensis*, *Salvator merianae*, *Xenodon dorbignyi*). Mientras que el 19% de las especies estuvieron presentes en solo dos sectores. En los sectores norte y centro, se registró a *Stenocercus*

pectinatus y *Teius oculatus*, en los sectores centro y sur *Homonota williamsii* y *Philodryas agassizii*; y en los sectores norte y sur *Amphisbaena angustifrons*. El 26% de las especies solo fueron halladas en un único sector de serranías, en el sector norte *Aspronema dorsivittata*, *Cercosaura schreibersii*, *Contomastix celata*, *Phrynops hilarii*, en el sector centro *Psomophis obtusus* y *Tachymenis ocellata*, y en el sector sur *Liolaemus absconditus* (Figs. 2.5 y 2.6).

Amphisbaena kingii, se encontró en sintopía con *Amphisbaena darwinii* a lo largo de toda su distribución en el área de estudio. *Amphisbaena angustifrons* tiene una distribución particular en los sectores norte y sur (localidad de Pablo Acosta y Sierra de los Padres respectivamente) en sintopía con las otras dos especies mencionadas. *Bothrops alternatus* y *Bothrops ammodytoides* cohabitan en toda la serranía. Las lagartijas endémicas *Liolaemus absconditus* y *Liolaemus tandiliensis* viven en sintopía únicamente en el sector sur, aunque la segunda especie también se halla en el sector centro y norte. Las especies del género *Philodryas* cohabitan solamente en el sector centro y sur. Las lagartijas de la familia Teiidae, *Contomastix celata* y *Teius oculatus* cohabitan en el sector norte del sistema serrano, aunque este último habita también en el sector centro. Por otro lado, las especies de la tribu Pseudoboini (*Oxyrhopus rhombifer* y *Paraphimophis rusticus*) cohabitan a lo largo de todo el sistema serrano. La misma situación se ve en las culebras de la tribu Xenodontini (*Erythrolamprus poecilogyrus*, *Lygophis anomalus* y *Xenodon dorbignyi*).

Las siguientes especies se encontraron en una sola localidad: *Aspronema dorsivittata* (Azul), *Cercosaura schreibersii* (Azul), *Phrynops hilarii* (Olavarría), *Psomophis obtusus* (Tandil).

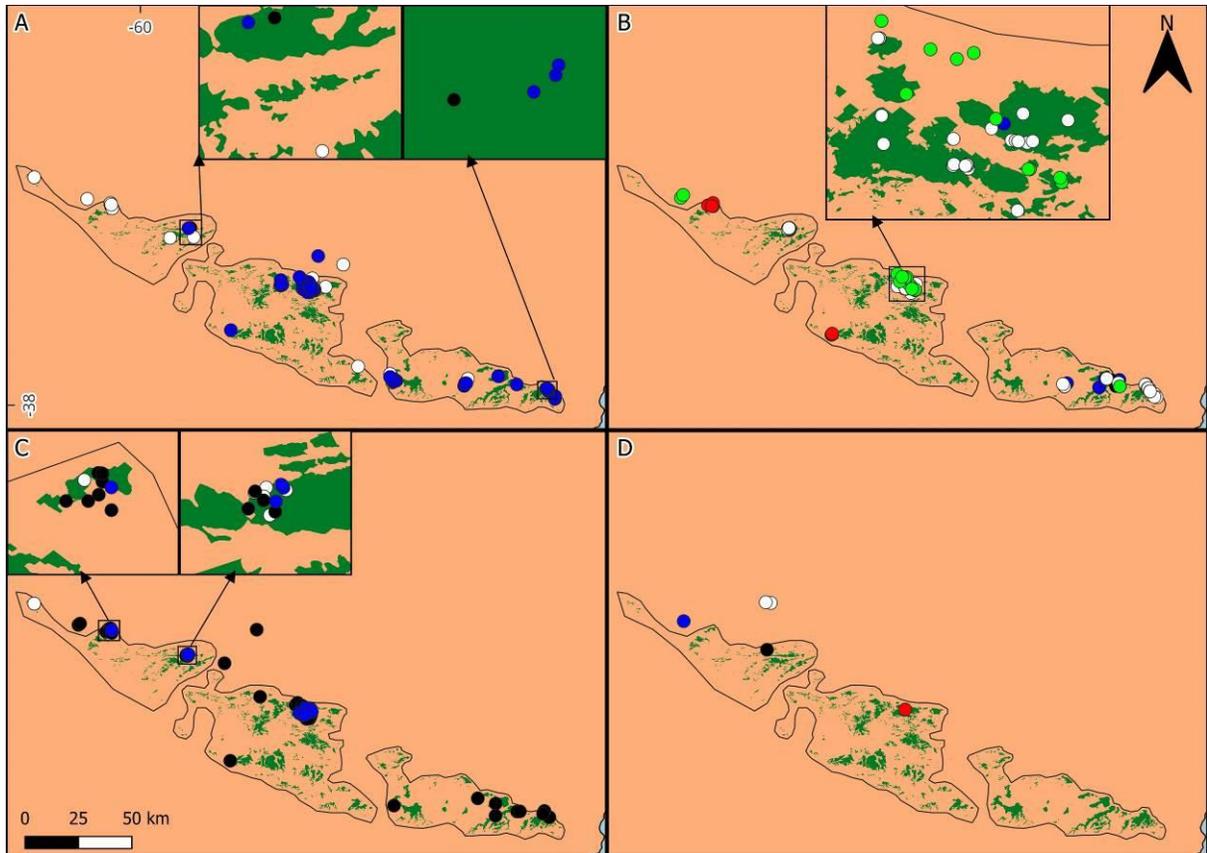


Figura 2.5. Distribución geográfica de las anfisbenas, lagartijas, lagartos y otros reptiles con pocas localidades. A) *Amphisbaena angustifrons* (negro), *Amphisbaena darwinii* (blanco) y *Amphisbaena kingii* (azul). B) *Homonota williamsii* (azul); *Liolaemus absconditus* (negro); *Liolaemus tandiliensis* (blanco). *Ophiodes vertebralis* (verde); *Stenocercus pectinatus* (rojo). C) *Contomastix celata* (blanco); *Salvator merianae* (negro); *Teius oculatus* (azul). D) *Cercosaura schreibersii* (negro), *Aspronema dorsivittata* (blanco), *Phrynops hilarii* (azul) y *Psomophis obtusus* (rojo).

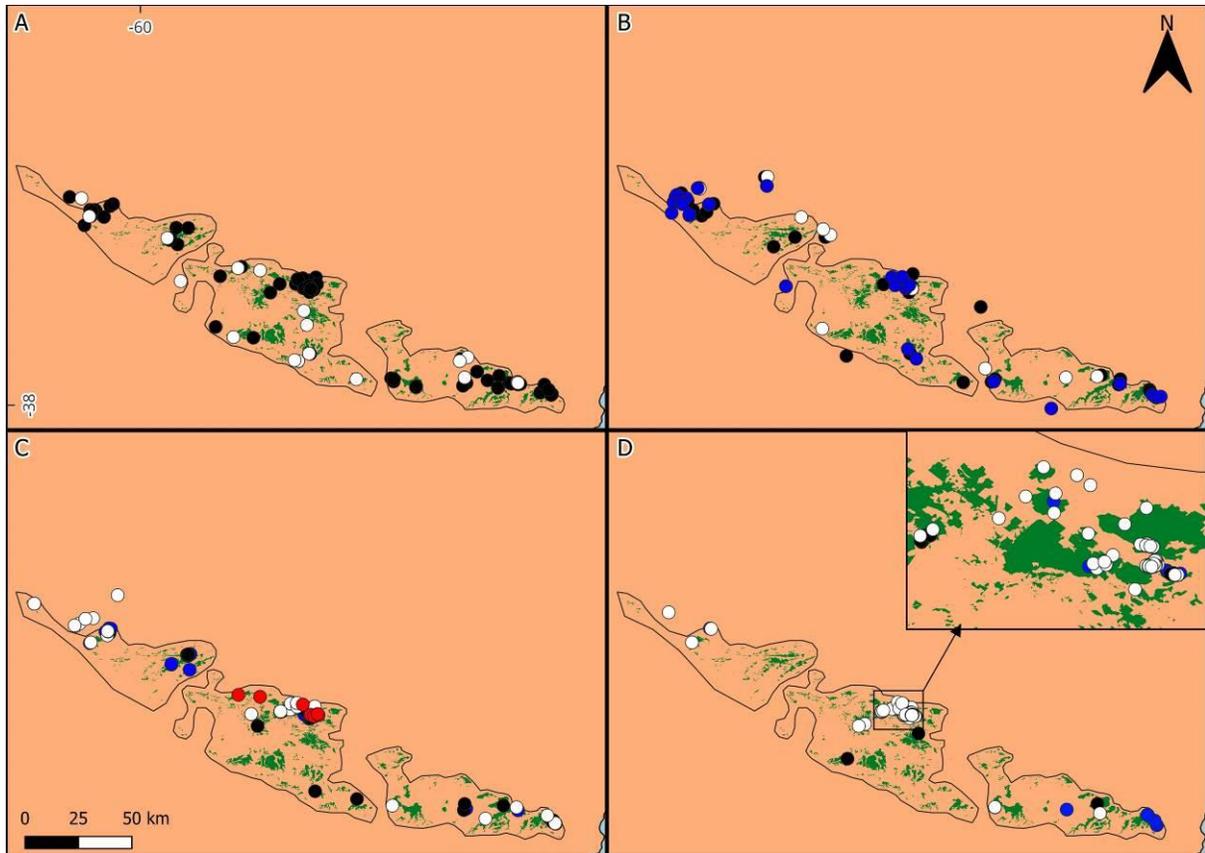


Figura 2.6. Distribución geográfica de las serpientes. A) *Bothrops alternatus* (negro) y *Bothrops ammodytoides* (blanco). B) *Erythrolamprus poecilogyrus* (negro), *Lygophis anomalus* (blanco) y *Xenodon dorbignyi* (azul). C) *Oxyrhopus rhombifer* (negro), *Paraphimophis rusticus* (blanco), *Tachymenis ocellata* (rojo) y *Epictia munoai* (azul). D) *Phalotris spagazzinii* (azul), *Philodryas agassizii* (negro) y *Philodryas patagoniensis* (blanco).

La altura promedio para los reptiles de Tandilia estuvo entre los 200-250 msnm (Fig. 2.7). La prueba de Kruskal-Wallis dio diferencias significativas entre especies ($H= 155,3$; $p= <0.01$). La comparación de pares de Mann-Whitney da diferencias significativas entre *Teius oculatus* y todas las especies (Tabla 2.2), siendo esta la especie que se encuentra a mayores altitudes; *Liolaemus absconditus* se sitúa en las elevaciones más bajas, presentando diferencias significativas con casi todas las especies, excepto con *Homonota williamsii* y *Xenodon dorbignyi*. Además, *Amphisbaena darwinii* y *A. kingii* presentaron diferencias significativas entre sí, y con la mayoría de las serpientes. Por su parte, *A. kingii* presentó diferencias significativas con todas las lagartijas, excepto con *Contomastix celata*. Entre las serpientes, las especies *Bothrops alternatus*, *Epictia munoai*, *Philodryas agassizii*, y *Philodryas patagoniensis* se encuentran a mayores altitudes respecto al resto de las especies. Las especies de los géneros *Bothrops* y *Philodryas* no presentaron diferencias

significativas entre sí, lo mismo sucede con las especies cercanas de las tribus Pseudoboini (*Oxyrhopus rhombifer* y *Paraphimophis rusticus*) y Xenodontini (*Erythrolamprus poecilogyrus*, *Lygophis anomalus* y *Xenodon dorbignyi*). *Tachymenis ocellata* solo presentó diferencias significativas con *Liolaemus absconditus*. De igual manera, *Xenodon dorbignyi* solo presentó diferencias con *Teius oculatus*. Las serpientes en general no presentaron diferencias significativas con las lagartijas, con excepción de las especies antes mencionadas.

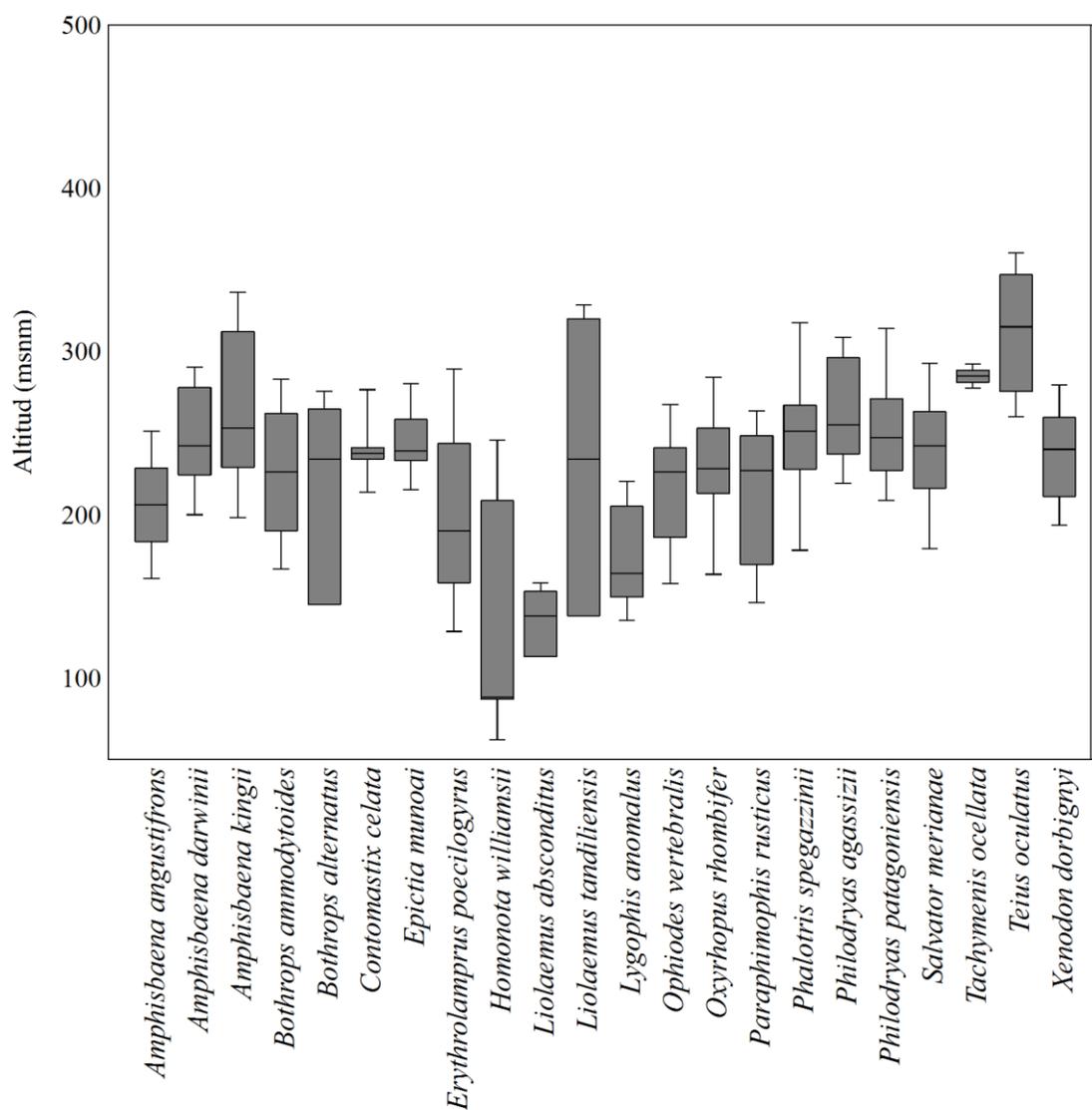


Figura 2.7. Distribución altitudinal de los reptiles de Tandilia. Barras: rango intercuartílico (Q3-Q1); líneas horizontales: mediana; líneas verticales: desvío estándar.

Estado de conservación actual

La lagartija *Liolaemus tandiliensis* es la especie más amenazada del sistema serrano de Tandilia, categorizada como Vulnerable a nivel internacional (UICN). A nivel nacional tres especies presentan categoría de amenaza: *Liolaemus tandiliensis* (Vulnerable), *Philodryas agassizii* (Amenazada) y *Tachymenis ocellata* (Vulnerable). Tres especies no poseen aun categoría de conservación a nivel nacional: *Contomastix celata*, *Homonota williamsii* y *Liolaemus absconditus*.

DISCUSIÓN

Este capítulo compila el más completo y actualizado inventario hasta la fecha sobre las especies de reptiles que habitan las sierras de Tandilia. Estas islas orográficas contienen más de la mitad (56%) de las especies reportadas para la ecorregión Pampeana en la Argentina (e.g, Koslowsky, 1896; Ringuelet y Aramburu, 1957; Gallardo, 1966, 1967, 1977; Tiranti y Ávila, 1997; Arzamendia y Giraudo, 2002; Giraudo y Scrocchi, 2002). En las sierras de Tandilia habitan el 75% de las anfisbenas, 59% de lagartijas y lagartos, 54% de serpientes, y el 33% de las tortugas de la ecorregión Pampeana. Además, la riqueza de reptiles de Tandilia representa el 46% de los reptiles mencionados en la provincia de Buenos Aires, incluyendo el 43% de serpientes, 53% de lagartijas y lagartos, 100% de anfisbenas, y el 14% de tortugas (Abdala et al., 2012; Giraudo et al., 2012; Prado et al., 2012).

En este capítulo se confirmaron además nuevas localidades para algunas especies de reptiles en las sierras de Tandilia. En el caso de *Phalotris spegazzinii*, se halló el primer registro para el noroeste del sistema serrano (i.e.; Cerro Largo, Sierras Bayas, Partido de Olavarría). Para *Tachymenis ocellata*, se reportó el registro más al sur para la especie dentro de la provincia de Buenos Aires (i.e; Estancia Las Mercedes, Tandil). *Homonota williamsii* fue citada para las sierras de Ventania, y la probable presencia en las sierras de Tandilia (Ávila et al., 2012). Esta tesis confirma esta observación. Además, se halló *Amphisbaena angustifrons*, una especie que no había sido citada en el área, ni se encontró en las colecciones visitadas.

Por otro lado, algunas especies resultaron comparativamente más raros o escasos en Tandilia. Tres lagartijas (*Aspronema dorsivittatum*, *Cercosaura schreibersii*, y *Stenocercus pectinatus*) y una serpiente (*Psomophis obtusus*) tienen pocos registros, y no han podido ser halladas durante las tareas de campo. Probablemente, algunas de estas especies fueron introducidas accidentalmente, como *Psomophis obtusus* y *Aspronema dorsivittata* (Di Pietro et al., 2010; Williams y Kacolicis, 2011), aunque un mayor número de muestreos en las localidades puntuales de los

registros serán necesarios para corroborar esta observación. Hay que destacar que, aunque algunos autores han reportado la presencia de *Stenocercus pectinatus* en los pastizales serranos, los últimos registros conocidos en las sierras de Tandilia son de 1915 (Nágera, 1915) para las Sierras Bayas, en el Partido de Olavarría. Las sierras de Olavarría son de las más alteradas entre todos los conjuntos del sistema de Tandilia. Esto se debe al desarrollo de actividades de canteras, alterando las sierras de forma irreversible. Por lo tanto, si esta especie de lagartija habitó este sector serrano es probable que se haya extinguido localmente debido a la degradación del ambiente. En el caso de *Phrynops hilarii* en el partido de Olavarría podría estar arribando desde el arroyo Tapalqué, donde al menos dos especímenes fueron colectados (MACN-2239; MACN-785). También considero la posibilidad de que su presencia está asociada a eventos de translocación humana, dado que de acuerdo con Sánchez et al. (2019) están fuera de su núcleo de distribución. *Cercosaura schreibersii* cuenta con un único registro en la localidad de Azul, una especie que no había sido citada para el área. No obstante, se encontró en una zona basal, por fuera de las sierras. Se necesitan más relevamientos para corroborar si su presencia es accidental o efectivamente hay poblaciones de esta especie alrededor del sistema serrano.

Nágera (1915) y Gallardo (1977) citaron a *Cnemidophorus lacertoides* (Duméril & Bibron, 1839) para las localidades de Sierras Bayas y Sierra de la China, respectivamente. Sin embargo, estas citas no mencionan material de referencia. Cabrera et al. (2019) revisaron el estado taxonómico de *Cnemidophorus lacertoides* y basados en análisis moleculares y morfológicos describieron la especie como *Contomastix celata*. Esta especie es endémica de Argentina, estando presente en las sierras del sur de Córdoba y en las sierras de Ventania (Buenos Aires). Posteriormente, en la visita al MACN, se encontró el material colectado y citado por Gallardo (op. cit.) con el nombre de *Cnemidophorus lacertoides*. Estos individuos, en base a sus características morfológicas pertenecerían a la especie *Contomastix celata*. Desafortunadamente no se encontraron ejemplares de *Contomastix* en las Sierras Bayas durante las tareas de campo, por lo que su presencia al día de la fecha en dicha localidad debe ser confirmada con nuevos ejemplares. Sin embargo, es destacable el registro a campo de nuevos especímenes del género *Contomastix* en la Reserva Natural Boca de la Sierra (localidad de Pablo Acosta, Partido de Azul). Estos especímenes fueron revisados y probablemente sean la misma especie que se cita para las sierras de Córdoba y de la Ventania, aunque para confirmar esto se necesita estudiar su genética, algo que escapa a los objetivos de esta tesis. Provisoriamente la especie es tratada como *Contomastix celata* debido a su similitud morfológica respecto a las poblaciones de Ventania.

En cuanto a los patrones de distribución geográfica y altitudinal se ve que hay especies que habitan uno, dos o los tres sectores serranos. Entre los anfisbénidos se observó como *Amphisbaena darwini* y *Amphisbaena kingii* comparten la distribución a lo largo de todo el sistema serrano de Tandilia. Sin embargo, la primera especie normalmente vive en zonas más basales respecto a la segunda, siendo muy rara vez hallada en altas elevaciones. *Amphisbaena angustifrons*, por su parte, solo fue hallada muy rara vez (N=2) y únicamente en los sectores norte y sur. Este es un caso muy interesante, ya que por continuidad cabría la posibilidad de que se encuentre en el sector centro, aunque aún no haya sido detectada dados sus hábitos crípticos. Sin embargo, esta parte del sistema serrano ha sido bien relevada, por lo que considero muy probable su ausencia en este sector.

Las lagartijas y lagartos de la familia Teiidae comparten su distribución en parte: *Salvator merianae* habita en todo el sistema serrano, mientras que *Teius oculatus* se solapa en el centro-norte con dicha especie, y en el norte con *Contomastix celata*. Esta última especie solo ha sido hallada en tres localidades (Sierras Bayas, Cerro de la China y Reserva Boca de la Sierra) de este sector, por lo que es una especie rara e importante a considerar en cuestiones de conservación. Cabe destacar que *Teius oculatus* habita en sintopía con *Contomastix celata* y *Salvator merianae*, pero en altitudes mayores. De hecho, *Teius oculatus* en general vive a mayores altitudes que el resto de las especies. *Liolaemus tandiliensis* habita todo el sistema serrano de Tandilia, cohabitando en el sector sur con *Liolaemus absconditus*. Estas dos especies pueden solaparse en altitudes bajas, aunque *Liolaemus tandiliensis* suele vivir en altitudes promedio de 250 msnm, mientras que *Liolaemus absconditus* lo hace a 130 msnm. Esta última, vive en las menores altitudes respecto a cualquiera de los reptiles de Tandilia. Además, *Liolaemus tandiliensis* fue registrada a altitudes mayores que las reportadas por Vega et al. (2008), a unos 350 m.s.n.m.

Ambas especies del género *Philodryas* coinciden en los sectores centro-sur y habitan a iguales altitudes. Sin embargo, *Philodryas patagoniensis* ocurre además en el sector norte. *Oxyrhopus rhombifer* y *Paraphimophis rusticus* comparten distribución y no habitan a altitudes significativamente diferentes. Igual situación se presenta en el caso de los Xenodontini (*Erythrolamprus poecilogyrus*, *Lygophis anomalus* y *Xenodon dorbignyi*) y las víboras del género *Bothrops*.

Hay especies que han sido halladas en una sola localidad y con pocos registros (en la totalidad de las fuentes de información), por lo cual es difícil hacer algún tipo de análisis sobre su distribución geográfica y altitudinal (i.e., *Aspronema dorsivittata*, *Cercosaura schreibersii*, *Phrynops hilarii*, *Psomophis obtusus*). Se necesita realizar más muestreos para comprobar que estas especies

se distribuyen efectivamente en el área de estudio o son registros casuales producto de introducciones antrópicas.

De acuerdo a la categorización nacional del estado de conservación de los reptiles de Argentina, las sierras de Tandilia son refugio del 33% de los reptiles amenazados habitando el pastizal pampeano (*Liolaemus tandiliensis*, *Philodryas agassizii* y *Tachymenis ocellata*). La fragmentación y degradación del hábitat de pastizales nativos son una de las principales amenazas de las tres especies de reptiles amenazados de las sierras de Tandilia (Etchepare et al., 2012a, b; Vega, 2012; Kacoliris, 2016). Las especies *Contomastix celata*, *Homonota williamsii* y *Liolaemus absconditus* no poseen categoría de conservación a nivel nacional. Esto se debe a que fueron descritas posteriormente a la publicación del Suplemento 1 del Volumen 26 de Cuadernos de Herpetología de la Asociación Herpetológica Argentina donde se encuentran las categorizaciones de los saurios (Abdala et al., 2012). No obstante, debido a su rango de distribución restringido, la lagartija microendémica *Liolaemus absconditus*, recientemente descrita por Vega et al. (2018), sería una cuarta especie amenazada de los pastizales serranos de Tandilia. Además, Cabrera et al. (2019) mencionaron que, debido al área restringida, el estado de *Contomastix celata* debería ser cuidadosamente analizado en una futura evaluación. Basándome en esta premisa, sumada a la evidencia de esta tesis y trabajos recientes (Di Pietro et al., 2023) propongo que esta especie se categorice al menos como especie vulnerable.

Las sierras de Tandilia contienen un gran número de especies de reptiles de la ecorregión Pampeana (56%), incluyendo especies amenazadas y endémicas que coexisten en sintopía estricta, a iguales o distintas altitudes. La región necesita urgentemente áreas naturales protegidas efectivas (Bilenca y Miñarro, 2004; Brown y Pacheco, 2006). Sin embargo, considero que más estudios son necesarios para comprender en su totalidad la distribución de reptiles en los pastizales serranos de Tandilia, estos resultados sirven como conocimiento de base para la planificación de acciones orientadas a la conservación de los mismos.

TRES

PATRONES DE DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA

RESUMEN: El uso intensificado de las actividades agrícolas modifican y fragmentan la vegetación natural, dejando parches aislados de pastizales nativos. La forma, tamaño y posición de estos parches son clave para mantener la biodiversidad y pueden influir en la creación de reservas naturales. Además, factores como la heterogeneidad del terreno y la presencia de vegetación exótica también afectan la diversidad. Estudiar la diversidad es crucial para comprender el funcionamiento de los ecosistemas y su respuesta a los cambios ambientales. Los reptiles, como indicadores ambientales, juegan un papel importante en estos estudios, aunque la ecología de los reptiles ha sido menos estudiada en comparación con otros grupos. El sistema de las sierras de Tandilia, una región con parches aislados de pastizales naturales, es un ejemplo de un área de alta biodiversidad donde la diversidad de reptiles aún no ha sido completamente estudiada. En este capítulo, se exploraron los efectos de la fragmentación del hábitat en la diversidad de reptiles en las sierras de Tandilia. Con el objetivo de caracterizar estos parches y determinar qué factores influyen en su diversidad, se seleccionaron siete sitios dentro del área de estudio, incluyendo estancias, campos privados y reservas naturales, considerando factores logísticos y ambientales. Se caracterizaron estos sitios en términos de sus características espaciales (como el área, la conectividad y el índice de forma) y variables ambientales (como porcentaje de vegetación exótica, pastizales nativos y agricultura, así como cobertura de rocas). Se utilizó un sistema de información geográfica para procesar y analizar estas variables. La diversidad alfa de cada sitio se evaluó mediante la riqueza específica, abundancia relativa de especies de reptiles, dominancia de Simpson, equitatividad de Pielou y números de Hill. Para estimar la disimilitud entre los sitios se realizó un análisis SIMPER y para evaluar diferencias significativas entre sitios un análisis ANOSIM. Para visualizar los patrones de distribución de la abundancia se graficaron curvas de rango-abundancia. Finalmente, para comprender cómo las características de los sitios influían en la presencia de especies de reptiles se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA). Se registraron 628 reptiles en el campo, incluyendo 20 especies, siendo las serpientes las más numerosas. *Amphisbaena kingii*, *Epictia munoai* y *Liolaemus tandiliensis* fueron las especies más abundantes. Los sitios Las Mercedes I y II tuvieron la mayor diversidad y abundancia de reptiles. El análisis ANOSIM reveló diferencias significativas entre 14

pares de sitios, con Trébol de 4 Hojas siendo único en su disimilitud con todos los demás. Las especies dominantes variaron según el sitio, con *Amphisbaena kingii*, *Liolaemus tandiliensis* y *Epictia munoai* mostrando dominancia en diferentes lugares. Las Mercedes I y II presentaron la mayor diversidad de serpientes, mientras que Boca de la Sierra y Paititi destacaron por la abundancia de lagartijas. El análisis del ensamble de reptiles en el sistema serrano revela una predominancia de unas pocas especies sobre otras menos abundantes, lo que concuerda con la teoría ecológica de la serie logarítmica. La curva de acumulación de especies sugiere que los sitios Boca de la Sierra, Paititi y Trébol de 4 Hojas aún pueden albergar más especies no registradas durante los muestreos. Los sitios Las Mercedes I y II se diferenciaron por su alta conectividad, baja proporción de lagartijas y mayor presencia de serpientes. La conservación de especies amenazadas y endémicas, junto con la protección legal de sitios prioritarios como Las Mercedes, Boca de la Sierra y Paititi, es crucial para la conservación de los reptiles en Tandilia.

INTRODUCCIÓN

Los paisajes agrícolas se definen como una matriz de tierras de cultivo con vegetación natural inmersa en aquellos sitios donde el suelo no es apto para cultivar (Tschardt et al., 2005). Estos paisajes resultan de un proceso agrícola intensivo que conduce a la modificación y fragmentación de la vegetación nativa (Herrera et al., 2022). En estos paisajes, los pastizales nativos permanecen como parches aislados, y esta transformación puede tener graves consecuencias para la biodiversidad (Haddad et al., 2015, Wilson et al., 2016). Estos parches o relictos (*sensu* Saunders et al., 1991) se convierten en el único hábitat adecuado para gran parte de las especies nativas y están expuestos a cambios físicos, cuya magnitud dependerá principalmente de la forma, el tamaño y la posición en el paisaje (Saunders et al., 1991).

Estas características de los hábitats remanentes son factores clave para mantener la biodiversidad de un sitio y la creación de reservas naturales (MacArthur y Wilson, 1967; Simberloff, 1986). Esto se debe a que, en general, determinan el grado de conectividad, el número de hábitats y la exposición a cambios externos (Saunders et al., 1991). Según la teoría biogeográfica de islas (MacArthur y Wilson, 1967), cuanto mayor es el área, mayor es el número de hábitats y, por lo tanto, el número de especies de un sitio será mayor. Además, los parches con formas más irregulares experimentan un mayor efecto de borde, es decir, están más expuestos a cambios en la matriz circundante (Williamson, 1975). De manera similar, la posición de un hábitat remanente es importante, ya que la distancia a otros parches de vegetación nativa influye en el grado de conectividad. La conectividad del paisaje juega un papel esencial, ya que permite la dispersión de organismos entre los parches de hábitat, lo que tiene implicaciones para la conservación de la biodiversidad (Tischendorf y Fahrig, 2000). Por lo tanto, es probable que los parches más aislados, con un mayor efecto de borde y de menor área y conectividad, tengan mayores consecuencias para su biodiversidad.

Además de las características espaciales de los hábitats remanentes, existen otras consideraciones sobre el uso de la tierra y los hábitats que deben tenerse en cuenta. Por ejemplo, la relación proporcional área-especies asume un mayor número de hábitats, sin embargo, esta no es necesariamente la situación real. Simberloff (1986) abordó la creación de reservas naturales y enfatizó que una colección de parches más pequeños puede abarcar una amplia gama de hábitats en comparación con una única área grande, ya que esta última es poco probable que contenga todos los hábitats presentes en una región. De manera similar, la heterogeneidad del terreno influye en la diversidad en el sentido de que cuanto más complejo sea, mayor será el número de especies, ya que es un componente importante del nicho espacial de las especies (Whittaker et al., 1973), sirviendo además como refugio de los depredadores (Riley y Dood, 1984, Kruuk, 1986). Por otro lado, la vegetación exótica invasora tiene efectos negativos en los pastizales nativos,

ya que produce presión de propágulos, disminuye el hábitat adecuado para muchas especies, cambia la estructura del ecosistema y modifica el ciclo de los nutrientes (Richardson, 1998). Por lo tanto, la presencia de vegetación exótica y la baja heterogeneidad del terreno y hábitat probablemente resultarán en un menor número de especies.

Estudiar la diversidad es importante para comprender la estructura y función de una comunidad o ensamble (Dodd, 2016). Además, medir la diversidad biológica en comunidades naturales y alteradas (diversidad alfa) y la tasa de cambio de la diversidad entre comunidades (diversidad beta) permite monitorear el efecto de los cambios ambientales. Asimismo, la diversidad se utiliza para estimar los efectos de las actividades antropogénicas en las comunidades ecológicas y comparar sus efectos en diferentes hábitats (Urbina-Cardona et al., 2008). Por lo tanto, comprender la diversidad es una herramienta clave para monitorear el funcionamiento adecuado de un ecosistema (Magurran, 1988, 2003; Moreno, 2001), además de las implicancias significativas en las decisiones de gestión y acciones de conservación (Scott et al., 1987; Snodgrass et al., 2000). Debido a su papel fundamental en las redes tróficas (depredadores y presas) y su capacidad de movimiento limitada los reptiles se consideran un organismo modelo en estudios ecológicos (Pianka, 1986; Dodd, 2016). Además, debido a su valor como indicadores ambientales, se consideran un buen grupo surrogado (Lewandowski et al., 2010). Sin embargo, a pesar de su utilidad para sustituir la biodiversidad de un área cualquiera la ecología de los reptiles es un área poco estudiada en comparación con otros vertebrados (Dodd, 2016).

El Sistema serrano de Tandilia es un ejemplo de un paisaje que contiene parches aislados de pastizales naturales con afloramientos rocosos en una matriz de tierras agrícolas. Esta es un área de alta biodiversidad, que funciona como una isla orográfica de 12.314 Km² en la ecorregión Pampeana, que alberga varias especies endémicas de plantas y animales (Crisci et al., 2001, Vega et al., 2008, Vega et al., 2018), donde las áreas naturales protegidas cubren solo el 0,07 %. Sin embargo, hasta la fecha, no se ha estudiado la diversidad de reptiles en la zona, contando solo con listas generales de especies (Nágera, 1915, Vega & Bellagamba, 1990). En este capítulo, se exploraron los efectos de la fragmentación sobre la diversidad de reptiles de las sierras de Tandilia. Parto de la hipótesis de que los parches más fragmentados, es decir, los de menor tamaño, con formas más irregulares y aislados, así como aquellos que presenten mayor presencia de tierras de cultivo y vegetación exótica invasora contendrán la menor diversidad en comparación con los parches de mayor tamaño, menos irregulares y más conectados entre sí.

OBJETIVOS

1. Caracterizar un conjunto de relictos de pastizal del sistema de Tandilia y estimar la diversidad alfa de su reptiliofauna.
2. Establecer patrones de diversidad de los diferentes relictos de pastizal.
3. Determinar qué covariables están asociadas con estos patrones de diversidad de los reptiles en estos relictos de pastizales.

METODOLOGÍA

Obtención de datos

Se seleccionaron siete sitios de toda el área de estudio: Estancia Las Mercedes (sitio I y II), Campo Privado Trébol de 4 hojas, Cerro las Ánimas, Reserva Natural Sierra del Tigre, Reserva Natural Boca de la Sierra y la Reserva Natural Privada Paititi. Estos sitios representan parches o relictos de pastizal, que fueron seleccionados por cuestiones de logística, permisividad de ingreso, así como las diferentes características espaciales y ambientales. Se utilizaron los registros a campo ya mencionados, para evitar sesgos, con la misma metodología explicada en el capítulo dos.

Caracterización espacial y ambiental de los sitios

En cada sitio se estimó una serie de características espaciales (i.e., área, conectividad e índice de forma) y covariables ambientales relacionadas con el uso de la tierra (cobertura de vegetación exótica – en este caso árboles-, cobertura de pastizales nativos, cobertura de agricultura) y la cobertura de rocas. Todas estas covariables se procesaron, dimensionaron y estimaron utilizando el software QGIS 3.30.3. El índice de forma fue calculado como:

$$\text{Índice de forma} = 0,282 * \text{perímetro} / \sqrt{\text{área}}$$

donde 0,282 es un factor de corrección de manera que el índice se aproxima a 1 cuanto más circular es el parche (Usher et al., 1992). Este índice es un indicador del efecto borde de cada relikto. Un valor alto del índice de forma indica una forma irregular y un mayor efecto borde, mientras que un valor bajo indica una forma más compacta con menos exposición al borde. La conectividad de cada relikto de pastizal fue medida considerando el índice de Lin (2009) modificado por Kacoliris et al. (2019). Este índice considera la distancia y área de los dos parches más cercanos a un relikto de pastizal determinado:

$$IC = A1 * (1/D1) + A2 * (1/D2)$$

donde A_i es el área de un relicto determinado, D_i es la distancia desde un relicto determinado al relicto de interés. En otras palabras, la distancia penaliza y el mayor tamaño de área beneficia la conectividad. Los índices de conectividad fueron estandarizados mediante la siguiente fórmula:

$$IC_{sd} = (x_i - \bar{X}) / S$$

donde x_i es el valor de conectividad de un parche determinado, \bar{X} es el promedio de los índices de conectividad obtenidos y S el desvío estándar. Las variables relativas al uso de suelo fueron obtenidas del sitio web del proyecto MapBiomass Pampa Initiative (Baeza et al., 2022). Se descargó una imagen satelital que fue procesada en QGIS 3.30.3 para generar capas de cobertura (árboles, pastizal y agricultura/pastura) para obtener los porcentajes de cada uno de estos tipos de uso de suelo en cada relicto de pastizal. Además, se utilizó un índice de rugosidad como estimador de la complejidad del terreno y la cobertura de rocas (Riley et al., 1999). Para esto, se solapó un *raster* descargado del proyecto ENVIREM (Title & Bemmels, 2018) en los sitios de estudio y luego se calculó la media del índice de rugosidad para cada sitio.

Diversidad α

Para describir cada relicto de pastizal se calcularon la riqueza específica y abundancia relativa (proporción de individuos de una especie respecto a la totalidad de individuos del ensamble). Para obtener la riqueza específica, por cuestiones prácticas se utilizó el conteo de especies por relicto de pastizal. Este método es considerado adecuado en pequeños hábitats, comunidades de mamíferos y ensambles de reptiles y peces de zonas templadas (Krebs, 1989). Con el objetivo de estimar el tamaño poblacional de las especies mediante captura-marcado-recaptura (CMR), los individuos visualizados en el campo fueron marcados con las siguientes metodologías considerando las restricciones debido al peso y longitud corporal individual (Crump y Scott, 1994; Lobos et al., 2013): a) Nanochip del tipo PIT *tag* (del inglés *passive integrated transponder*) cuando el nanochip no superó el 2-3 % del peso del animal; b) cauterización de escama, si el nanochip representó más del 3% de su peso. Desafortunadamente no se pudieron obtener recapturas en cantidad suficiente para poder realizar un análisis de CMR. Sin embargo, este marcado permitió obtener la abundancia relativa de las especies. Esto último es destacable ya que, de otro modo, para evitar la sobrestimación debido al conteo de un mismo individuo en más de una vez, tendrían que haberse colectado la totalidad de los especímenes encontrados.

Para obtener el tamaño mínimo de la muestra para el monitoreo de la riqueza de especies, se realizaron curvas de acumulación de especies basadas en muestras utilizando la función *specaccum* en el paquete *vegan* del entorno R (Oksanen et al., 2024; R Core Team, 2024). Con el fin de caracterizar la

diversidad alfa de cada relicto, se calcularon una serie de índices de diversidad en el *software* PAST 3.04. Se calculó el índice de Dominancia de Simpson como:

$$D = \sum p_i^2$$

donde p_i es la cantidad de individuos de una especie en relación al total de los individuos del ensamble de reptiles. Este índice va desde 0 (todos los taxa están igualmente presentes) a 1 (un taxón domina la comunidad en su totalidad).

Se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener como medida de heterogeneidad:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

es uno de los índices más conocidos y fáciles de utilizar para medir la heterogeneidad de una comunidad. Sin embargo, este índice debería usarse solamente en muestras aleatorias de comunidades en las cuales se conoce el número total de especies. Es un índice sensible a la abundancia de las especies raras, lo que se conoce como índice de heterogeneidad de tipo I (Krebs, 1989). Posteriormente se calculó el índice de equidad de Pielou:

$$J' = H' / \log_2 S$$

donde H' es el índice de diversidad de Shannon-Wiener. Este índice mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, siendo su valor igual a 1 cuando todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988; Moreno, 2001).

Uno de los problemas que se menciona a menudo en la bibliografía respecto al índice de Shannon-Wiener es el tipo de unidad que tiene, que es una medida de la entropía del sistema, por lo que se dificulta su interpretación y comparación (Krebs, 1989; Moreno, 2001). En este sentido se recomienda utilizar medidas cuyas unidades sean número de especies (Hill, 1973), por lo que se calcularon números de Hill para cada uno de los relictos (N_0 = riqueza de especies; N_1 = número de especies igualmente abundantes (exponencial (H')), N_2 = número de especies muy abundantes ($1/D$)). Esta serie de números mide el número efectivo de especies en una muestra, que es una medida del número de especies en la muestra donde cada especie es ponderada por su abundancia (Moreno, 2001). A medida que aumenta el número de especies se da menos peso a las especies raras y se obtienen valores más bajos para N_1 y N_2 (Hill, 1973).

Con el objetivo de estimar la disimilitud entre los distintos sitios, se realizó un análisis de porcentaje de similitud (del inglés, SIMPER) en el *software* PAST 3.04. Este tipo de análisis informa además cuales son las especies que aportan la disimilitud (Clarke, 1993). A estas disimilitudes se les aplicó el test no paramétrico ANOSIM. Este test evalúa diferencias significativas entre dos o más grupos mediante una medida de distancia (Clarke, 1993). El estadístico del test es calculado como:

$$R = (r_b - r_w) / (N(N-1) / 4)$$

donde r_b es el rango promedio de todas las distancias entre grupos y r_w es el rango promedio de todas las distancias dentro de grupos. Mayores valores de R (positivos y hasta 1) indican disimilitud entre grupos. Además, con el objetivo de obtener los patrones de distribución de abundancia en los distintos sitios se graficaron curvas de rango-abundancia (Urbina-Cardona et al., 2006). Para esto, se ordenaron las especies en base a su abundancia relativa en cada sitio, luego se le aplicó el logaritmo en base 10 a la fórmula n_i/N , donde n_i el número relativo de individuos y N el número total del sitio.

Asociación entre características espaciales y ambientales de los relictos de pastizal

Se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) para entender de qué manera las características espaciales y ambientales de los remanentes de pastizales se asocian a la presencia de determinadas especies de reptiles. El CCA trabaja con dos matrices de datos una matriz de sitios por especies y una matriz de sitios por covariables ambientales (Legendre y Legendre, 1998). La primera matriz incluyó las especies (con sus abundancias) de cada uno de los siete sitios seleccionados. La segunda matriz incluyó la serie de características espaciales y ambientales previamente estimadas. El análisis se llevó a cabo en el software PAST 3.04.

RESULTADOS

Diversidad α

Se obtuvieron 628 registros de reptiles en el campo pertenecientes a 20 especies, siendo las serpientes las que aportaron mayor número de individuos. De estos registros, la especie más abundante fue *Amphisbaena kingii* (N=160) representando el 25.5% de los individuos encontrados, seguida por *Epictia munoai* (N=146), que constituye el 23.2% y *Liolaemus tandiliensis* (N=92) que es el 14.6% (Fig. 3.1). Las siguientes especies representaron menos del 1%, (N<6 en cada especie): *Amphisbaena angustifrons*, *Liolaemus absconditus*, *Lygophis anomalus*, *Ophiodes vertebralis*, *Tachymenis ocellata* y *Xenodon dorbignyi*.

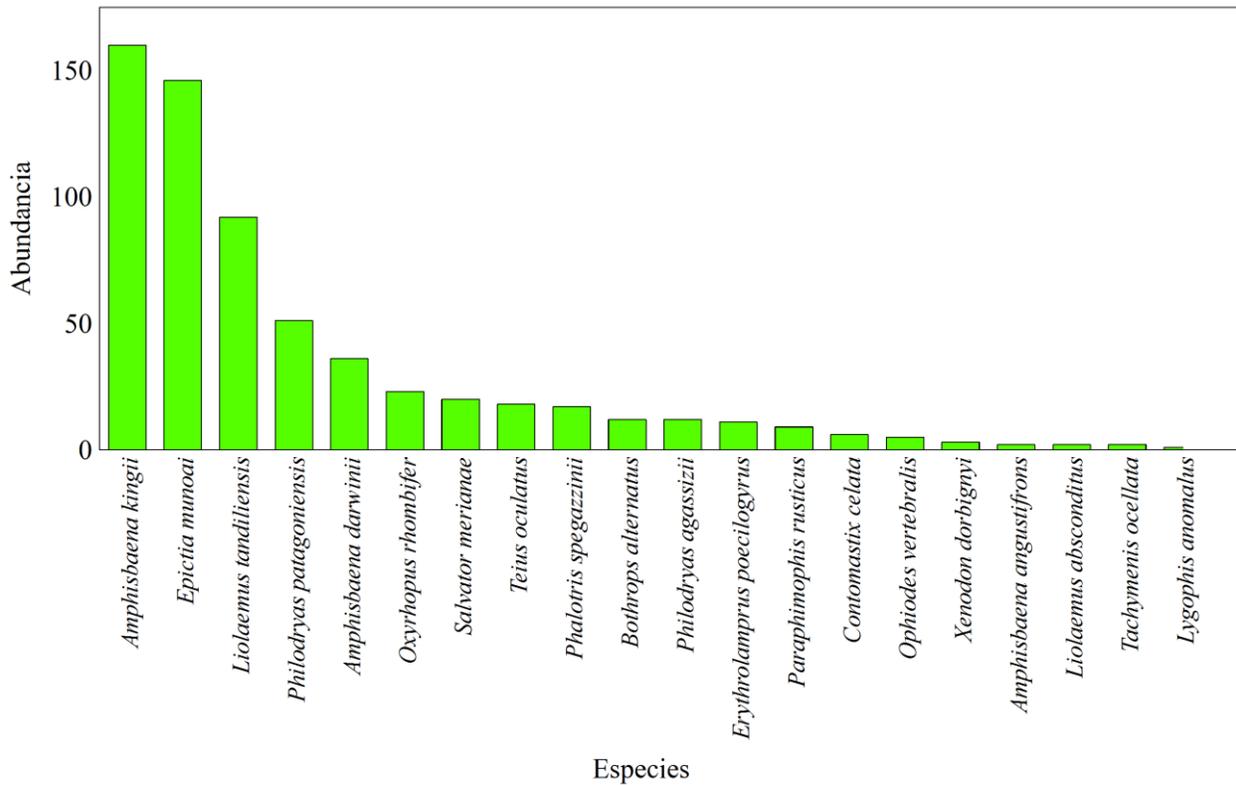


Figura 3.1. Abundancia de las especies de reptiles de las sierras de Tandilia.

Las curvas de acumulación de especies en función del número de visitas (Fig. 3.2) mostraron los siguientes sitios formando una asíntota: Estancia las Mercedes (I y II); Cerro las Ánimas y Sierra del Tigre. El resto de sitios no alcanzó la asíntota con los números de visitas realizadas. Al comparar a los distintos sitios en la línea de corte de 10 muestras se ve como Las Mercedes I tiene el mayor número de especies, seguido por Las Mercedes II, Boca de la Sierra, Cerro las Ánimas, Sierra del Tigre, Paititi y finalmente Trébol de 4 Hojas.

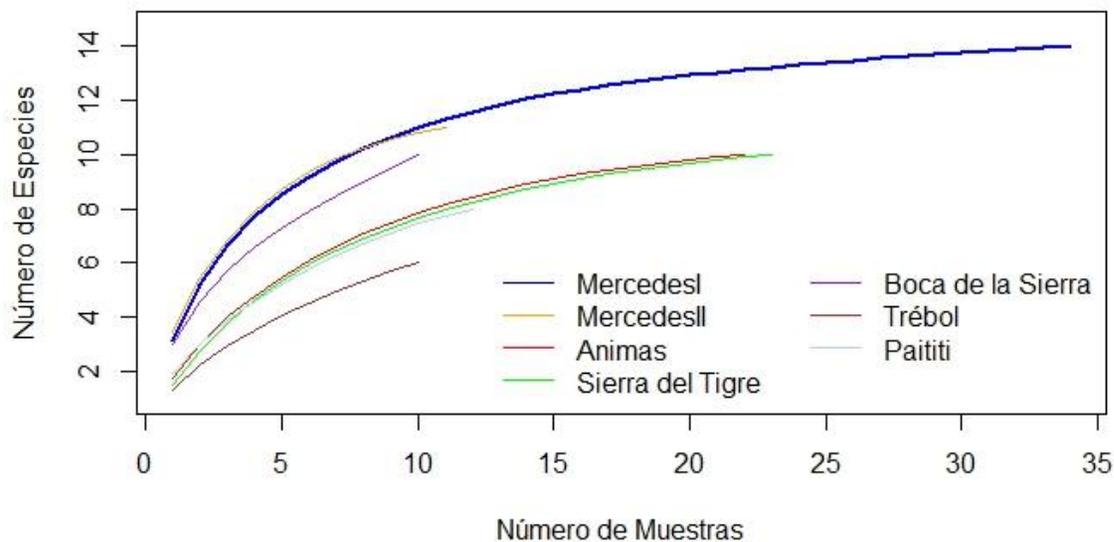


Figura 3.2. Curvas de acumulación de especies de reptiles en función del número de muestras para siete sitios en el Sistema de Tandilia.

De todos los sitios muestreados, Las Mercedes I fue el que tuvo mayor abundancia de reptiles, además cuenta con el 70% de la riqueza específica total hallada en campo (14 de 20 especies), seguida por Las Mercedes II, con un 55% de la riqueza (11 de 20 especies; Tabla 3.1). Los índices de diversidad alfa indican que los sitios Trébol de 4 hojas y Las Mercedes I se encuentran en dos extremos, presentando el primero menor uniformidad y diversidad, y el segundo es más diverso y uniforme. De igual manera sucede con los números de Hill que describen alrededor de 2 especies muy abundantes para Trébol de 4 Hojas y 6 para Las Mercedes I.

Del análisis SIMPER se obtuvieron las principales especies que contribuyeron a la disimilitud entre sitios son: *Amphisbaena darwinii*, *Amphisbaena kingii*, *Epictia munoai*, *Liolaemus tandiliensis*, *Paraphimophis rusticus*, *Philodryas patagoniensis*, *Salvator merianae* y *Teius oculatus*. El análisis ANOSIM dio como resultado diferencias significativas entre 14 pares de sitios (Tabla 3.2). El sitio Trébol de 4 hojas tuvo diferencias significativas con todos los otros sitios, mientras que Las Mercedes I presenta diferencias significativas respecto a todos los sitios, excepto Las Mercedes II. El sitio Sierra del Tigre presentó disimilitud respecto a Las Mercedes I y Trébol de 4 Hojas. Cerro las Ánimas presentó disimilitud significativa con todos los sitios excepto Las Mercedes II y Sierra del Tigre.

Tabla 3.1. Diversidad alfa de los reptiles que habitan los relictos de pastizal de Tandilia.

	Sierra del Tigre	Cerro las Ánimas	Ea. Las Mercedes I	Ea. Las Mercedes II	Boca de la Sierra	Trébol de 4 Hojas	Paititi
Riqueza específica	10	10	14	11	10	6	8
Abundancia relativa	62	63	199	114	89	37	64
Dominancia de Simpson	0,2	0,3	0,2	0,2	0,3	0,6	0,4
Shannon-Wiener	1,8	1,7	2,1	1,7	1,4	1,0	1,3
Equitabilidad de Pielou	0,8	0,7	0,8	0,7	0,6	0,5	0,6
N0	10	10	14	11	10	6	8
N1	6,1	5,6	8,1	5,6	4,1	2,6	3,6
N2	4,1	3,7	6,3	4,0	2,9	1,8	2,5

En las curvas de rango abundancia, *Amphisbaena kingii* fue dominante en tres sitios (Sierra del Tigre, Cerro las Ánimas, Las Mercedes I), mientras que *Liolaemus tandiliensis* dominó en las reservas Boca de la Sierra y Paititi. *Epictia munoai* se encontró en mayor abundancia en Estancia Las Mercedes II y Trébol de 4 Hojas (Fig. 3.3). *Philodryas patagoniensis* fue la serpiente dominante en Cerro las Ánimas y Sierra del Tigre. En Boca de la Sierra las anfisbenas se encontraron entre los reptiles menos abundantes. *Amphisbaena darwinii* fue encontrada solamente en tres sitios: Mercedes (I y II) y Trébol de 4 Hojas, estando en mayor abundancia que *Amphisbaena kingii* en este último sitio. En las Mercedes I y II el único saurio de pequeño porte fue *Ophiodes vertebralis* e incluso fue poco abundantes. La culebra *Tachymenis ocellata*, además, apareció exclusivamente en estos dos sitios de Las Mercedes, y en muy baja frecuencia. En Boca de la Sierra, Paititi y Sierra del Tigre la lagartija dominante fue *Liolaemus tandiliensis*, mientras que en Cerro las Ánimas *Teius oculatus* fue mucho más abundante. *Salvator merianae* fue uno de los reptiles más abundantes en el sitio Trébol de 4 Hojas.

Tabla 3.2. Disimilitud de diversidad de reptiles entre los relictos de pastizal de Tandilia. Por encima de la diagonal se indica las especies que contribuyen a la disimilitud (con su respectivo color) entre pares de sitios con un valor acumulado >70%; por debajo de la diagonal se indica el estadístico R de disimilitud y el valor de p. En negro se indican aquellas especies que aportan disimilitud pero que no presentan diferencias significativas.

Sitios	Sierra del Tigre	Cerro las Ánimas	Las Mercedes I	Las Mercedes II	Boca de la Sierra	Trébol de 4 hojas	Reserva Paititi
Sierra del Tigre		<i>A. kingii</i> <i>T. oculus</i> <i>P. patagoniensis</i> <i>L. tandiliensis</i> 77,11%	<i>A. kingii</i> <i>P. patagoniensis</i> <i>E. munoai</i> <i>A. darwinii</i> <i>L. tandiliensis</i> 72,81%	<i>A. kingii</i> <i>E. munoai</i> <i>P. rusticus</i> <i>P. patagoniensis</i> <i>A. darwinii</i> 72,33%	<i>L. tandiliensis</i> <i>E. munoai</i> <i>A. kingii</i> 70,59%	<i>E. munoai</i> <i>A. kingii</i> <i>L. tandiliensis</i> <i>S. merianae</i> 75,4%	<i>L. tandiliensis</i> <i>A. kingii</i> <i>P. patagoniensis</i> 75,21%
Cerro las Ánimas	R= 0,006 p= 0,338		<i>A. kingii</i> <i>P. patagoniensis</i> <i>E. munoai</i> <i>A. darwinii</i> <i>T. oculus</i> 74,46%	<i>A. kingii</i> <i>E. munoai</i> <i>P. rusticus</i> <i>T. oculus</i> <i>A. darwinii</i> 72%	<i>L. tandiliensis</i> <i>E. munoai</i> <i>A. kingii</i> 70,78%	<i>E. munoai</i> <i>A. kingii</i> <i>T. oculus</i> <i>S. merianae</i> 77,71%	<i>L. tandiliensis</i> <i>A. kingii</i> <i>T. oculus</i> 75,45%
Las Mercedes I	R= 0,195 p< 0,05	R= 0,198 p< 0,05		<i>A. kingii</i> <i>E. munoai</i> <i>A. darwinii</i> <i>P. patagoniensis</i> 71,72%	<i>L. tandiliensis</i> <i>E. munoai</i> <i>A. kingii</i> <i>P. patagoniensis</i> <i>S. merianae</i> 75,62%	<i>E. munoai</i> <i>A. darwinii</i> <i>P. patagoniensis</i> <i>A. kingii</i> 72,83%	<i>L. tandiliensis</i> <i>A. kingii</i> <i>E. munoai</i> <i>P. patagoniensis</i> <i>A. darwinii</i> 78,82%
Las Mercedes II	R= 0,009 p= 0,368	R= 0,038 p= 0,237	R= 0,049 p= 0,252		<i>L. tandiliensis</i> <i>E. munoai</i> <i>A. kingii</i> <i>S. merianae</i> 73,75%	<i>E. munoai</i> <i>A. kingii</i> <i>A. darwinii</i> <i>P. rusticus</i> 75,49%	<i>L. tandiliensis</i> <i>A. kingii</i> <i>E. munoai</i> 70,4%
Boca de la Sierra	R= 0,094 p= 0,064	R= 0,378 p< 0,05	R= 0,407 p< 0,05	R= 0,525 p< 0,05		<i>L. tandiliensis</i> <i>E. munoai</i> 72,77%	<i>L. tandiliensis</i> <i>E. munoai</i> <i>A. kingii</i> 71,64%
Trébol 4 hojas	R= 0,123 p< 0,05	R= 0,308 p< 0,05	R= 0,194 p< 0,05	R= 0,202 p< 0,05	R= 0,252 p< 0,05		<i>L. tandiliensis</i> <i>E. munoai</i> <i>A. kingii</i> 78,99%
Reserva Paititi	R= 0,078 p= 0,071	R= 0,280 p< 0,05	R= 0,463 p< 0,05	R= 0,432 p< 0,05	R= 0,099 p= 0,053	R= 0,479 p< 0,05	

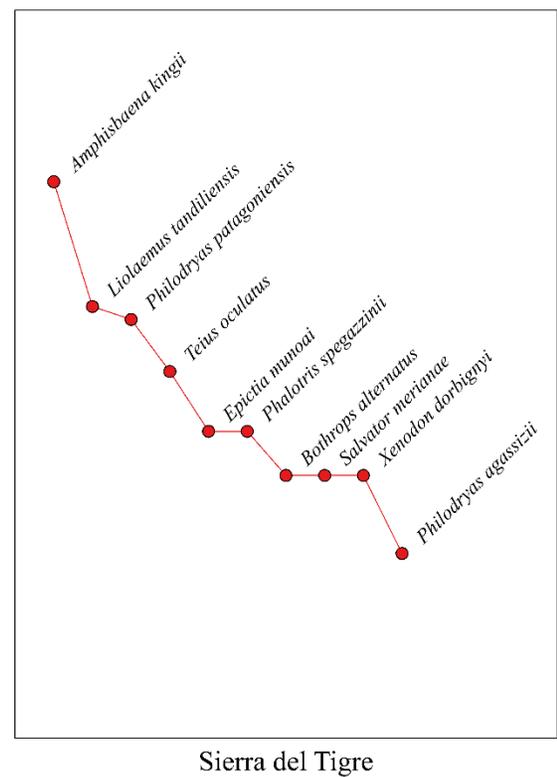
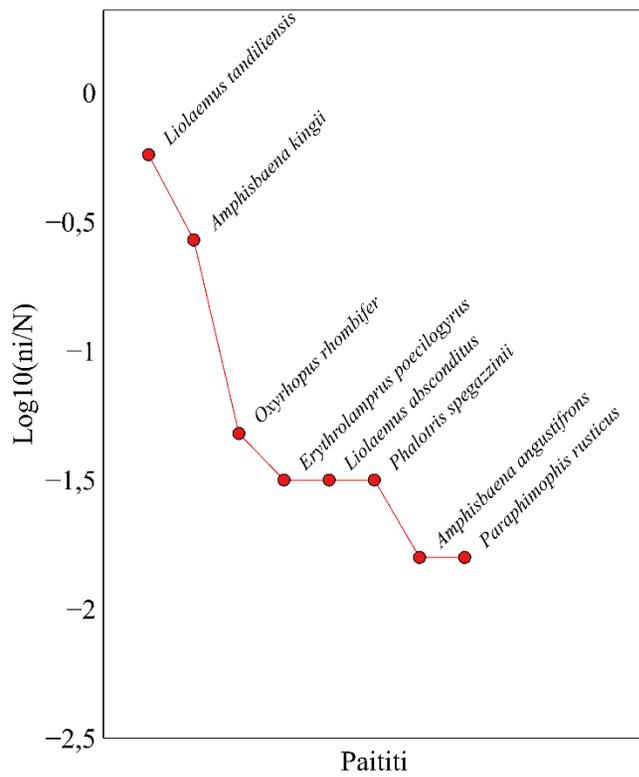
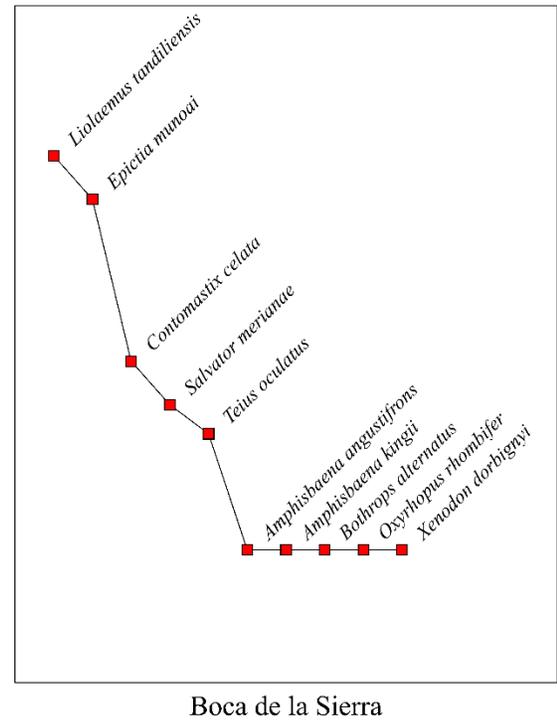
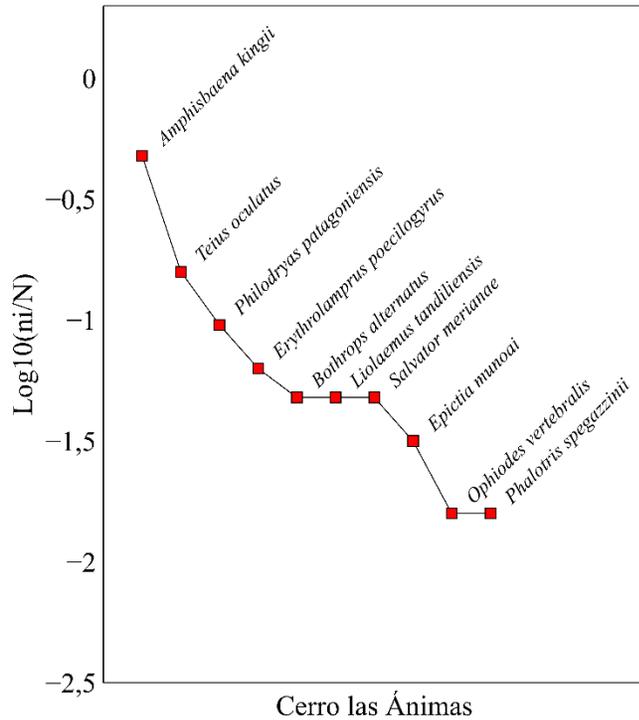


Figura 3.3. Rango-abundancia de las especies de reptiles de Tandilia por sitio.

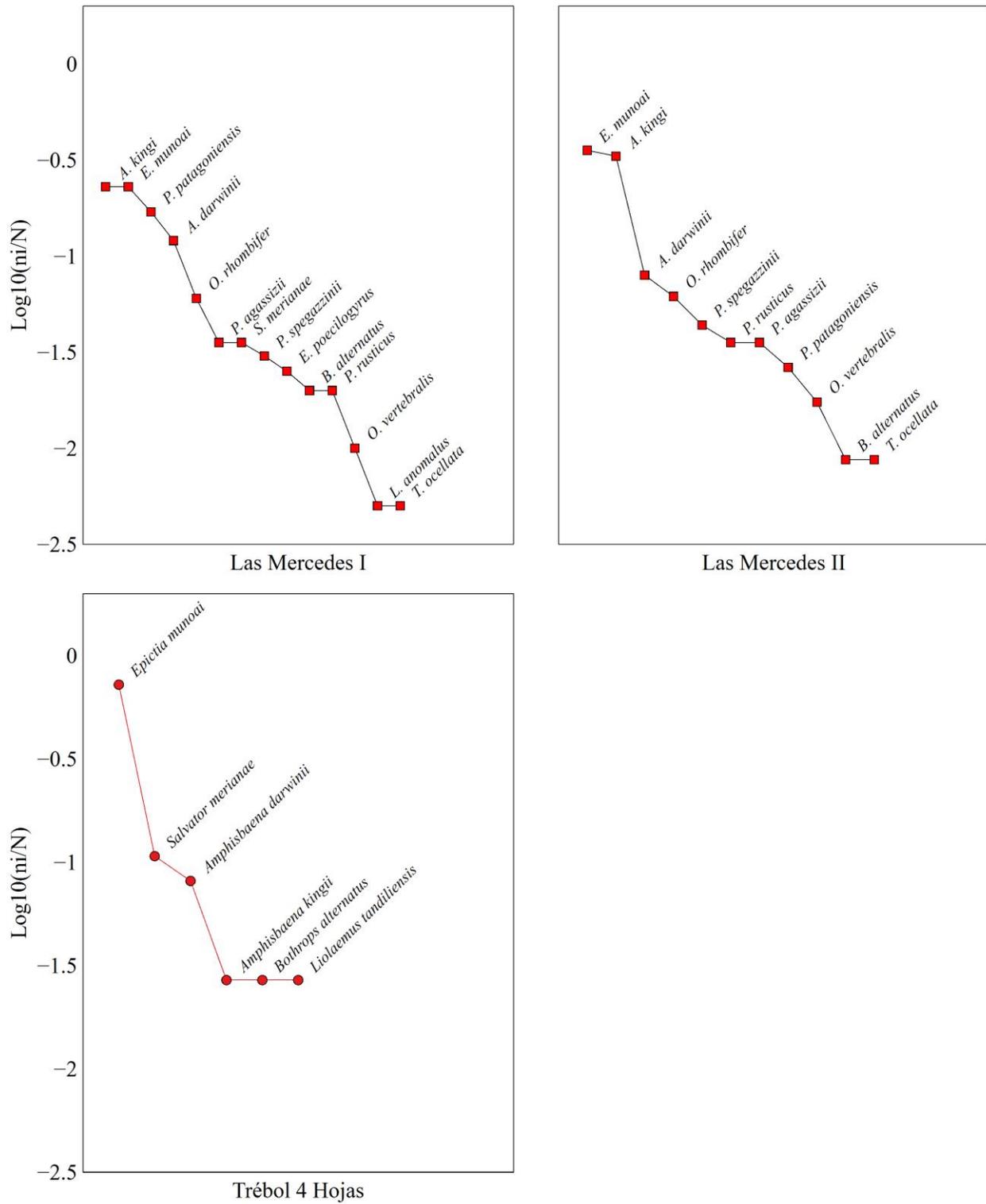


Figura 3.3. Rango-abundancia de las especies de reptiles de Tandilia por sitio (continuado).

Características espaciales y ambientales de los relictos de pastizal

El CCA dio como resultado asociación entre *Amphisbaena angustifrons*, *Contomastix celata*, *Liolaemus absconditus*, *Liolaemus tandiliensis* y los sitios Boca de la Sierra y Paititi (Fig. 3.4). *Amphisbaena kingii* se vio más asociada a Cerro las Ánimas. *Erythrolamprus poecilogyrus* y *Teius ocellatus* se vieron mucho más asociados a Cerro las Ánimas y Sierra del Tigre. *Oxyrhopus rhombifer*, *Paraphimophis rusticus* y *Philodryas agassizii* se encontraron más asociadas a Las Mercedes I y II. Por otro lado, *Bothrops alternatus* se encontró más asociada a Mercedes I y Cerro las Ánimas. *Tachymenis ocellata* se encuentra únicamente en Mercedes I y II. La mayor diversidad de serpientes estuvo asociada a los sitios Mercedes I y II, mientras que el caso contrario ocurrió con Boca de la Sierra y Paititi, donde predominaron las lagartijas de las especies *Liolaemus absconditus*, *Liolaemus tandiliensis* y *Contomastix celata*. Por otro lado, estos dos sitios son caracterizados por poseer mayores índices de forma, porcentaje de árboles y suelo destinado a agricultura, así como mayor área y menor conectividad. Caso contrario es el de Las Mercedes (I y II), que poseen mayor índice de conectividad y porcentaje de pastizales, mientras que poseen áreas menores, menor rugosidad y forma. Trébol de 4 Hojas es un sitio con buena cobertura de pastizal en un área pequeña, con baja rugosidad del terreno y conectividad media.

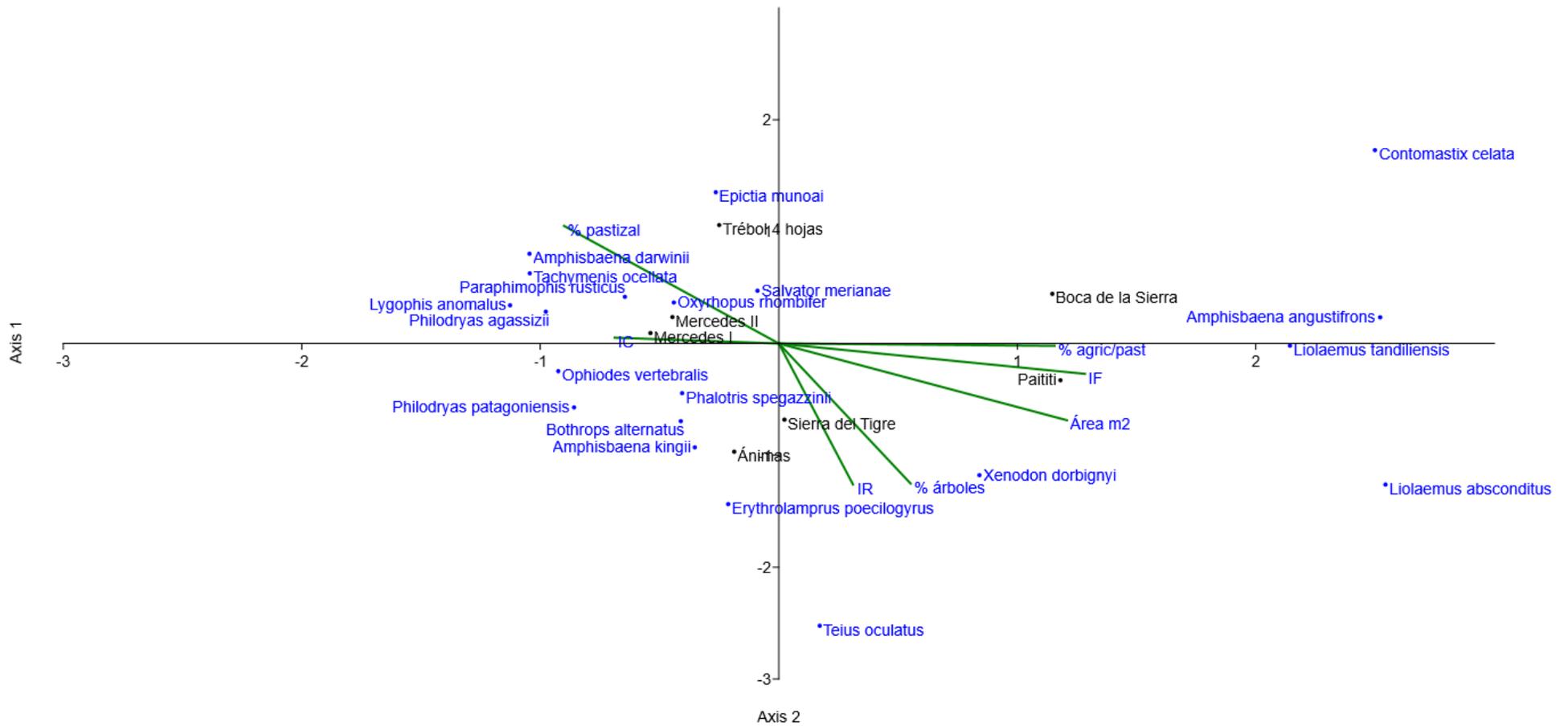


Figura 3.4. Análisis de Correspondencia Canónica mostrando la asociación entre sitios (etiqueta negra), especies de reptiles (etiqueta azul) y variables (líneas verdes) para el Sistema de Tandilia. IC: Índice de conectividad; IF: Índice de forma; IR: Índice de rugosidad.

DISCUSIÓN

El ensamble de reptiles del sistema serrano presenta una clara predominancia de unas pocas especies muy abundantes por sobre varias especies poco abundantes. Esto concuerda con la teoría ecológica de la serie logarítmica (Fisher et al., 1943; Krebs, 1989) y otros trabajos con serpientes, como el de Di Pietro (2016) en las sierras de Ventania, donde solo cinco de 15 especies resultaron ser muy abundantes (*Bothrops alternatus*, *Epictia australis*, *Erythrolamprus poecilogyrus*, *Lygophis elegantissimus* y *Philodryas patagoniensis*). De los Amphisbaenidae, *Amphisbaena kingii* fue la más abundante, tal como cita Vega y Bellagamba (1990). Cabe destacar que, aunque *Amphisbaena darwinii*, es menos abundante que *Amphisbaena kingii*, igual es encontrada con bastante frecuencia. Entre los Liolaemidae, *Liolaemus tandiliensis* fue la especie más abundante, mientras que *Liolaemus absconditus* fue hallada en pocas ocasiones, en concordancia con lo reportado por Vega y Bellagamba (1990). *Epictia munoai* es otra de las especies más abundantes, coincidiendo con Vega y Bellagamba (1990). Sin embargo, estos resultados no coincidieron con los reportados para las Sierras de Ventania, donde *Epictia australis* es una de las serpientes más abundantes y *Epictia munoai* se encuentra en baja frecuencia (Di Pietro, 2016; Di Pietro et al., 2018). A diferencia de lo reportado por Vega y Bellagamba (1990), *Philodryas patagoniensis* es muy frecuente en la zona. De igual forma, *Oxyrhopus rhombifer*, *Phalotris spegazzinii* y *Philodryas agassizii* son serpientes que no resultan raras en la zona y contrasta con lo observado por Vega y Bellagamba (1990) y Di Pietro (2016). En este último trabajo, se cita a *Bothrops alternatus* y *Erythrolamprus poecilogyrus* como dos de las especies de serpientes más abundantes en Ventania, caso contrario a lo obtenido en esta tesis.

Al realizar la curva de acumulación de especies se obtuvo que los sitios Boca de la Sierra, Paititi y Trébol 4 Hojas no muestran una asíntota, lo que sugiere que aún quedan más especies por registrar en dichos sitios. Se necesita realizar más muestreos en estos sitios para confirmar la presencia de mayor número de especies.

Por otro lado, al analizar los patrones de diversidad en los distintos sitios Las Mercedes I y II son los más diversos, con mayor riqueza específica (14 y 11 respectivamente) y abundancia (199 y 114 respectivamente). El sitio con mayor diversidad, menor dominancia y más equitativo fue Las Mercedes I, seguido por Las Mercedes II, Sierra del Tigre, Cerro las Ánimas, Boca de la Sierra y Paititi. Los números de Hill presentan situaciones similares, donde se ven alrededor de seis especies muy abundantes en Las Mercedes I, cuatro especies para Las Mercedes II, Sierra del Tigre y Cerro las Ánimas, mientras que hay tres en Boca de la Sierra, aproximadamente dos en Paititi y dos en Trébol de 4 Hojas.

Las especies que más contribuyeron a la diferencia entre sitios fueron *Amphisbaena darwinii*, *Amphisbaena kingii*, *Epictia munoai*, *Liolaemus tandiliensis*, *Paraphimophis rusticus*, *Philodryas*

patagoniensis, *Salvator merianae* y *Teius oculatus*. El sitio Trébol de 4 Hojas resultó el único que se diferenció de todos. Este relicto estuvo caracterizado por pocas especies muy dominantes (*Epicteia munoai* y *Salvator merianae*), mientras que hubo otras especies acompañantes en baja frecuencia. Si bien estas especies se encontraron en otros sitios, en este en particular fueron muy dominantes. Este sitio fue uno de los que mostró mayor porcentaje de cobertura de pastizal, mínimo de agricultura y nula cantidad de árboles, aunque tiene menor conectividad e índice de rugosidad. Las especies presentes en este sitio parecen especies más bien generalistas, presentes en todos los otros sitios y que no requieren condiciones ambientales muy específicas.

Las Mercedes I y II, son dos sitios muy cercanos, que presentan muchas especies en común, con excepción de *Lygophis anomalus* y *Salvator merianae* que fueron halladas en alguna ocasión en Las Mercedes I. Estos sitios se diferenciaron con la mayoría de sitios por la ausencia de lagartijas, y por la alta proporción de anfibios y culebras con respecto a Trébol de 4 hojas. Además, poseen una gran diversidad de serpientes (>70% de las especies de Tandilia), destacándose además la presencia exclusiva de *Tachymenis ocellata*. Estos sitios están caracterizados por una alta conectividad, bajo índice de forma, es decir, con el mínimo efecto borde, y la mayor cobertura de pastizal. Esto puede estar explicando de alguna forma la alta proporción de especies de serpientes de pastizal, mientras que su bajo índice de rugosidad, debido a las bajas elevaciones y poca cantidad de roca explicarían la presencia nula de lagartijas no serpentiformes.

Cerro las Ánimas no presenta diferencias respecto a Sierra del Tigre. En ambos sitios hay lagartijas de las especies *Liolaemus tandiliensis* y *Teius oculatus*. Sin embargo, se diferencian de Boca de la Sierra y Paititi debido a la elevada cantidad de *Liolaemus tandiliensis* en estos últimos sitios. Estos sitios poseen una menor diversidad de serpientes, lo que puede deberse a la menor cobertura de pastizal, al mayor efecto borde y la menor conectividad. Esto sugiere que podría haber menor depredación de serpientes sobre las *Liolaemus tandiliensis* en Boca de la Sierra y Paititi, lo que podría explicar su alta frecuencia, al menos en parte. Futuros estudios sobre la dieta de las serpientes más abundantes en estos relictos de pastizal con una mayor diversidad abundancia de lagartijas podrían corroborar estas observaciones. Otra alternativa es el elevado índice de rugosidad de estos sitios. Por otro lado, Sierra del Tigre posee mayor efecto borde respecto a Cerro las Ánimas, situando este sitio en una posición intermedia, con una menor proporción de serpientes y con una mayor proporción de *Liolaemus tandiliensis* respecto a Cerro las Ánimas.

En conclusión, los sitios Las Mercedes I y II, si bien presentan menor área, tienen mayor conectividad y cobertura de pastizal, y menor efecto borde lo que les permitiría sostener una mayor

diversidad. Por otro lado, los sitios Boca de la Sierra, Cerro las Ánimas, Paititi y Sierra del Tigre presentan grandes áreas que, en términos de la teoría biogeográfica de islas (MacArthur y Wilson, 1967), favorece la presencia de un mayor número de especies. Sin embargo, tienen mayor efecto borde y menor conectividad, sumado a mayores proporciones de áreas arboladas y con presencia de áreas agrícolas, lo que disminuiría su diversidad. No obstante, cabe destacar que estos sitios poseen mayores índices de rugosidad, es decir, más sitios de refugio y rocas, lo que explicaría la mayor dominancia de lagartijas. El sitio Trébol de 4 hojas, si bien tiene un alto porcentaje de pastizales, presenta una de las más pequeñas áreas, baja conectividad y el menor índice de rugosidad, lo que disminuye considerablemente la diversidad. Por consiguiente, si bien se destaca a Las Mercedes I y II, como relictos con alta diversidad de reptiles (especialmente serpientes), debe considerarse también la relevancia de aquellos sitios que poseen especies amenazadas y endemismos. En este sentido Las Mercedes I y II cuentan con la presencia de *Philodryas agassizii* y *Tachymenis ocellata*, categorizadas como Amenazada y Vulnerable según la AHA, respectivamente (Giraud et al., 2012). Por otro lado, Boca de la Sierra y Paititi cuentan con especies endémicas, *Contomastix celata* (endemismo parcial), *Liolaemus tandiliensis* (Amenazada) y *Liolaemus absconditus*. Además, *Amphisbaena angustifrons*, si bien no es endémica ni amenazada, fue encontrada solamente en estos dos sitios. Tomando en cuenta estas consideraciones, los sitios Boca de la Sierra, Las Mercedes (I y II) y Paititi serían de alta prioridad al momento de realizar acciones orientadas en la conservación de los reptiles de Tandilia (Di Pietro et al., 2023). Es importante señalar que la Estancia Las Mercedes es una estancia, y que hasta la fecha no cuenta con ninguna protección a nivel de Área Natural Protegida, en comparación con Boca de la Sierra y Paititi, por lo que una de las primeras medidas de conservación a implementar sería la de gestionar algún mecanismo para su protección legal (Kacoliris et al., 2016; Piñeiro et al., 2021; Di Pietro et al., 2023). En el caso de las reservas Boca de la Sierra y Paititi, dado que poseen mayor cobertura de arboledas, debe considerarse la restauración de hábitat para poder recuperar los pastizales nativos (Kacoliris et al., 2016).

CUATRO

HÁBITAT Y USO DE MICROHÁBITAT

RESUMEN: La partición de recursos (tales como microhábitat, dieta y tiempo de actividad) entre especies permite la coexistencia al reducir la competencia. Conocer el uso de microhábitat es fundamental para la comprensión de la ecología espacial de las especies, especialmente en reptiles, donde influye en el comportamiento termorregulatorio, actividad de forrajeo y estrategias de escape. La degradación y fragmentación del hábitat son las principales amenazas para los reptiles, por lo que entender su uso de microhábitat es crucial para evaluar el impacto humano y planificar acciones de conservación. Las lagartijas han sido estudiadas como modelos para comprender las consecuencias del uso de hábitat y microhábitat en su ecología. La estructura de la vegetación y la superficie de roquedales son factores importantes para el uso de microhábitat en lagartijas y serpientes, ofreciendo refugio, termorregulación y sitios con alta disponibilidad de presas. Sin embargo, la información sobre el uso de microhábitat en serpientes es limitada en comparación con lagartijas. Este capítulo aborda el uso de hábitat y microhábitat de los reptiles en la región de Tandilia. Se utilizó la misma metodología descrita en el capítulo dos para obtener datos, considerando solo especímenes registrados en el campo (N=709) debido a la falta de especificaciones sobre la utilización del hábitat en otras fuentes de datos. Se determinó el tipo de hábitat y microhábitat para cada individuo registrado en el campo. Los principales hábitats naturales en el sistema serrano de Tandilia son pastizales, roquedales y cuerpos de agua. Se calcularon los índices de diversidad, equitatividad, y solapamiento de microhábitat para las especies registradas con $N \geq 10$. Las anfisbenas y serpientes se hallaron principalmente en hábitat de pastizal, mientras que las lagartijas y lagartos fueron encontrados principalmente en roquedales. En cuanto al uso de microhábitat, las anfisbenas fueron halladas mayormente bajo rocas en pastizales. *Liolaemus tandiliensis* fue hallada casi exclusivamente sobre rocas, mientras que *Salvator merianae* y *Teius oculatus* presentaron mayor diversidad en el uso de microhábitat. Las serpientes, en su mayoría, se encontraron bajo rocas, aunque algunas especies también fueron encontradas en algún otro tipo de microhábitat. En términos de diversidad de microhábitats, *Bothrops alternatus*, *Salvator merianae* y *Teius oculatus* mostraron la mayor diversidad, aunque con cierta tendencia a utilizar más los pastizales densos o arbustivos. Los reptiles de Tandilia no fueron encontrados

en cuerpos de agua, probablemente debido a una sequía prolongada durante el periodo de muestreo. La gran cantidad de serpientes halladas bajo rocas probablemente se deba a que las utilizan como refugios, excepto *Epictia munoai* y *Phalotris spegazzinii* que son fosoriales o semifosoriales. La partición de microhábitat se evidenció principalmente entre las especies de lagartijas y lagartos, mientras que las anfibenas y la mayoría de especies de serpientes compartieron el microhábitat, exceptuando *Bothrops alternatus*, por lo que han de tener que particionar otra dimensión del nicho.

INTRODUCCIÓN

En el estudio ecológico de las especies, se ha señalado al tiempo de actividad, dieta y hábitat como los tres factores principales del nicho ecológico (Pianka, 1973). La partición de recursos separa los nichos, reducen la competencia, y permite la coexistencia de las especies en simpatria (Hutchinson, 1957; Schoener 1974). Este tema ha sido abordado en diferentes especies de reptiles en relación a sus nichos espaciales, temporales y tróficos, donde se señala que las especies pueden coexistir utilizando diferencialmente algún tipo de recurso (Pianka 1973; Vitt y Zani, 1996; Medina-Rangel y Cárdenas-Árevalo, 2015; Di Pietro et al., 2020b).

El hábitat puede ser definido de muchas formas, por ejemplo, Mushinsky y McCoy (2016) lo definen como los requerimientos y restricciones ambientales que dan forma a la distribución y tamaño de las poblaciones. Otras definiciones son el tipo de lugar donde un animal vive, o un conjunto de características ambientales específicas que, en los animales terrestres, pueden ser una comunidad de plantas, el tipo de cobertura o la asociación vegetal (Garshelis, 2008). El microhábitat es definido a una escala más fina como el paisaje relevante para un individuo, que generalmente está asociada con sus sitios de alimentación, posaderos o refugio (Pianka, 1986).

Conocer el uso de hábitat y microhábitat es clave para comprender la ecología espacial de las especies (Garshelis, 2008). La selección del hábitat influye en los procesos fisiológicos, la dinámica poblacional y procesos a nivel de comunidad (Holt, 1987; Morris, 1988; Huey, 1991). Debido a que los reptiles son ectotermos, su ecología y fisiología están íntimamente ligadas, influyendo sobre sus ciclos de vida (Dunham et al., 1989). Además, debido a que factores abióticos tales como humedad y temperatura varían entre tipos de microhábitats, estos pueden tener influencia sobre el comportamiento termorregulatorio, actividad de forrajeo y estrategia de escape de los reptiles (Waldschmidt y Tracy, 1983; Hatano et al., 2001; Smith y Ballinger, 2001). Además, como se mencionó en otros capítulos, la principal amenaza que enfrentan los reptiles en la actualidad es la degradación y fragmentación del hábitat. Por lo tanto, es necesario comprender el rol del uso de microhábitat por parte de los reptiles para evaluar el potencial impacto de los cambios ambientales antrópicos y las posibles acciones de manejo y conservación para mitigarlos (Smith y Ballinger, 2001).

Las lagartijas han sido muy estudiadas en cuanto al uso de microhábitat (Heatwole, 1977; Smith y Ballinger, 2001). Debido a esto, han sido señaladas como un grupo modelo para el estudio de las consecuencias del uso de hábitat y microhábitat sobre su ecología (Smith y Ballinger, 2001). En estudios disponibles acerca del uso de microhábitat de lagartijas, se indica que la estructura de la vegetación es uno de los principales factores a considerar (Kacoliris et al., 2009). Esto se debe a que la vegetación provee

sitios de termorregulación, disponibilidad de presas y refugio ante depredadores. Por otro lado, los afloramientos rocosos y grietas de rocas ofrecen sitios importantes para serpientes y lagartijas, que sirven de refugio y termorregulación. En el caso de las serpientes, la información acerca del uso de microhábitat es más escaso (Reinert, 1993; Campbell et al., 2008; Di Pietro, 2016). En este capítulo se aborda el uso de hábitat y microhábitat por parte de los reptiles de Tandilia.

OBJETIVOS

1. Determinar los distintos tipos de hábitats y microhábitats utilizados por los reptiles de Tandilia.
2. Establecer la amplitud, solapamiento y partición del nicho (microhábitat) entre especies.

METODOLOGÍA

Para la obtención de datos se utilizó la metodología descrita en el capítulo dos para todos los sitios muestreados de Tandilia (12). Se consideraron solamente los especímenes registrados en el campo (N=709), dado que en las otras fuentes de datos generalmente no se encontraron especificaciones sobre el hábitat, por lo que podría añadir sesgos al análisis. Para cada individuo registrado en el campo se consideró en qué tipo de hábitat y microhábitat se encontraba.

Las principales clases de hábitats naturales del sistema serrano de Tandilia son los pastizales, los roquedales y los cuerpos de agua (Fig. 4.1).



Figura 4.1. Hábitats naturales de las sierras de Tandilia. a) pastizal; b) roquedal; c) cuerpo de agua.

Cada hábitat contiene varios tipos de microhábitat (Fig. 4.2). Se clasificaron en base a Di Pietro (2016), dada la similitud de los tipos de hábitat con los de las sierras de Ventania. Los microhábitats encontrados en el Pastizal Serrano fueron: a) pastizal denso cuando cubren toda el área, b) pastizal descubierto, donde los reptiles fueron encontrados en un sustrato de pastizal y tierra (incluyendo también

los caminos de tierra y rutas), c) pastizal arbustivo, cuando en el pastizal se encontraron arbustos nativos, y d) bajo rocas, inmersos en hábitat de pastizal. Se identificaron dos microhábitats en los roquedales: a) roca suelta, sobre sustrato de roca, es decir, el individuo se encontró bajo rocas inmersas en hábitat de roquedal y b) sobre roca, generalmente bloques grandes donde los animales fueron encontrados en movimiento o asoleándose. En los cuerpos de agua se consideraron dos microhábitats: a) borde de arroyo, si la especie se encontró parcialmente dentro del agua y b) curso de agua, si está completamente dentro del cuerpo de agua.

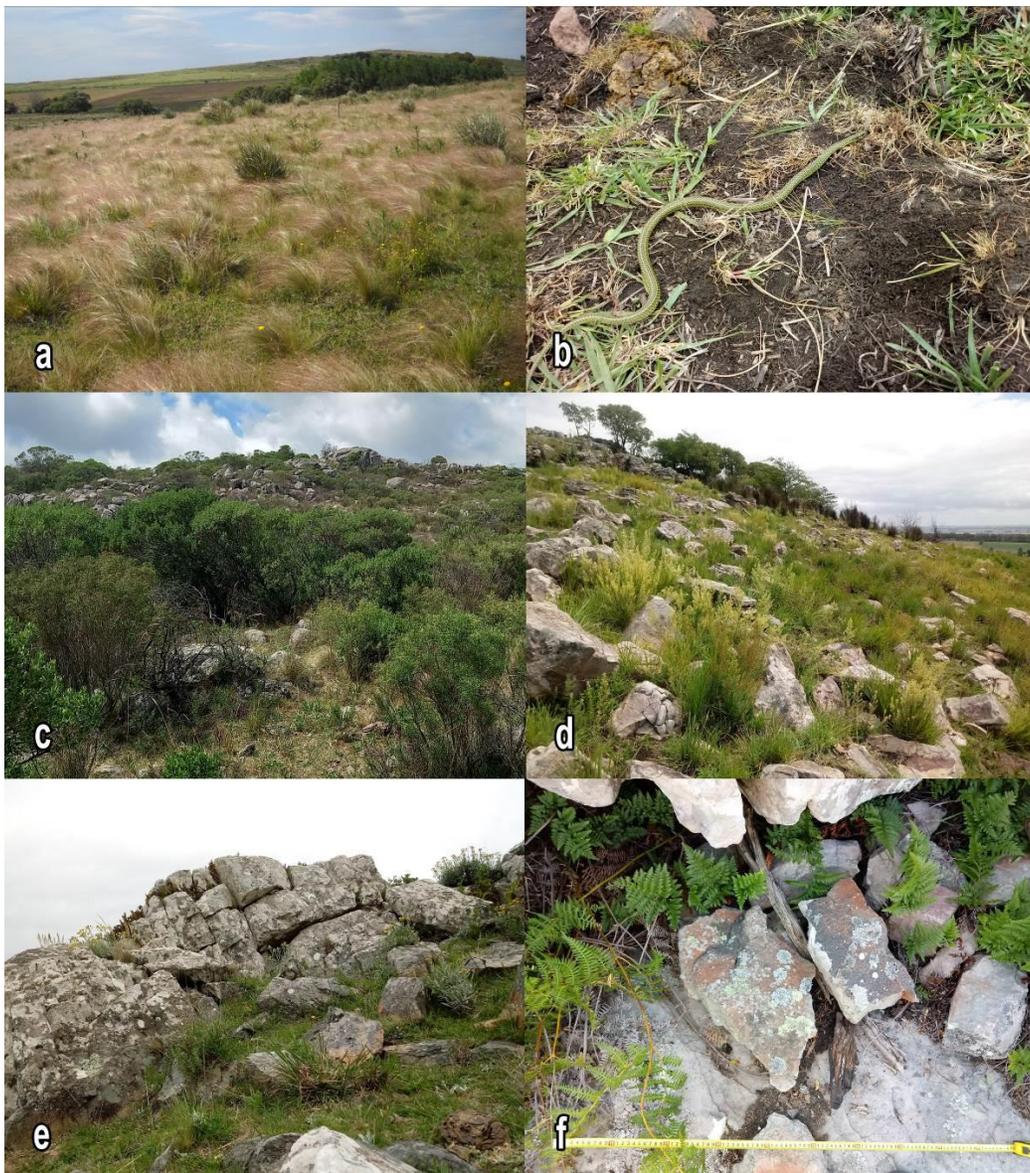


Figura 4.2. Tipos de microhábitats de pastizales y roquedales. a) pastizal denso; b) pastizal descubierto; c) pastizal arbustivo; d) rocas inmersas en pastizal (bajo rocas); e) sobre rocas; f) roca sobre roca suelta.

Los análisis de microhábitat se estimaron solamente para aquellas especies con al menos 10 observaciones (Di Pietro, 2016). No obstante, se aclaran algunos detalles sobre el tipo de microhábitat en que fueron encontradas las especies menos abundantes.

La diversidad de uso de microhábitat se calculó mediante la fórmula de Brillouin (1965):

$$H = (1 / N) (\log_2 N! - \sum \log_2 Ni!)$$

donde N es el número total de ejemplares y Ni el número de ejemplares en cada tipo de microhábitat. Además, para determinar el grado de utilización de los distintos tipos de microhábitat en el ambiente, en cuestiones de equitatividad, se calculó el índice de Pielou (1969):

$$J' = H' / H' \text{Max.}$$

donde H' es el valor del índice de diversidad de Shannon y Weaver (1949) y H' Max. = Log₂ S, S representa el número de microhábitats utilizados. Tanto el índice de Brillouin como el de Pielou fueron obtenidos mediante el software PAST 3.04.

La amplitud del microhábitat se calculó utilizando el índice de MacArthur (1972):

$$Nb = (\sum p_{ij}^2)^{-1}$$

donde, p_{ij} representa la probabilidad de encontrar la especie i en el microhábitat j . Se calculó el solapamiento en el microhábitat, utilizando el índice de solapamiento de Pianka (1973):

$$O_{jk} = \sum P_{ij} * P_{ik} / \sqrt{(\sum P_{ij}^2 * \sum P_{ik}^2)}$$

donde, P_{ij} y P_{ik} son las proporciones de utilización de recursos por las especies. Los valores de solapamiento varían entre 0-1. Valores de solapamiento de 1 indican microhábitats idénticos, valores de 0 indican la disimilitud microhábitats. Estos índices fueron calculados para cada uno de los pares de especies dentro de cada grupo principal (e.i, anfisbenas, lagartos y serpientes).

RESULTADOS

Los reptiles de Tandilia fueron hallados en roquedales y pastizales (Fig. 4.3), no así en cuerpos de agua. Las anfisbenas se encontraron casi en su totalidad en hábitat de pastizal (99,1%) al igual que las serpientes (96,1%; Fig. 4.3). No obstante, aunque en una muy menor proporción, las serpientes se hallaron también en roquedales. Por otra parte, los lagartos y lagartijas fueron encontrados mayormente en roquedal (76,61).

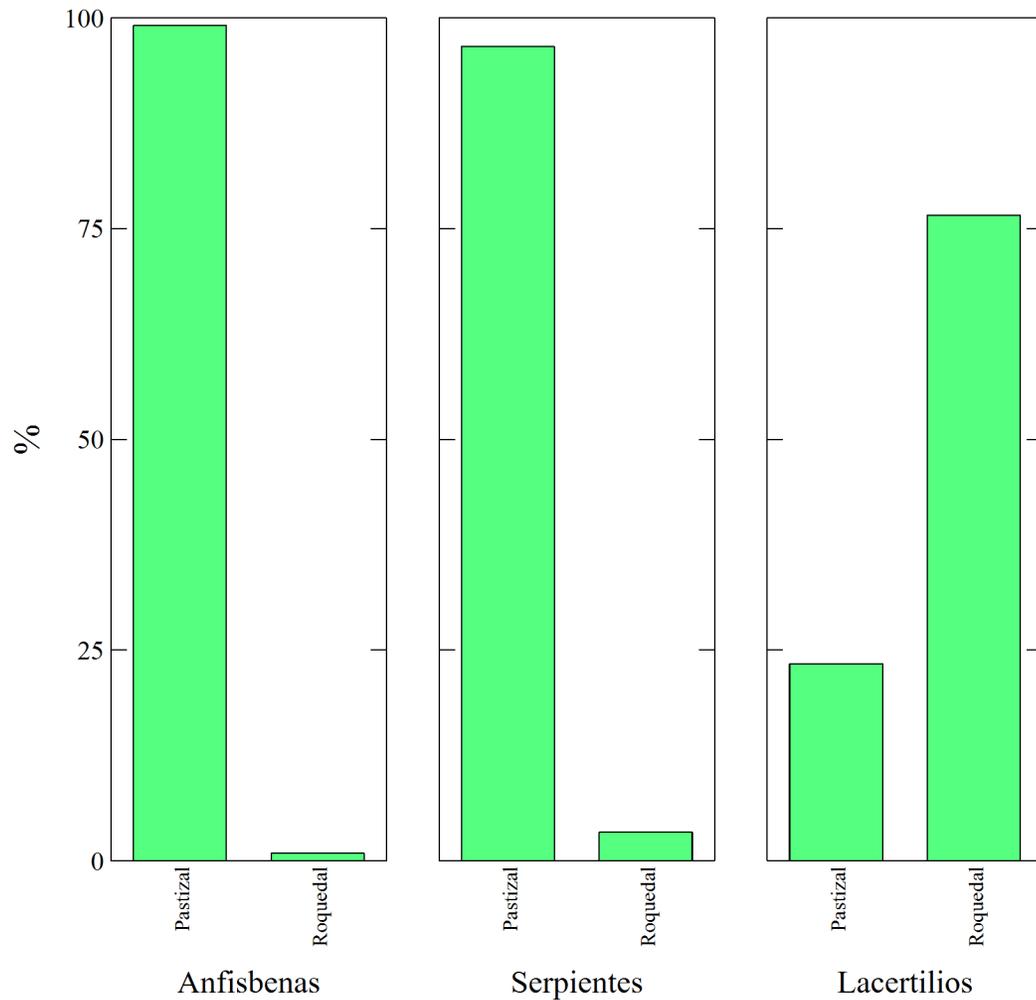


Figura 4.3. Frecuencia porcentual de reptiles según el tipo de hábitat.

En cuanto a los tipos de microhábitats, las anfisbenas fueron encontradas bajo roca inmersas en un ambiente de pastizal, casi en su totalidad (Fig. 4.4). Entre los lagartos (Fig. 4.5), *Liolaemus tandiliensis* fue más frecuente sobre rocas (94%). En cambio, las restantes especies de lagartos fueron encontradas en varios tipos de microhábitats, aunque mayormente en algún tipo de pastizal (arbustivo en el caso de *Teius oculatus* y denso en el caso de *Salvator merianae*). Gran parte de las serpientes se encontraron bajo roca (Fig. 4.6). *Oxyrhopus rhombifer* y *Phalotris spegazzinii* fueron halladas exclusivamente bajo roca. *Epictia munoai* y *Paraphimophis rusticus* se hallaron principalmente bajo roca, encontrándose algunas pocas, además, bajo roca suelta y en pastizal denso respectivamente. *Bothrops alternatus* fue hallada principalmente en pastizales, ya sea denso o arbustivo. Ambas especies de *Philodryas* fueron halladas principalmente bajo roca, aunque también ocurrieron en diversos tipos de pastizal y sobre roca.

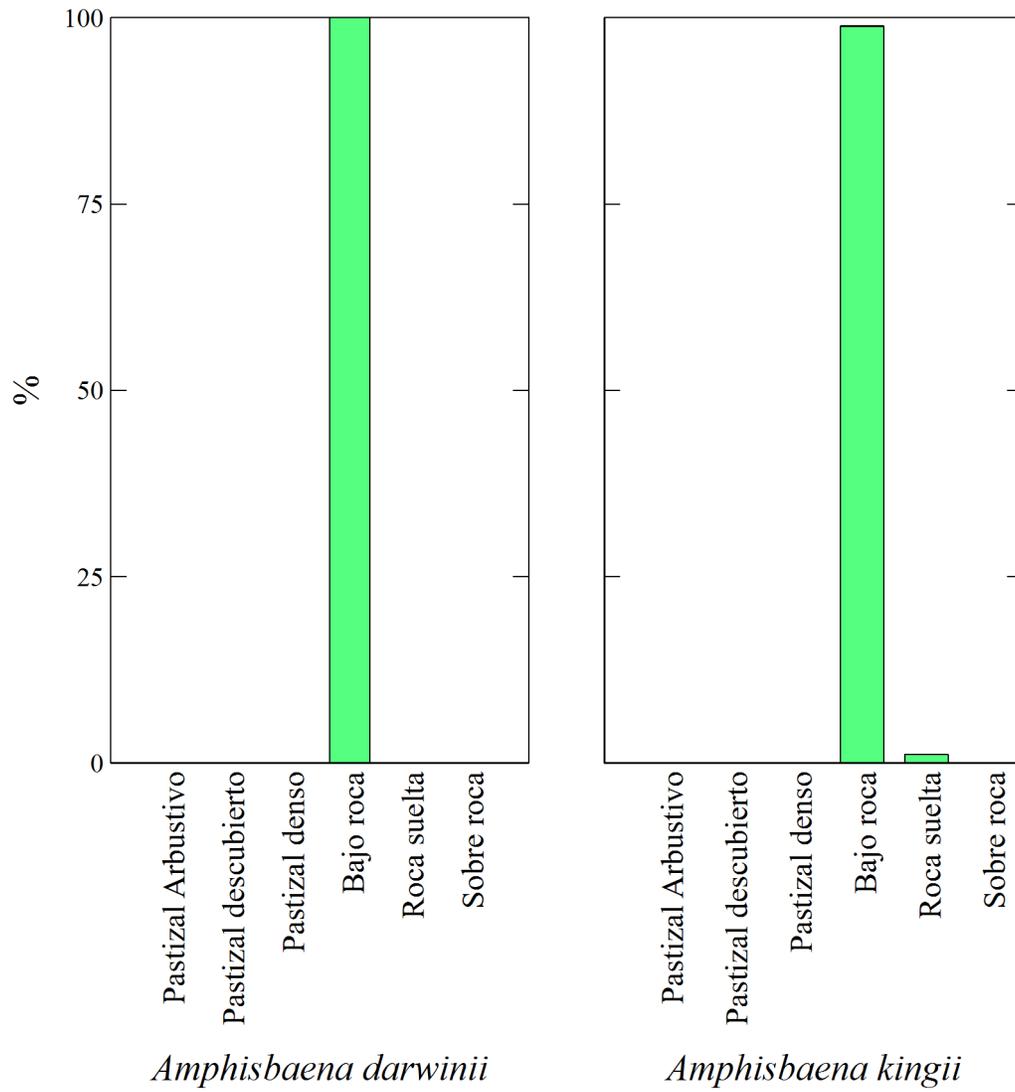


Figura 4.4. Frecuencia porcentual de hallazgos de anfibenas en los distintos tipos de microhábitats.

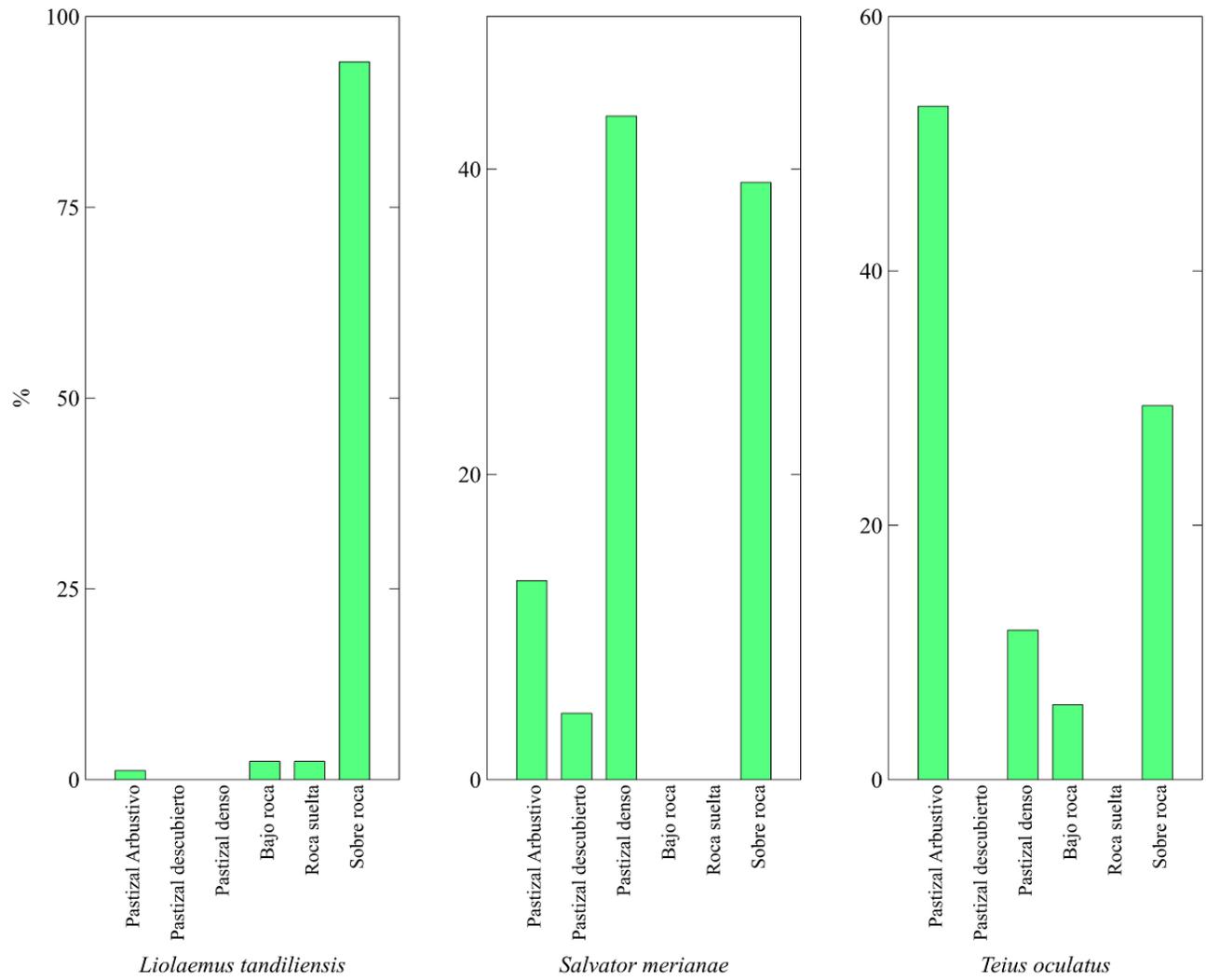


Figura 4.5. Frecuencia porcentual de hallazgos de lagartos en los distintos tipos de microhábitats.

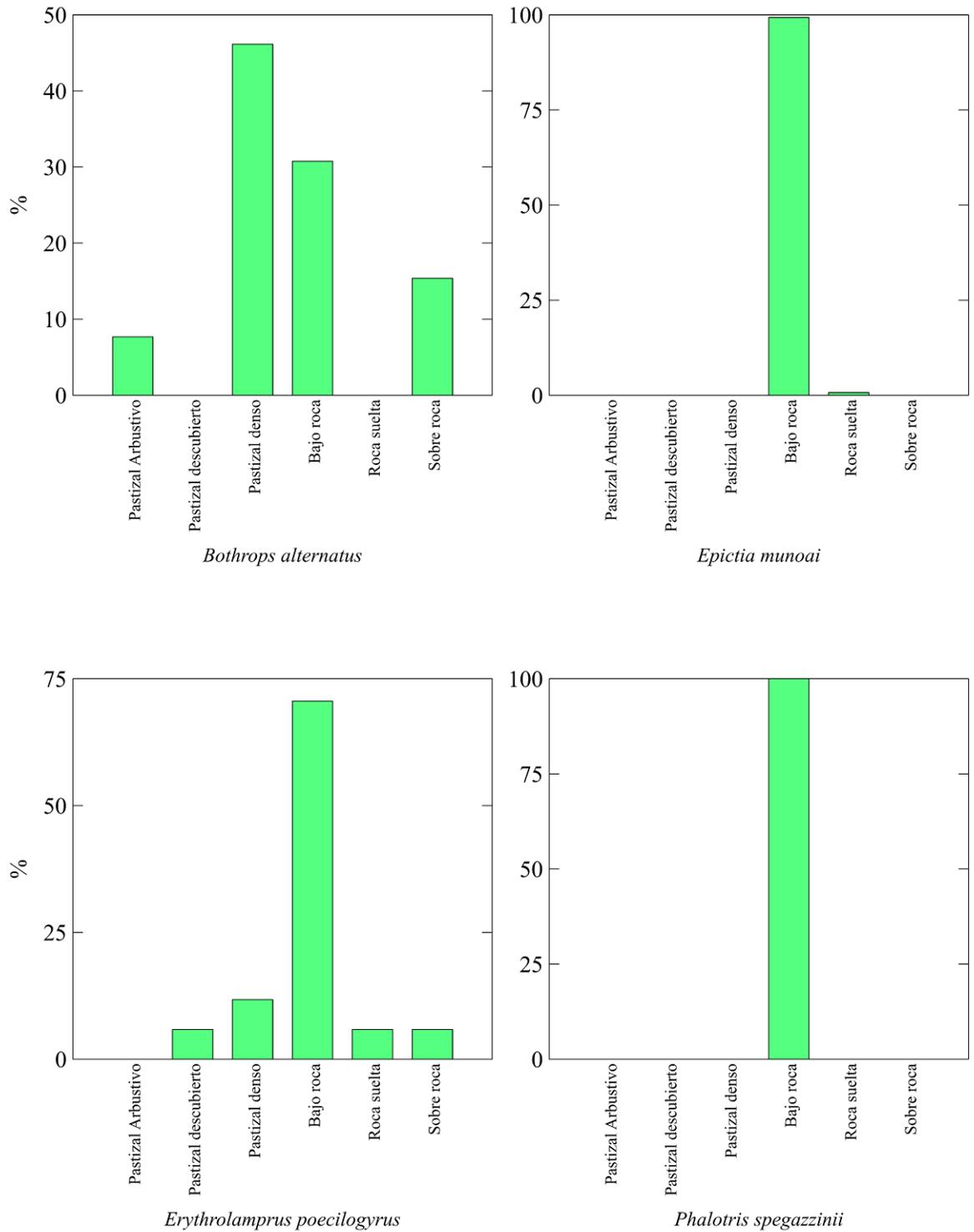


Figura 4.6. Frecuencia porcentual de hallazgos de serpientes en los distintos tipos de microhábitats.

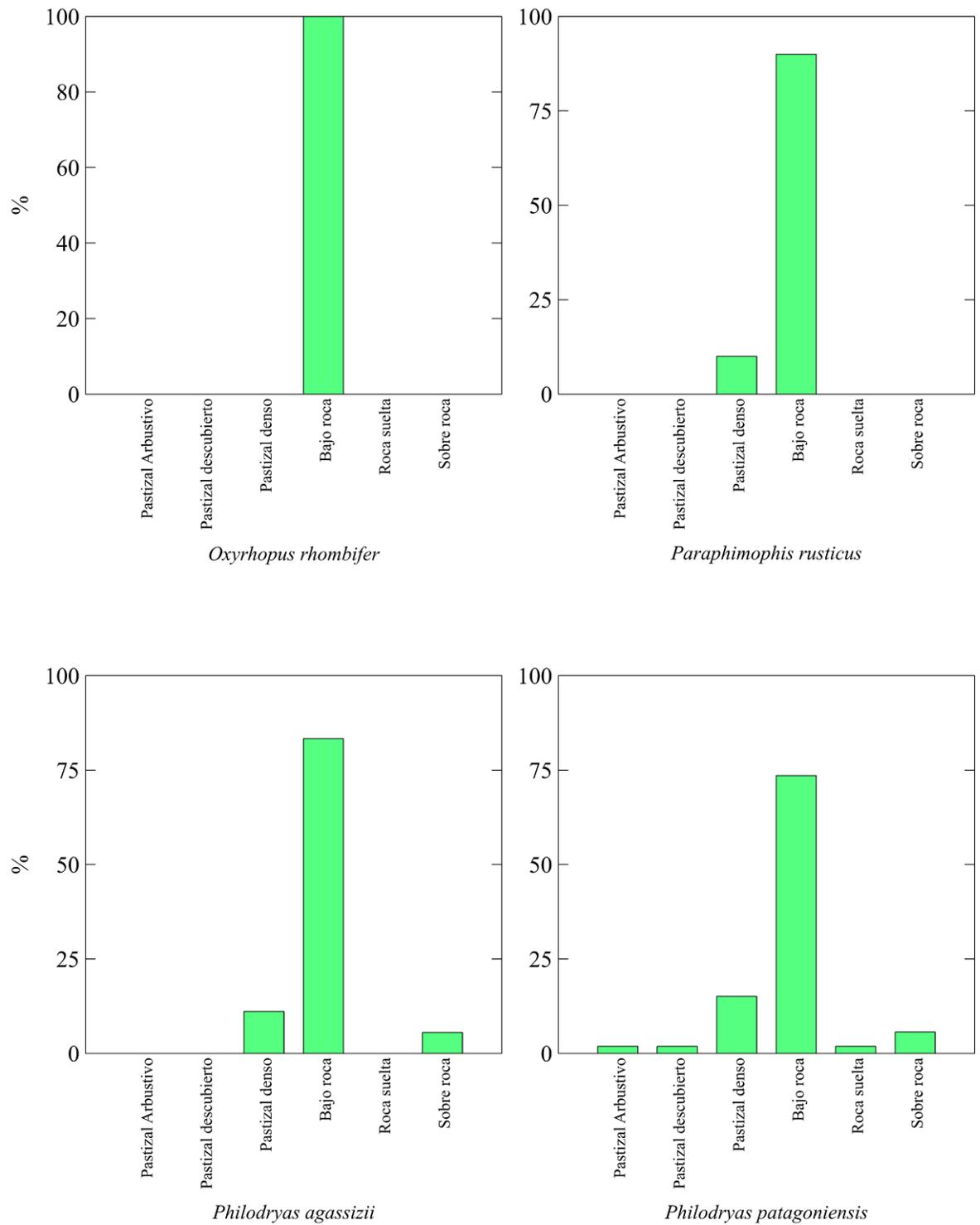


Figura 4.6 (continuación). Frecuencia porcentual de hallazgos de serpientes en los distintos tipos de microhábitats.

Respecto a la diversidad de microhábitats (Tabla 4.1), *Bothrops alternatus*, *Erythrolamprus poecilogyrus*, *Philodryas patagoniensis*, *Salvator merianae* y *Teius oculatus* presentaron los mayores valores. *Philodryas agassizii* presentó diversidad intermedia, mientras que el resto de las especies tuvieron diversidad baja. Además, en general, las especies que tuvieron mayor diversidad, presentaron mayores valores del índice de Pielou, por lo que se las encuentra más equitativamente distribuidas entre los distintos tipos de microhábitat.

Tabla 4.1. Índices de microhábitat de los reptiles de Tandilia. Brillouin: diversidad de microhábitats; Pielou: equitatividad de utilización de microhábitat; MacArthur: amplitud de microhábitats.

Especie	Brillouin	Pielou	MacArthur
<i>Amphisbaena kingii</i>	0,05	0,09	1,02
<i>Amphisbaena darwinii</i>	0		1
<i>Bothrops alternatus</i>	0,93	0,87	2,96
<i>Epictia munoai</i>	0,04	0,06	1,01
<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i>	0,75	0,62	1,91
<i>Liolaemus tandiliensis</i>	0,25	0,21	1,13
<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	0		1
<i>Paraphimophis rusticus</i>	0,23	0,47	1,22
<i>Phalotris spegazzinii</i>	0		1
<i>Philodryas agassizii</i>	0,43	0,51	1,41
<i>Philodryas patagoniensis</i>	0,78	0,5	1,76
<i>Salvator merianae</i>	0,95	0,82	2,77
<i>Teius oculatus</i>	0,9	0,8	2,6

Los índices de solapamiento de Pianka dieron en general bajo solapamiento de microhábitat entre lagartos y lagartijas (Tabla 4.2). *Salvator merianae* presentó un solapamiento moderado con *Liolaemus tandiliensis* y *Teius oculatus*. Ambas especies de *Amphisbaena* se solaparon en su totalidad en cuanto a microhábitat (Tabla 4.2). Dentro del grupo de las serpientes hubo un muy alto solapamiento de microhábitat (Tabla 4.3) entre todos los pares, excepto *Bothrops alternatus*. Esta especie presentó bajo a moderado solapamiento con el resto de las especies, salvo con *Philodryas patagoniensis*.

Tabla 4.2. Solapamiento de microhábitat de las anfisbenas y lagartos de Tandilia. Se muestra el índice de solapamiento de Pianka entre pares de especies. En negrita se indican aquellos valores ~ 1 .

<i>Amphisbaena darwinii</i> - <i>Amphisbaena kingii</i>	1
<i>Liolaemus tandiliensis</i> - <i>Salvator merianae</i>	0,65
<i>Liolaemus tandiliensis</i> - <i>Teius oculatus</i>	0,49
<i>Salvator merianae</i> - <i>Teius oculatus</i>	0,63

Finalmente, hubo siete especies que fueron halladas menos de 10 veces, por lo que sólo se describe brevemente donde fueron encontradas. *Amphisbaena angustifrons* (N=2) fue encontrada bajo roca. *Contomastix celata* fue hallada en pastizal denso (N=1), bajo roca (N=4) y sobre roca (N=1). *Liolaemus absconditus* fue hallada sobre roca (N=2). *Ophiodes vertebralis* fue hallada bajo roca (N=3), en pastizal arbustivo (N=1) y sobre roca (N=1). Un único ejemplar de *Lygophis anomalus* fue hallado, sobre roca. *Tachymenis ocellata* se halló en pastizal denso (N=1) y bajo roca (N=1). *Xenodon dorbignyi* fue encontrada bajo roca (N=2), en pastizal denso (N=1) y abierto (N=1).

Tabla 4.3. Solapamiento de microhábitat de serpientes de Tandilia. Se muestra el índice de solapamiento de Pianka entre pares de especies. En negritas se indican aquellos valores ~ 1 .

	<i>Bothrops alternatus</i>	<i>Epictia munoai</i>	<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i>	<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	<i>Paraphimophis rusticus</i>	<i>Phalotris spegazzinii</i>	<i>Philodryas agassizii</i>	<i>Philodryas patagoniensis</i>
<i>Bothrops alternatus</i>								
<i>Epictia munoai</i>	0,53							
<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i>	0,67	0,98						
<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	0,53	1	0,98					
<i>Paraphimophis rusticus</i>	0,61	0,99	0,99	0,99				
<i>Phalotris spegazzinii</i>	0,53	1	0,98	1	0,99			
<i>Philodryas agassizii</i>	0,65	0,99	0,99	0,99	1	0,99		
<i>Philodryas patagoniensis</i>	0,70	0,98	1	0,98	0,99	0,98	1	

DISCUSIÓN

En este capítulo se determinó por primera vez los tipos de hábitats y microhábitats que usan los reptiles a lo largo de todas las sierras de Tandilia. Se encontraron principalmente en roquedales y pastizales, no así en cuerpos de agua. Es importante señalar que durante las temporadas de muestreo hubo un período de sequía prolongado, por lo que los arroyos, que son los principales cuerpos de agua de la región, estuvieron mayormente secos. Estos resultados coincidieron en gran medida con los hallados en el capítulo tres, situando a las anfibenas y serpientes más bien asociadas a pastizales, mientras que los lagartos están con mayor frecuencia en roquedales.

Las anfibenas, así como muchas especies de serpientes fueron halladas bajo roca. Respecto a las anfibenas es bien sabido que son fosoriales, por lo que estos resultados concuerdan con otros estudios previos (Vega y Bellagamba, 1990; Cej, 1993; Montero, 1996). *Epictia munoai* y *Phalotris spegazzinii* fueron encontradas exclusivamente bajo roca. Esto coincide con lo citado en la bibliografía (Vega y Bellagamba, 1990; Cej, 1993; Di Pietro, 2016). Todas estas especies tuvieron índices de diversidad de microhábitats bajos, con equitatividad cercana a cero lo que sugiere una selectividad exclusiva por este tipo de microhábitat, considerándose semifosoriales.

Vega y Bellagamba (1990) describen a *Oxyrhopus rhombifer* como semifosorial, quienes la hallaron sobre roca suelta, aunque mencionan una cantidad de individuos muy baja (N=2). De igual forma Di Pietro (2016) halló pocos ejemplares (N=3) en las sierras de Ventania, el 66.7% de ellos en pastizal y 33.3% bajo rocas. Los resultados de esta tesis presentaron considerablemente mayor cantidad de ejemplares (N=26), lo que da mayor sustento a la semifosorialidad de *Oxyrhopus rhombifer*.

Paraphimophis rusticus, *Philodryas agassizii* y *Philodryas patagoniensis* fueron encontradas en hábitat de pastizal mayormente bajo rocas, aunque estas últimas presentaron mayor diversidad de uso de microhábitat. Estas tres especies son mencionadas ampliamente en la bibliografía como propias de pastizales (Gallardo, 1977; Cej, 1993; Di Pietro, 2016; Di Pietro et al., 2020b). Es probable que el hallazgo de estas especies bajo rocas esté relacionado con la búsqueda activa en este microhábitat, un método considerado más efectivo que la búsqueda visual o el encuentro casual directamente sobre el pastizal denso o arbustivo, donde estas especies suelen ser más difíciles de detectar (Scrocchi y Kretzschmar, 1996). *Paraphimophis rusticus* presentó bajo índice de diversidad de uso de microhábitat, así como poca equitatividad y amplitud de nicho, con una tendencia a usar como microhábitat sitios bajo piedras (90%) y en menor proporción pastizales (10%). *Philodryas agassizii* presenta una relativamente alta diversidad de microhábitat y una equitatividad intermedia, con una baja amplitud de nicho, lo que sugiere que esta serpiente habita los pastizales sobre las sierras, hallándose bajo rocas (83%), pastizal denso (11%) y sobre

rocas (6%). Esto coincide con trabajos previos donde se señala que utiliza pastizales en buen estado de conservación, normalmente asociados a serranías (Vega y Bellagamba, 1990; Marques et al., 2006; Scrocchi et al., 2006; Etchepare y Ingaramo, 2008; Di Pietro et al., 2013; Cabrera, 2015; Vera et al., 2020; Williams et al., 2021). *Philodryas patagoniensis* presentó índice de diversidad alto, aunque la equitatividad fue media, y su amplitud de nicho es bastante bajo, lo que sugiere que puede ser una especie más generalista respecto a otras especies, pero aun así tiene cierta selectividad por pastizal (considerados todos en conjunto, 19%) y sitios bajo rocas (74%). Esto coincide con trabajos previos donde se indica que utiliza distintos tipos de pastizal, ya sea descubierto o entre rocas (Gallardo, 1977; Vega y Bellagamba, 1990; Di Pietro et al. 2020b). Nuevamente, destaco que existe la probabilidad de que estas especies se hallaron bajo roca dado que las utilizan como refugio más que como microhábitat.

Erythrolamprus poecilogyrus es una especie que se asocia a cuerpos de agua como microhábitat, asociado a su alimentación, clasificándola como semiacuática (Nágera, 1915; Gallardo, 1977; Cej, 1993; Vega y Bellagamba, 1990; Di Pietro et al., 2020b). En este estudio no fue hallada durante las tareas de campo dentro de los cuerpos de agua; sino que fue registrada principalmente bajo roca (70,6%), y en menor medida en algún tipo de pastizal (considerando descubierto y denso, 17,7%) y en roquedal (considerando bajo roca suelta y sobre roca juntos, 11,8%). Esta especie presentó índice de diversidad de microhábitat alto, aunque con equitatividad moderada, con una tendencia a la utilización del microhábitat bajo roca. Por lo tanto, estos resultados muestran una especie algo generalista, aunque se hace la misma salvedad que para las especies mencionadas en el párrafo anterior. Es importante aclarar que, si bien no fue encontrada en cuerpos de agua, si fue hallada alrededor de los arroyos con bajo caudal o incluso dentro de cursos de agua secos.

Bothrops alternatus resultó ser una especie hallada en cuatro tipos de microhábitats, con índices de diversidad, equitatividad y amplitud de nicho relativamente altos. Esto significa que se trata, dentro del sistema serrano de Tandilia, de una especie generalista, pudiendo estar en pastizales densos y arbustivos, sobre rocas y bajo rocas. Sin embargo, hay cierta tendencia a utilizar más los pastizales (considerando arbustivos y densos, 54%). Estos resultados coincidieron con lo descrito en trabajos previos (Nágera, 1915; Gallardo, 1977; Vega y Bellagamba, 1990; Di Pietro, 2016; Di Pietro et al. 2020b).

Liolaemus tandiliensis presentó baja diversidad y equitatividad de microhábitat. Esto evidencia una alta especificidad por el uso de las superficies rocosas como microhábitat. Esto confirma las observaciones previas de Vega et al. (2008). En cambio, *Salvator merianae* mostró una amplia diversidad en cuanto al uso de microhábitats, alta equitatividad y amplitud de nicho por lo que se considera una especie generalista. Estos resultados concuerdan con observaciones previas (Gallardo, 1977; Cej, 1993).

No obstante, presenta cierta tendencia a utilizar rocas y pastizal denso, aunque no ha sido visto bajo rocas. Aunque es muy probable que esto último se deba a las dimensiones que suelen alcanzar los individuos adultos de esta especie, no obstante, tampoco fueron hallados ejemplares juveniles utilizando este tipo de microhábitat. *Teius oculatus* también ha presentado índices de diversidad, equitatividad y nicho alto, aunque se ve cierta tendencia a utilizar pastizales arbustivos y rocas. Estos resultados concuerdan con trabajos previos (Gallardo, 1977; Cei, 1993; Cabrera, 2015; Williams et al., 2022).

Las anfisbenas comparten el tipo de microhábitat, sin embargo, en el campo nunca han sido halladas ambas especies juntas, por lo que basándome en la teoría de nicho (Hutchinson 1957), deben de particionar otra dimensión del mismo, por ejemplo, alimentándose de diferentes especies de hormigas y termitas. Otra explicación podría deberse a que, como se menciona en el capítulo dos, estas especies en general viven a alturas diferentes, hallándose *Amphisbaena kingii* a mayores alturas respecto a *Amphisbaena darwinii*.

Las serpientes solapan su microhábitat, dado que todas ellas (excepto *Bothrops alternatus*) han sido encontradas bajo rocas en más del 70% de las veces. Como se comentó probablemente muchas de ellas utilicen pastizales (*Paraphimophis rusticus* y ambas especies de *Philodryas*) o cuerpos de agua (*Erythrolamprus poecilogyrus*) como microhábitat, y la explicación de porqué fueron halladas mayormente bajo rocas es porque las usan como refugio. En estos casos, el solapamiento podría ser entonces un artefacto metodológico. En caso contrario, si utilizaran en mayor medida el microhábitat bajo rocas (al menos en las sierras de Tandilia), solapan la dimensión espacial del nicho ecológico y deben de particionar la dieta o el tiempo de actividad. En las especies semifosoriales, no cabe duda que hay solapamiento de microhábitat, por lo que también han de particionar alguna de las otras dimensiones del nicho. En estas especies, al menos en otras partes de su distribución general, se alimentan de distintos tipos de presas. *Epictia munoai* se alimenta de hormigas en cualquiera de sus estadios, *Oxyrhopus rhombifer* se alimenta de reptiles (en este caso podría ser anfisbenas u otras especies de serpientes), aves y roedores, mientras que *Phalotris spegazzinii* se alimenta principalmente de anfisbenas e invertebrados (Williams et al., 2021). Entonces, la partición de dieta podría explicar el hecho de que puedan coexistir y evitar la competencia. *Bothrops alternatus* no tiene solapamiento alto con el resto de las especies, excepto con *Philodryas patagoniensis*. Ambas especies utilizan algún tipo de pastizal (denso o arbustivo), bajo rocas y sobre rocas. Sin embargo, es bien sabido que *Bothrops alternatus* se alimenta de roedores (Williams et al., 2021) mientras que *Philodryas patagoniensis* es generalista en cuanto a dieta (Gallardo, 1977; Cei, 1993; Cabrera, 2015). Estas dos especies particionarían la dieta de acuerdo con Di Pietro et al. (2020b).

Liolaemus tandiliensis presentó bajo solapamiento con *Teius oculatus*, siendo la primera especie, especialista por microhábitat de rocas, mientras que la segunda habita preferentemente los pastizales arbustivos. Ambas especies han sido documentadas como insectívoras (Acosta et al., 1991; Cappellari et al., 2007; Vega et al., 2008; Williams et al., 2022), por lo que estos resultados sugieren que particionan el microhábitat. Por otra parte, *Liolaemus tandiliensis* comparte los roquedales con *Salvator merianae*, aunque esta última especie, más bien generalista, presentó una tendencia a utilizar más los pastizales como microhábitat. Esto sugiere que comparte parcialmente el microhábitat, pero que no competirían en el uso del espacio. *Teius oculatus* también comparte los roquedales con *Salvator merianae*, pero como se indicó, estas especies tienen tendencia a utilizar mayormente los pastizales arbustivos y densos respectivamente. Estas observaciones sugieren que las tres especies particionan el microhábitat y utilizan las superficies rocosas principalmente como sitios de asoleo, refugio o alimentación, excepto *Liolaemus tandiliensis* que habita exclusivamente en roquedales.

Se concluye entonces que hay partición de microhábitat entre las tres especies de lagartos, mientras que las anfisbenas y las serpientes solapan el microhábitat, excepto *Bothrops alternatus* que habita preferentemente en pastizales densos.

CINCO

MODELOS DE OCUPACIÓN

RESUMEN: En el ámbito de la conservación, estimar variables de estado como la riqueza y ocupación son fundamentales para la toma de decisiones. La ocupación es la proporción de un área ocupada por una especie o la fracción de unidades de paisaje donde está presente. Los modelos de ocupación se han desarrollado para entender cómo ciertas variables afectan la presencia o ausencia de una especie en un lugar específico. La fragmentación del hábitat debido a actividades humanas como la agricultura, la creación de rutas y la introducción de especies exóticas invasoras, representa una amenaza significativa para muchas especies de reptiles. Además, la estructura de las comunidades vegetales juega un papel clave en la ocupación de los reptiles, ya que está relacionada con la disponibilidad de presas y condiciones microclimáticas. En este capítulo se modeló la ocupación de 13 especies de reptiles que habitan las sierras de Tandilia, excluyendo aquellas que no fueron encontradas en campo o que tuvieron una baja frecuencia de aparición. Se dividió el área de estudio en una grilla de celdas hexagonales. Se seleccionaron covariables espaciales y de uso de suelo como posibles predictoras de la ocupación de las especies. Las especies *Bothrops alternatus*, *Paraphimophis rusticus* y *Phalotris spegazzinii* no presentaron modelos que puedan explicar su ocupación. Las covariables que explican la ocupación de las dos especies de anfisbenas son distintas. Las lagartijas tienden a ocupar sitios con alta cobertura de roca, mientras que las serpientes muestran una ocupación asociada a mayor cobertura de pastizal nativo y mayor distancia a caminos. En conclusión, los reptiles de Tandilia requieren de relictos conectados, con mayor cobertura de pastizal y rocas, mientras que la agricultura y los caminos son las principales covariables que afectan negativamente la ocupación de los reptiles de Tandilia. Además, la utilización desmedida de canteras puede afectar negativamente el hábitat de las lagartijas y lagartos. Es importante reducir estas actividades para conservar los hábitats clave para estas especies y la biodiversidad asociada.

INTRODUCCIÓN

La ecología es definida frecuentemente como el estudio de distribución y abundancia de plantas y animales (Krebs, 1972). En este sentido se han desarrollado diversos métodos para conocer estas características de una comunidad o ensamble. Las variables de estado son aquellas que son medidas para cuantificar el estado actual de una población, comunidad o ensamble (MacKenzie et al., 2006). En el ámbito de manejo y conservación, la estimación de variables de estado de una comunidad o ensamble tiene funciones clave como tomar decisiones de manejo dependientes del estado del ensamble (Kendall, 2001). Entre las variables de estado podemos destacar la riqueza específica y la ocupación. La riqueza específica es el número de especies y ya fue tratada en el capítulo tres (Diversidad). La ocupación es la proporción de un área ocupada por una especie o la fracción de unidades de paisaje donde está presente la especie (MacKenzie et al., 2006). Los modelos de ocupación han sido desarrollados para conocer el efecto de ciertas covariables predictoras sobre la presencia/ausencia de una especie en particular en un sitio determinado (MacKenzie et al., 2006). Estos modelos, consideran la ocupación y la detectabilidad de las especies, definida como la probabilidad de detectar una especie en un área determinada, considerando que se encuentre en la misma (MacKenzie et al., 2006).

Como se describió en el capítulo tres, las modificaciones que realizan los humanos sobre el hábitat son las principales amenazas para los reptiles. La transformación de los ecosistemas naturales en tierras de cultivo ha sido señalada como una de las principales causas de la fragmentación y pérdida de hábitat (Bilenca y Miñarro, 2004). En estos sitios, se modifica la continuidad de hábitat, disponibilidad de presas y la estructura del microhábitat. Mientras que algunas especies pueden sobrevivir en estos agroecosistemas, las especies raras o aquellas con requerimientos de nicho específicos probablemente no puedan subsistir (Pike, 2016). Por otra parte, las rutas han sido señaladas como un factor clave en el proceso de fragmentación del hábitat (Noss, 1993; Kass, 2018). Además, representan una gran amenaza para muchas especies de reptiles que suelen tener comportamiento termorregulatorio adquiriendo temperaturas por contacto con el asfalto, lo que muchas veces ocasiona atropellamientos, sobre todo en serpientes (Forman et al. 2002). Otra de las causas de la fragmentación y pérdida de hábitats naturales es la introducción de especie vegetales exóticas invasoras, que van desplazando a la vegetación nativa y alteran la estructura de las comunidades (Ferdinands et al., 2005). La estructura de las comunidades vegetales ha sido mencionada como un factor clave en el uso de hábitat y ocupación de los reptiles, ya que se relaciona con la disponibilidad de presas, parejas, y condiciones microclimáticas (Rocha, 1991; Dias y Rocha, 2004; Kacoliris et al., 2009). Otra de las características del hábitat a considerar es la cantidad de cobertura rocosa, que suele ser un aspecto importante del hábitat para lagartos saxícolas (Ruby, 1986; Whitaker, 1996).

Los reptiles de que habitan las sierras de Tandilia pueden ser considerados modelos de estudio para conservar la biodiversidad de estos relictos de pastizal serrano. Por lo tanto, modelar su ocupación para conocer el estado actual del ensamble es de vital importancia para planificar estrategias de conservación y manejo. Por lo mencionado arriba, es esperable que la fragmentación del hábitat a causa del avance de la frontera agrícola, la introducción de especies exóticas invasoras, y la creación de rutas y caminos urbanos tengan un impacto significativo sobre la ocupación de los reptiles en las sierras de Tandilia. De igual forma, considerando que los sistemas serranos actúan como islas orográficas, conteniendo muchas especies raras y/o endémicas, y mayor biodiversidad respecto a los pastizales llanos circundantes (Crisci et al., 2001) es probable que los relictos de pastizal serrano sean un factor clave en la ocupación de los reptiles en este sistema serrano. En este capítulo se modela la ocupación de los reptiles en el Sistema de Tandilia.

OBJETIVOS

1. Modelar la ocupación de los reptiles que habitan el Sistema de Tandilia.
2. Evaluar cuales son las covariables que explican los patrones de ocupación.

METODOLOGÍA

Se dividió el área de estudio en una grilla de celdas hexagonales, cada una con un área equivalente a 6 ha. Se seleccionaron 437 celdas que luego fueron visitadas (algunas de estas fueron revisitadas por facilidades logísticas). En cada celda se realizó un muestreo por encuentro visual (Crump y Scott, 1994), donde se registró la presencia (y abundancia) de cada especie de reptil. Los observadores fueron previamente entrenados para la detección e identificación de las especies.

Se seleccionó una serie de covariables relativas al espacio y uso de suelo como predictoras de la ocupación de los reptiles en cada celda: cobertura del tipo de uso de suelo (Fig. 5.1; agricultura, pastizal nativo, vegetación exótica-árboles-), cobertura de rocas, distancia a relictos más cercanos, área del relictos más cercano y distancia a caminos. Todas estas covariables fueron mapeadas digitalmente mediante imágenes satelitales en QGIS 3.30.3. Para la covariable distancia a caminos se descargó una capa de caminos del sitio web del Instituto Geográfico Nacional (<https://www.ign.gob.ar/>) y se consideraron únicamente los caminos asfaltados urbanos, periurbanos y rutas, excluyéndose los caminos rurales. En el caso de la cobertura de uso de suelo, fueron obtenidas de MapBiomas Pampa Initiative (Baeza et al., 2022).

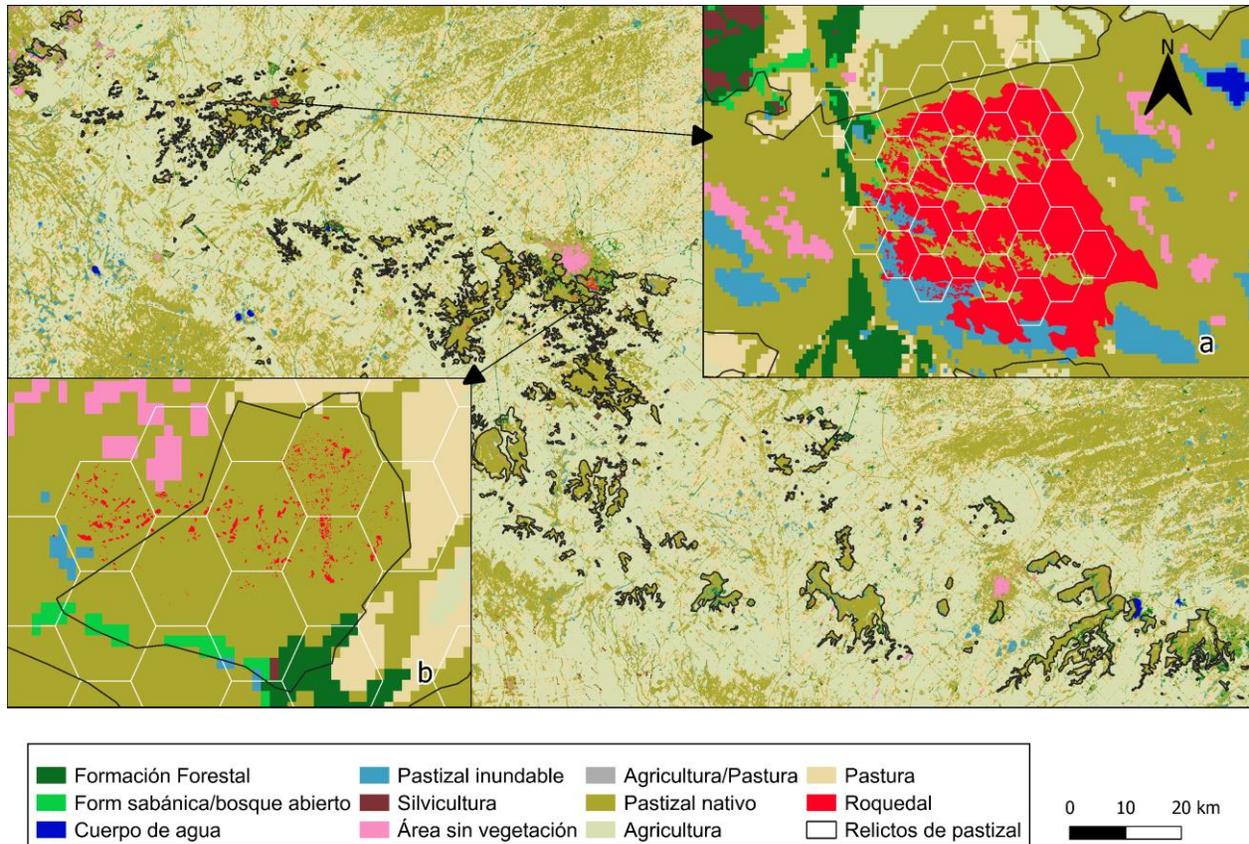


Figura 5.1. Cobertura de uso de suelo y roquedal del Sistema de Tandilia. En recuadros se indican en detalle a modo de ejemplo dos relictos: a) Boca de la Sierra; b) Estancia Las Mercedes I. Las celdas hexagonales blancas son las unidades tomadas como sitios visitados.

La ocupación de los reptiles de Tandilia se realizó mediante modelos de ocupación (Mackenzie y Royle, 2005), que permiten evaluar el efecto de las covariables sobre la ocupación. La ocupación (Ψ) se definió como la proporción de sitios muestreados ocupados (presencia/ausencia) por cada especie. Los modelos de ocupación se realizaron con el paquete *unmarked* (Fiske y Chandler, 2011) en el entorno R (R Core Team, 2024). Se procedió según el protocolo utilizado por Velasco (2018): a) se desarrolló un modelo constante (es decir, sin considerar ninguna covariable); b) posteriormente, se testeó el efecto individual de las covariables (es decir, sin interacción entre ellas) sobre la ocupación de las especies. Se descartaron aquellos modelos en los que el valor de Criterio de Información de Akaike (AIC) no fue mayor en al menos dos puntos respecto al modelo constante (Burnham y Anderson, 2002); c) considerando las covariables del paso anterior, se testeó a los modelos con todas las posibles combinaciones de covariables (dos o más) y se contrastó el valor de AIC con los modelos resultantes para determinar si la interacción entre covariables resultó en modelos más explicativos. En todos los modelos realizados, se consideró constante a la

detectabilidad (p) de las especies, ya que no fue parte de los objetivos de esta tesis investigar este parámetro.

RESULTADOS

Se modelaron 13 de las 27 especies de reptiles de Tandilia (para ver resultados completos ir a Apéndice II). En la Figura 5.2 se resumen los efectos de las covariables sobre la ocupación de cada especie de reptil que habita en las sierras de Tandilia. Para cada especie se obtuvo un conjunto de modelos, de los cuales se descartaron aquellos que no cumplieron con los criterios establecidos en la metodología, obteniéndose un subconjunto final de modelos. Se enumeran los modelos descartados del total (incluyendo el constante): *Amphisbaena darwinii* (4 de 12); *Amphisbaena kingii* (5 de 12); *Liolaemus tandiliensis* (2 de 34); *Salvator merianae* (6 de 8); *Teius ocellatus* (6 de 9); *Epictia munoai* (2 de 34); *Erythrolamprus poecilogyrus* (6 de 8); *Oxyrhopus rhombifer* (5 de 9); *Philodryas agassizii* (6 de 8); *Philodryas patagoniensis* (6 de 8). Los modelos de ocupación de *Bothrops alternatus*, *Paraphimophis rusticus* y *Phalotris spagazzinii* fueron descartados en su totalidad, debido a que no cumplieron con los criterios mencionados en la metodología. Esto quiere decir lo que los modelos con las covariables seleccionadas no explicaron mejor la ocupación respecto al modelo constante.

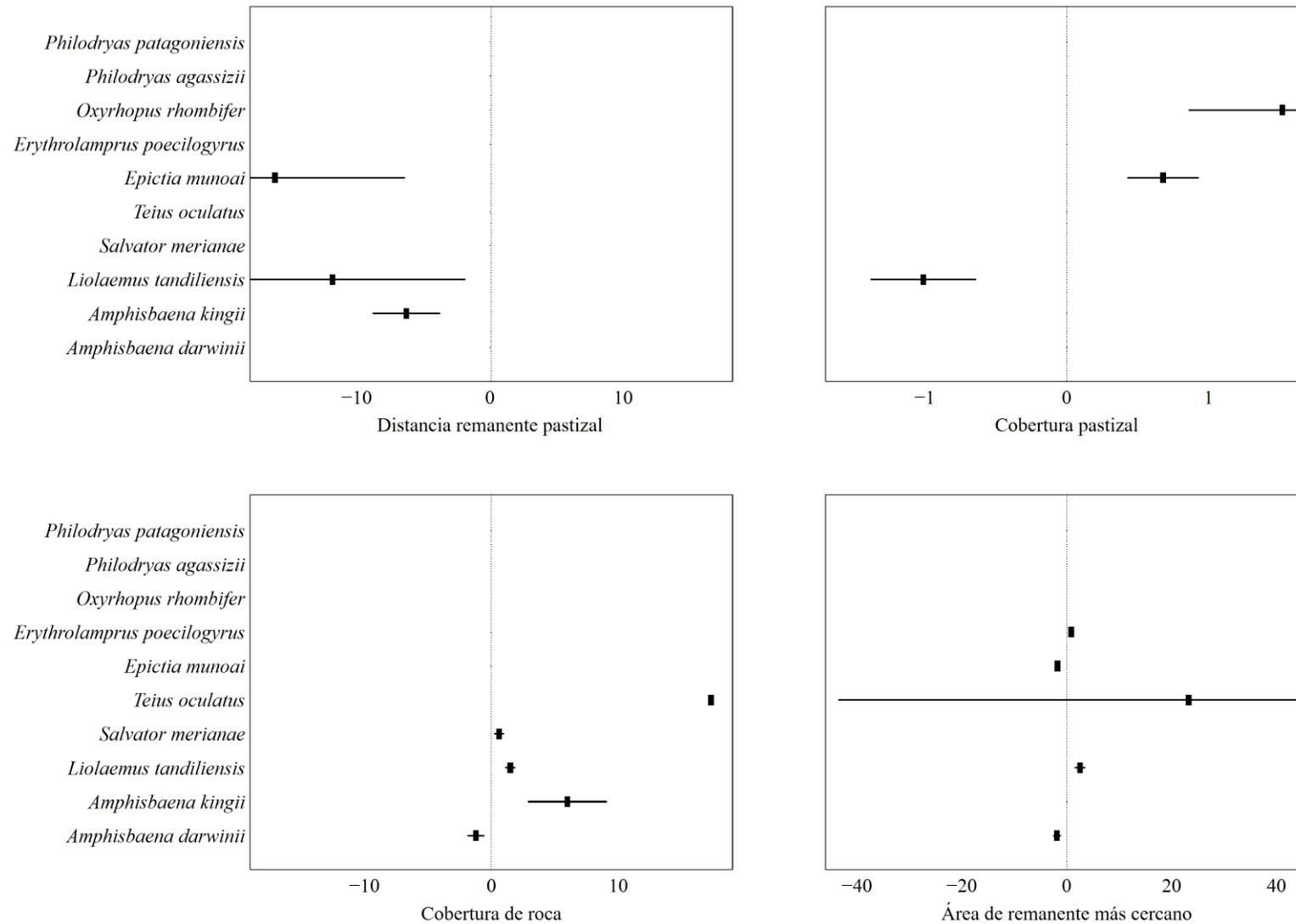


Figura 5.2. Parámetros de las covariables de hábitat de los modelos de ocupación para los reptiles de Tandilia. Barras verticales: parámetros; barras horizontales: intervalos de confianza (95%).

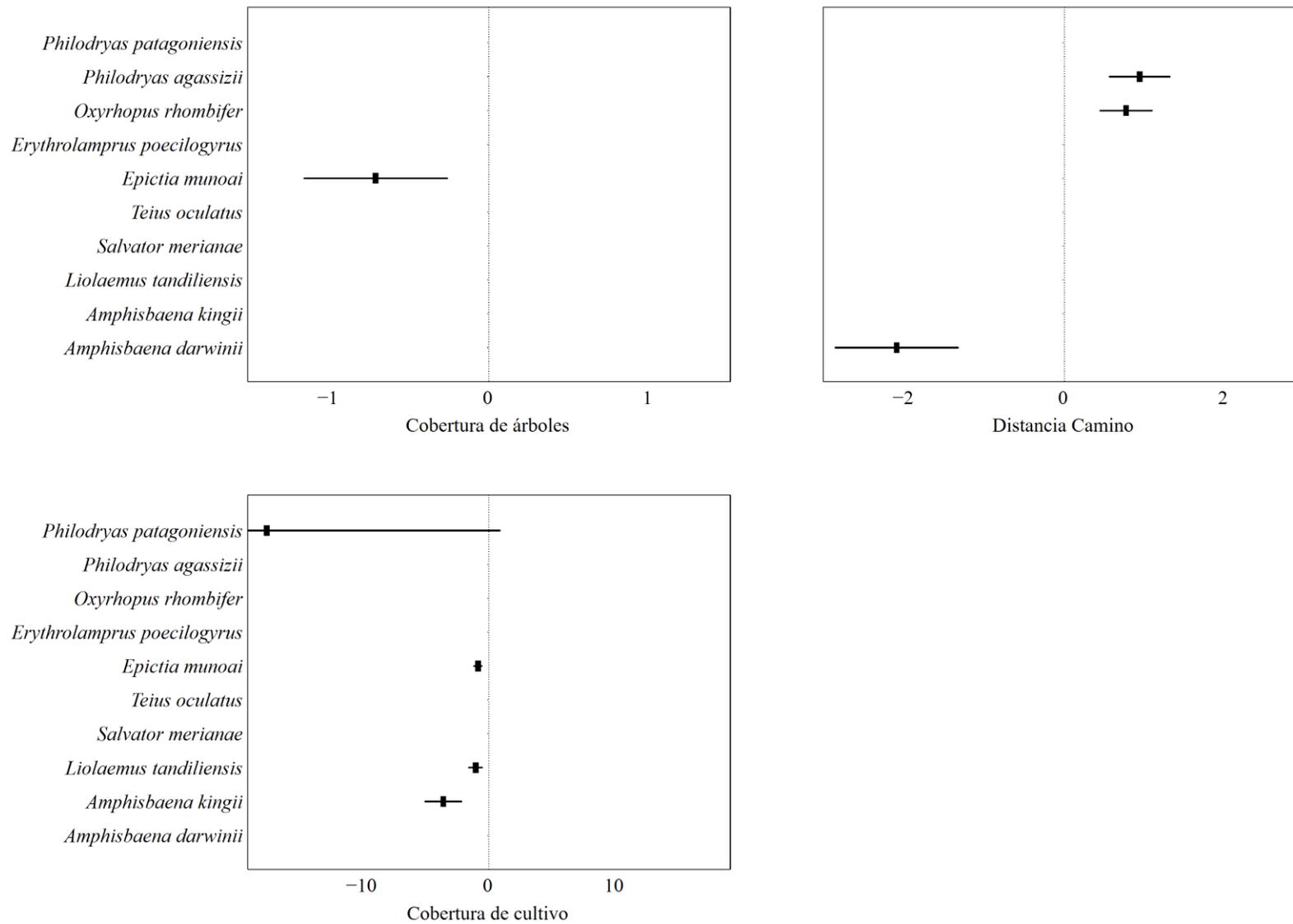


Figura 5.2. Parámetros de las covariables de hábitat de los modelos de ocupación para los reptiles de Tandilia (continuación).

Los modelos de ocupación mejor rankeados (Tabla 5.1) indican que para *Amphisbaena darwinii* la ocupación estaría explicada por un modelo donde el aumento de la distancia a caminos y el área del relicto más cercano tienen efecto negativo. Por otro lado, la ocupación de *Amphisbaena kingii* sería explicada por la interacción de tres covariables: la cobertura de rocas, cobertura de cultivo y distancia a los relictos. Entre los lagartos y lagartijas, en cambio, se ve como en general el mayor factor influyente en la ocupación es la cobertura de roca. El mejor modelo que explica la ocupación de *Liolaemus tandiliensis* en las sierras de Tandilia incluye la interacción entre el área de los relictos más cercanos y la cobertura de roca. Además, para *Salvator merianae* y *Teius oculatus* el mejor modelo solo incluye la cobertura de roca. El mejor modelo que explica la ocupación de *Epictia munoai* incluye las covariables cobertura de pastizal nativo, área y distancia del relicto más cercano. El área del relicto más cercano es la covariable que explica la ocupación de *Erythrolamprus poecilogyrus*, es decir, a mayor área, mayor probabilidad de ocupación. En el caso de *Oxyrhopus rhombifer* la combinación de distancia a caminos y cobertura de pastizal nativo constituyen el mejor modelo. Por otro lado, la culebra *Philodryas agassizii*, presenta mayor ocupación cuando la distancia a caminos es mayor. Además, el uso de suelo para agricultura tiene efecto negativo sobre la ocupación de *Philodryas patagoniensis*.

Tabla 5.1. Resumen de los modelos mejor rankeados sobre la ocupación de los reptiles de Tandilia. Signos positivos: interacción positiva; signos negativos: interacción negativa; celdas grises: no hay interacción.

Especie	Distancia a caminos	Área del relicto más cercano	Distancia al relicto más cercano	Cobertura pastizal nativo	Cobertura de arboleda	Cobertura de cultivo	Cobertura de roca
<i>Amphisbaena darwinii</i>	-	-					
<i>Amphisbaena kingii</i>			-			-	+
<i>Liolaemus tandiliensis</i>		+					+
<i>Salvator merianae</i>							+
<i>Teius oculatus</i>							+
<i>Epictia munoai</i>		-	-	+			
<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i>		+					
<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	+			+			
<i>Philodryas agassizii</i>	+						
<i>Philodryas patagoniensis</i>						-	

DISCUSIÓN

En el presente capítulo se modeló la ocupación de 13 especies de los reptiles que habitan las sierras de Tandilia. La exclusión del resto de las especies se debió a que no se encontraron en el campo durante los muestreos o que, si se hallaron, fue en muy baja frecuencia.

Este capítulo presenta modelos de ocupación de anfisbenas, que, hasta la fecha, son los primeros. Si bien ambas especies de anfisbenas tienen modos de vida estrictamente fosorial (Ceí, 1993), su ocupación estaría explicada por diferentes covariables. Los suelos de cultivo y la mayor distancia al relicto más cercano afectan negativamente la ocupación de *Amphisbaena kingii*, mientras que la cobertura de roca la favorece. Esto indica que esta especie necesita relictos de pastizal con alta cobertura de roca y menores áreas de cultivo. Caso contrario es el de *Amphisbaena darwinii*, que, de forma interesante, disminuye su ocupación a medida que aumenta la distancia a caminos y el área del relicto más cercano. Esto quiere decir que habitan sitios más cercanos a caminos y no necesitan relictos de pastizal de grandes áreas. Es decir, ocupan sitios más antropizados que *Amphisbaena kingii*. Probablemente relacionado con el hecho de que *Amphisbaena darwinii* es una especie mucho más plástica que su congénere, habitando ambientes muy degradados, incluyendo zonas urbanas y periurbanas (Gallardo, 1977; Ceí, 1993).

Por otro lado, en el caso de las lagartijas, la ocupación estaría explicada principalmente por la cobertura de roca, algo que coincide con los resultados de diversidad descritos en el capítulo tres. Queda claro entonces que los sitios de roquedales son clave para las lagartijas, ya que les brindan refugio, sitios de asoleo, búsqueda de pareja y alimento (Riley et al., 1999). Según estos resultados *Liolaemus tandiliensis* ocupa relictos extensos con alta cobertura de roca. Esto coincide con las observaciones realizadas en el capítulo precedente y en la descripción de la especie realizada por Vega et al. (2008). *Salvator merianae* y *Teius oculatus* ocuparían sitios con alta cobertura de roca. Los modelos más explicativos no presentaron covariables con efectos negativos sobre lagartos (i.e. distancia a caminos, cobertura de árboles y tierras de cultivo). Estos resultados no concuerdan con los expuestos por Kass (2018) donde se observó que los saurios se ven principalmente afectados negativamente por las rutas. Rurik et al. (2022) mencionan que el uso de suelo tiene importancia en la ocupación de *Sceloporus occidentalis*, lo que no coincide con mis resultados. Por otro lado, los modelos de ocupación de este capítulo coincidieron con las observaciones realizadas por Blevins y With (2011) y Rurik et al. (2022), quienes hallaron que la cantidad de cobertura de roca explica la ocupación de las lagartijas. En este sentido, el avance de la actividad de canteras sobre las sierras restringe la ocupación de los lagartos. Esta observación da mayor sustento al hecho de que las

lagartijas mencionadas por Nágera (1915) no fueron encontradas en el partido de Olavarría (Sector Norte de Tandilia), donde la actividad de canteras ha eliminado gran parte de las sierras.

En las serpientes, en general el uso de suelo como área de cultivo y la cercanía de caminos son covariables que afectan a determinadas especies. Por otra parte, la ocupación de varias especies estaría explicada por la mayor cobertura de pastizal nativo, así como mayores áreas de relictos y la mayor distancia a los mismos. Esto concuerda con lo analizado en el capítulo de patrones de diversidad, donde los sitios con mayores porcentajes de pastizal tuvieron la mayor diversidad de serpientes. Lo mismo se vio reflejado en el capítulo precedente donde casi la totalidad de las serpientes se hallaron en hábitat de pastizal. La ocupación de las especies Mis resultados no coincidieron con los de Glass y Heinchholz (2022) quienes reportan que la ocupación de las serpientes de pastizales de Illinois no es explicada por las variables cobertura de pastizal y distancia a caminos, sino por la vegetación leñosa. *Bothrops alternatus*, *Paraphimophis rusticus* y *Phalotris spegazzinii* no pudo ser explicada por ninguna de las covariables seleccionadas. *Epictia munoai* se ve afectada por una combinación de covariables, donde la menor distancia a los relictos y mayor cobertura de pastizal nativo aumenta su ocupación. A su vez, cuanto mayor es el área de los relictos, disminuye su ocupación. Esto sugiere que esta especie ocupa relictos de pastizales pequeños, pero que tienen menor distancia entre sí. La ocupación de *Erythrolamprus poecilogyrus* se ve favorecida en sitios cercanos a grandes relictos de pastizal. *Oxyrhopus rhombifer* ocupa sitios con mayor cobertura de pastizal nativo y más distante a caminos. Esto significa, que habita áreas de pastizal, más alejadas de las zonas urbanas y periurbanas. El caso de *Philodryas agassizii* es destacable ya que es una serpiente amenazada a nivel nacional (Giraudo et al. 2012). Estos autores mencionan que su principal amenaza es la fragmentación de su hábitat natural, los pastizales. La ocupación de esta especie fue explicada por el aumento de la distancia a caminos. Probablemente este resultado esté relacionado a que el aumento de calles asfaltadas y rutas debido a la expansión urbana ha provocado la fragmentación de su hábitat. Las áreas de cultivo disminuyen la ocupación de *Philodryas patagoniensis*.

La cobertura de árboles no tuvo significancia en la ocupación de los reptiles de Tandilia, sólo en algunos modelos para *Epictia munoai* (aunque no fueron los mejor rankeados). Para estudios futuros, sería interesante utilizar otro tipo de vegetación exótica, como retamas, retamillas y zarzamoras. Glass y Eichholz (2022) reportan la cobertura de vegetación leñosa como la variable más influyente. Esta variable no fue incluida en este capítulo. Sería interesante incluirla en futuros estudios para profundizar sobre su influencia en los reptiles de Tandilia. Por otra parte, como se esperaba en base a la hipótesis planteada, los relictos de mayor tamaño y la menor distancia a los mismos aumentan la ocupación de los reptiles de Tandilia, excepto en las lagartijas y *Amphisbaena kingii*, que requieren además de alta cobertura de roca.

De lo expresado anteriormente, se puede inferir que las actividades que eliminan y fragmentan el hábitat (i.e., construcción de caminos, actividades de canteras y agricultura) tienen como resultado la menor ocupación de especies. Por lo tanto, es relevante disminuir estas actividades o realizarlas en una forma sustentable para poder conservar estos sitios clave para los reptiles de Tandilia, en forma tal que se puedan conservar estas especies, y a su vez la biodiversidad acompañante.

MODELOS DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES Y ÁREAS PRIORITARIAS DE CONSERVACIÓN

RESUMEN: Las poblaciones de reptiles están enfrentando un declive global como consecuencia de disturbios antrópicos. Para su conservación, es necesario conocer su distribución geográfica y los principales factores que la influyen. Las sierras de Tandilia están ubicadas en el centro de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Estas sierras contienen una alta biodiversidad y varias especies endémicas, pero la actual red de Áreas Naturales Protegidas cubre una baja área de 0.07 %. En este capítulo, se modeló la distribución geográfica de los reptiles en las sierras de Tandilia para: a) explorar los factores ambientales que afectan la distribución de los reptiles en los pastizales de altura del Sistema Montañoso de Tandilia e b) identificar las áreas prioritarias para conservar su biodiversidad. Se usaron 10 variables ambientales y varias fuentes de registros (trabajo de campo, literatura científica, colecciones de museos, proyectos de ciencia ciudadana y una base de datos en línea) para modelar la distribución de cada especie de reptil. Los mejores sitios para proponer reservas naturales fueron determinados en el *software* Zonation. Se determinó la representatividad del sistema actual de Áreas Naturales Protegidas en las sierras de Tandilia superponiendo las Áreas Protegidas con los resultados de Zonation. Se obtuvieron 20 modelos de distribución de especies con dos patrones generales: continuo y en parches. En la mayoría de las especies, las dos variables más informativas fueron los grados-día de crecimiento por debajo de 0 °C y la precipitación del trimestre más húmedo. El sistema actual de Áreas Naturales Protegidas de las sierras de Tandilia cubre 0,2 % de los sitios de prioridad de conservación (4341 Km²) y, por lo tanto, se concluye que es insuficiente para proteger la biodiversidad de reptiles.

INTRODUCCIÓN

La conservación de los reptiles requiere el conocimiento acerca de las distribuciones geográficas, tendencias poblacionales, y amenazas que contribuyen a su declinación (Elith et al., 2006; Todd et al., 2010). Desafortunadamente, las distribuciones de muchas especies de reptiles permanecen pobremente conocidas. Los principales factores que influyen en su distribución son desconocidos a escala local, haciendo de la planificación de acciones de conservación un verdadero desafío (Roll et al., 2017; Di Pietro et al., 2018).

En las décadas recientes, los modelos de distribución de especies (MDE) han sido más utilizados para comprender mejor las distribuciones y completar los vacíos entre sitios de ocurrencia conocida (Guisan y Thuiller, 2005; Elith y Leathwick, 2009). Estos modelos son ampliamente usados en varias disciplinas, tales como biogeografía y ecología (Brito et al., 2008; Elith y Leathwick, 2009; Peterson et al., 2011). Además, los MDE son utilizados en cuestiones relativas a la conservación de reptiles, como la expansión agrícola, el impacto de especies exóticas, la extensión del ofidismo, los efectos del cambio climático, y además como insumo para determinar cuantitativamente las áreas prioritarias de conservación (Corbalán et al., 2011; Nori et al., 2014; Di Pietro et al., 2018; 2023).

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP) son consideradas clave para conservar reptiles, y varios algoritmos de priorización espacial fueron utilizados para identificar sitios críticos para establecer áreas protegidas (Dodd, 1993; Giraudo, 2001; Arzamendia & Giraudo, 2004; Moilanen, 2007; Corbalán et al., 2011; Kacolis et al., 2016; Di Pietro et al., 2018; 2023)

El diseño y creación de ANP deberían estar basados en proteger los ecosistemas y biodiversidad (Smith et al., 2019). En Argentina, las principales ANP fueron creadas por varias razones, incluyendo la protección de ecosistemas y especies amenazadas. Sin embargo, desafortunadamente, como en muchos otros países del Neotrópico, algunas de ellas fueron creadas para definir límites internacionales, con motivos políticos, oportunismo, propósitos recreativos o basados en elementos geográficos en lugar de priorizar las especies que habitan en ellas y que en definitiva son sus objetivos de conservación (Araújo & Williams, 2000; Castaño-Urbe, 2007; Corbalán et al., 2011, Caruso, 2015). Consecuentemente, algunas regiones con muchas especies endémicas y amenazadas permanecen aún con escasa o nula superficie de ANP (Nanni et al., 2020). Este último es el caso de las sierras de Tandilia, donde las ANP cubren solamente el 0,07% de la superficie.

En base a lo expuesto considero que la creación de nuevas ANP en la región de Tandilia debería estar basada en información precisa sobre la distribución de las especies. En este capítulo se modela la

distribución de los reptiles del Sistema Serrano de Tandilia y se determinan áreas prioritarias de conservación.

OBJETIVOS:

1. Identificar las variables ambientales que determinan el hábitat apto de los reptiles de Tandilia.
2. Determinar áreas prioritarias de conservación para los reptiles nativos del pastizal serrano.

METODOLOGÍA

Datos de ocurrencia

Se utilizaron 578 registros de reptiles obtenidos de trabajo de campo entre septiembre de 2019 a noviembre de 2021 durante un total de 107 días en 12 sitios de las sierras de Tandilia. Los muestreos son los mismos que han sido indicados en el capítulo 2, registrando las coordenadas geográficas de presencia (Garmin eTrex 20 GPS, <5 m de exactitud). Además, se utilizó información de ocurrencia histórica de las especies obtenidas de especímenes reportados en la literatura científica, *vouchers* de la colección Herpetológica del Museo de La Plata y MACN (ver Apéndice), y registros de GBIF (el cual incluye otras bases de datos como iNaturalist, <https://www.inaturalist.org>; Ecoregistros, <https://www.ecoregistros.org>; y el Sistema Nacional de Datos Biológicos, <https://datos.sndb.mincyt.gob.ar>), además del proyecto de ciencia ciudadana Reptiles de Tandilia (https://www.instagram.com/reptiles_de_tandilia). En el caso de las especies modeladas, se verificó que las locaciones de los registros históricos coincidieran con los registros actuales (es decir, presencias desde 1970 a la actualidad). Se filtraron 916 registros de todas las fuentes para evitar el grado de sobreajuste en los modelos mediante la remoción de registros erróneos, duplicados y pseudorreplicas. Se excluyó del análisis a la tortuga de agua dulce *Phrynops hilarii*, una especie registrada en el área de estudio probablemente como producto de translocación humana (ver capítulo dos).

Selección de variables

Se seleccionó una combinación de 19 variables bioclimáticas tomadas del proyecto WorldClim (Fick y Hijmans, 2017) y un conjunto de 18 variables ambientales tomadas de ENVIREM (Title y Bemmels, 2018) en la resolución más alta posible (i.e., cerca de 1 km² por celda). Todas las variables fueron procesadas y dimensionadas de acuerdo al área de estudio en el entorno R (R Core Team, 2024). Se

generaron 1.000 puntos aleatorios para extraer los valores de las variables en QGIS 3.30.3 (QGIS. org 2024) y posteriormente se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para resumir la variabilidad ambiental del área de estudio. El ACP se realizó en el software PAST 3.04 (Hammer et al., 2001). Para modelar se emplearon únicamente las variables ambientales con los valores más altos ($>\pm 0.10$; ver resultados).

Modelos de distribución de especies

Los MDE fueron generados en el software Maxent versión 3.4.4. (Phillips et al., 2006; Phillips y Dudík, 2008). Maxent tiene un buen desempeño con datos de solo presencia y variables ambientales para predecir el hábitat adecuado para las especies. Además, en comparación con otros algoritmos usados en MDE, Maxent produce mejores resultados (Duan et al., 2014). Dada la similitud de los ensambles de reptiles y el tipo de hábitat entre las sierras de Tandilia y Ventania en la ecorregión Pampeana (Di Pietro et al., 2020a), se utilizó el protocolo de Di Pietro et al. (2018) para generar los MDE. Solamente se modeló la distribución de las especies con presencia en más de cinco celdas dado que este es el tamaño de muestra que requiere Maxent para producir modelos confiables (Elith et al., 2006). Se removieron los puntos de presencia duplicados para cada celda. Se utilizó un máximo de 10.000 puntos aleatorios, un factor de regularización multiplicador de 0,5, y un ajuste lineal y cuadrático (juntos) de las variables ambientales. Los modelos fueron validados mediante el método de validación cruzada, usando el número de celdas ocupadas por cada especie como número de réplicas para evaluar su ajuste a través del valor de área bajo la curva (AUC) para los datos de prueba y entrenamiento, y así obtener una predicción de consenso y confiable de la distribución geográfica (Dormann, 2007; Pearson et al., 2007; Elith et al., 2011).

Se convirtieron los mapas de probabilidad de presencia continua en mapas binarios mediante el software DIVA-GIS 7.5.0. Para esto, se utilizaron los valores de probabilidad logística del percentil 10 como umbral de corte para obtener el hábitat adecuado. Los valores por debajo de este umbral fueron clasificados como hábitats no adecuados. Se calculó el área de hábitat adecuado en QGIS 3.30.3. La contribución relativa de cada variable en los MDE fue estimada al calcular el incremento porcentual de ganancia durante la fase de optimización del modelo a través de iteraciones de Maxent y usando el método de Jackknife.

Áreas Prioritarias de Conservación

Para identificar los mejores sitios para proponer ANP con la finalidad de proteger a las especies de reptiles de Tandilia se utilizó el software Zonation (Moilanen et al., 2014). Este software ha sido utilizado empleando diferentes organismos e incluyendo lagartijas y serpientes (ver Corbalán et al., 2011; Di Pietro

et al., 2018). Se usaron los resultados de los MDE resultantes del análisis con Maxent como capas de entrada (*input*). Además, las especies del ensamble de reptiles que no fueron modeladas en Maxent (debido a la escasez de registros) fueron incluidas en el análisis de Zonation como Especies de Especial Interés (EEI). Se utilizaron dos algoritmos de remoción de celdas: Función de Beneficio aditivo (del inglés, ABF) y Zonificación del Área Núcleo (del inglés, CAZ). Estos algoritmos, durante la remoción de celdas priorizan áreas con un número superior de especies (mayor riqueza específica) en el caso de ABF, y áreas núcleo de distribución geográfica para todas las especies en el caso de CAZ (Moilanen et al., 2014). Se utilizó un factor *warp*= 1 (define la cantidad de celdas removidas por iteración) ya que a medida que aumenta este valor, los tiempos de análisis aumentan considerablemente. Además, se testearon valores mayores y no afectaron significativamente los resultados. Para priorizar las especies amenazadas (es decir, *Liolaemus tandiliensis*, *Philodryas agassizii* y *Tachymenis ocellata* a nivel nacional) y endémicas (*Contomastix celata*, *Homonota williamsii*, estas dos especies son endemismos parciales, y *Liolaemus absconditus*), de acuerdo con Di Pietro et al. (2018, 2023), se ponderaron con valores de 10 y 5 respectivamente (en comparación de las otras especies que se les dio valor de 1). Esto quiere decir que las celdas que incluyeron alguna de estas especies tuvieron mayor valor de conservación durante el proceso de remoción. Se siguieron las categorías de conservación de la AHA debido a que algunas de estas especies son consideradas como no amenazadas en UICN, a diferencia de lo que sucede en la Argentina (Abdala et al., 2012; Giraudo et al., 2012). Con la finalidad de priorizar áreas altamente conectadas, se le dio una penalización la longitud de límite de la reserva propuesta (valor= 0,05; Moilanen et al., 2014). Además, se utilizó el Índice de Influencia Humana (IIH) para ponderar negativamente a las áreas con algún grado de antropización. Este índice fue desarrollado por la Wildlife Conservation Society (2005) mediante nueve capas de datos globales que comprenden la presión humana (densidad poblacional), uso de suelo e infraestructura (áreas edificadas, luces nocturnas, uso/cobertura de suelo), y acceso humano (costas, caminos, vías de trenes, ríos navegables). Dado que no hay una regla sobre cuán grande deberían ser los valores negativos en relación a los positivos (Moilanen et al., 2014), se experimentó con varios valores para hallar el mejor balance entre características positivas y negativas (características es la denominación que se le da a los *inputs*), consistiendo finalmente en un valor de 10. En concordancia con trabajos previos, se seleccionaron los mejores sitios para crear ANP como las áreas con valores de conservación del 5% superior (es decir, aquellas con valores de conservación entre 0,95 y 1; Corbalán et al., 2011; Di Pietro et al., 2018, 2023). Finalmente, para obtener áreas núcleo con todas las especies y la mayor riqueza específica, se solaparon los resultados de ambos algoritmos, ABF y CAZ, mediante el software QGIS 3.30.3.

Posteriormente, se solaparon estos resultados con el sistema actual de ANP mediante el software QGIS 3.30.3 con la finalidad de cuantificar la representatividad de estas áreas de conservación.

RESULTADOS

Modelos de distribución de las especies

El Análisis de Componentes Principales dio como resultado que los primeros dos componentes explicaron el 99,03 % (PC1) y 0,95 % (PC2) de la variabilidad del área de estudio. Las variables más informativas fueron días-grado de crecimiento debajo de 0 °C, días-grado de crecimiento debajo de 5 °C, evapotranspiración potencial anual, y estacionalidad de la evapotranspiración potencial, evapotranspiración potencial del trimestre más húmedo, precipitación del trimestre más seco, precipitación del trimestre más cálido, precipitación del trimestre más frío (ver Tabla 6.1).

Tabla 6.1. Resultados del Análisis de Componentes Principales. Se indica el porcentaje de explicación por los componentes PC1 y PC2, las variables, su código, y el valor de cada una en el PCA. Las variables usadas en Maxent se indican en negrita.

Código	Variable	PC 1	PC 2
-	% Varianza explicada	99,031	0,94675
BIO1	Temperatura Media Anual	<0,01	<0,01
BIO2	Rango Diurno Promedio (Promedio mensual (temp max – temp min))	<0,01	<0,01
BIO3	Isotermalidad (BIO2/BIO7) (×100)	<0,01	<0,01
BIO4	Estacionalidad de temperatura (desvió estándar ×100)	<0,01	0,1
BIO5	Temperatura Máxima del Mes más Cálido	<0,01	<0,01
BIO6	Temperatura Mínima del Mes más Frío	<0,01	<0,01
BIO7	Rango Anual de Temperatura (BIO5-BIO6)	<0,01	<0,01
BIO8	Temperatura Promedio del trimestre más Húmedo	<0,01	<0,01
BIO9	Temperatura Promedio del trimestre más Seco	<0,01	<0,01
BIO10	Temperatura Promedio del trimestre más Cálido	<0,01	<0,01
BIO11	Temperatura Promedio del trimestre más Frío	<0,01	<0,01
BIO12	Precipitación Anual	<0,01	0,05
BIO13	Precipitación del Mes más Húmedo	<0,01	0,01
BIO14	Precipitación del Mes más Seco	<0,01	-0,01
BIO15	Estacionalidad de Precipitación (Coeficiente de Variación)	<0,01	0,02
BIO16	Precipitación del trimestre Más Húmedo	<0,01	0,1
BIO17	Precipitación del trimestre Más Seco	<0,01	-0,1
BIO18	Precipitación del trimestre Más Cálido	<0,01	0,1

BIO19	Precipitación del trimestre Más Frío	<0,01	-0,1
TWI	Índice de humedad topográfica SAGA-GIS	<0,01	<0,01
TRI	Índice de rugosidad del terreno	-0,01	-0,01
PET	Evapotranspiración potencial anual	0,01	0,16
TAI	Índice de aridez de Thornthwaite	<0,01	<0,01
CMI	Índice de Humedad Climática	<0,01	<0,01
CI	Índice de Continentalidad	<0,01	<0,01
EPQ	Cociente pluviotérmico de Emberger	<0,01	-0,03
GDD0	Días-grado de crecimiento sobre temperatura base de 0°C	0,71	-0,03
GDD5	Días-grado de crecimiento sobre temperatura base de 5°C	0,71	-0,03
MTC	Temperatura Máxima del mes más Frío	<0,01	<0,01
MTW	Temperatura mínima del mes más cálido	<0,01	<0,01
MCT	Meses con temperatura promedio superior a 10°C	<0,01	<0,01
PETcold	Evapotranspiración potencial del trimestre más frío	<0,01	<0,01
PETdriest	Evapotranspiración potencial del trimestre más seco	<0,01	<0,01
PETsea	Estacionalidad de la Evapotranspiración potencial	0,04	0,97
PETwar	Evapotranspiración potencial del trimestre más cálido	<0,01	0,03
PETwet	Evapotranspiración potencial del trimestre más húmedo	<0,01	0,1
CTI	Índice de termicidad compensada	<0,01	-0,02

Del total de especies analizadas en este capítulo, 20 estuvieron presentes en más de cinco celdas: *Amphisbaena darwini*, *Amphisbaena kingii*, *Bothrops alternatus*, *Bothrops ammodytoides*, *Epictia munoai*, *Homonota williamsii*, *Liolaemus absconditus*, *Liolaemus tandiliensis*, *Ophiodes vertebralis*, *Salvator merianae*, *Teius oculatus*, *Erythrolamprus poecilogyrus*, *Lygophis anomalus*, *Oxyrhopus rhombifer*, *Paraphimophis rusticus*, *Phalotris spegazzinii*, *Philodryas agassizii*, *Philodryas patagoniensis*, *Tachymenis ocellata* y *Xenodon dorbignyi*. Solamente seis especies no fueron incluidas en el modelado dado que fueron detectadas en menos de cinco celdas: *Amphisbaena angustifrons*, *Aspronema dorsivittatum*, *Cercosaura schreibersii*, *Contomastix celata*, *Psomophis obtusus* y *Stenocercus pectinatus*. Los resultados de MDE tuvieron alto desempeño, con valores muy altos de AUC entrenamiento (0,89–0,998) y AUC prueba (0,80–0,996).

Los modelos de la distribución espacial de los reptiles de Tandilia resultaron en dos patrones generales de distribución, denominados continuos y en parches (Figs. 6.1-6.3). El patrón de distribución continuo (*Bothrops ammodytoides*, *Erythrolamprus poecilogyrus*, *Lygophis anomalus*, *Paraphimophis rusticus* y *Xenodon dorbignyi*) abarca más de 8.000 km². Las especies restantes mostraron el patrón de distribución en parches, que consiste en porciones aisladas de hábitat adecuado. Este patrón presentó

variación en el número, forma y tamaño de los parches entre las distintas especies que lo presentan. De acuerdo al número de parches, se identificaron cuatro grupos de especies principales. *Epictia munoai*, *Ophiodes vertebralis*, y *Philodryas patagoniensis* presentaron un patrón de cinco parches. Se reconocieron nueve especies con tres/cuatro parches principales (*Amphisbaena darwinii*, *Amphisbaena kingii*; *Bothrops alternatus*, *Liolaemus tandiliensis*, *Oxyrhopus rhombifer*, *Phalotris spegazzinii*, *Philodryas agassizii*, *Salvator merianae* y *Tachymenis ocellata*). La especie endémica de los sistemas serranos *Homonota williamsii* mostró una distribución con dos parches en las sierras de Tandilia. Dos especies presentaron patrón de distribución de un parche principal: *Liolaemus absconditus* en el sur de las sierras de Tandilia y *Teius oculatus* en el centro, con varios puntos aislados alrededor. Esta última especie tuvo la menor cantidad de hábitat adecuado (371,98 km²).

Las variables más importantes en el modelado de la distribución fueron días-grado de crecimiento bajo 0 °C, seguida por la precipitación del trimestre más húmedo en la mayoría de los casos (Tabla 6.2), exceptuando *Liolaemus absconditus* que presentó otro patrón de contribución de variables. Para esta especie la estacionalidad de la temperatura fue la variable más crítica, seguida por días-grado de crecimiento debajo 0 °C. Un resultado similar fue obtenido con el método Jackknife, donde días-grado de crecimiento debajo 0°C y días-grado de crecimiento debajo 5°C fueron las variables más importantes, seguida por la precipitación del trimestre más húmedo. Además, la omisión alternativa de las variables no afectó el desempeño de los modelos.

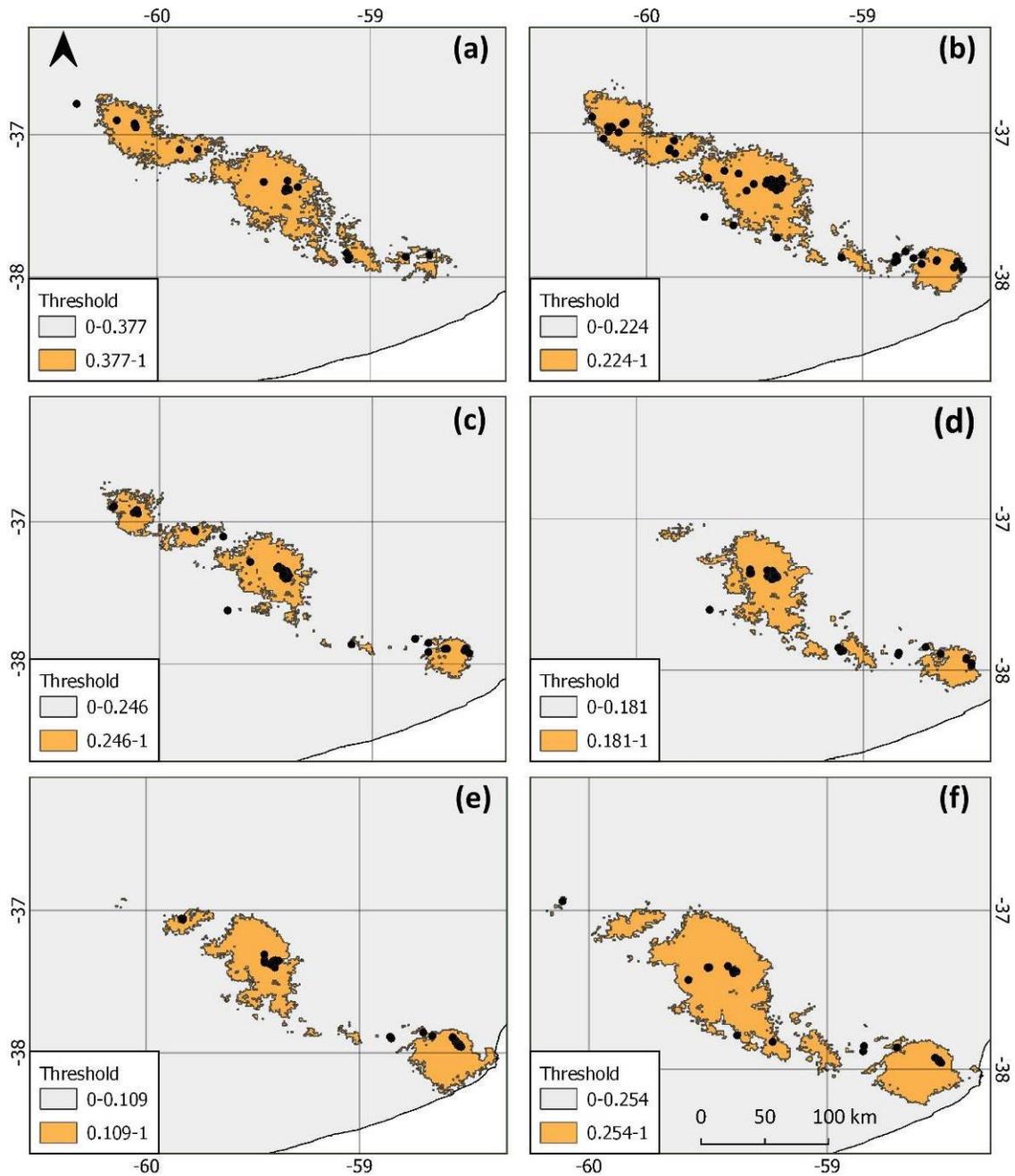


Figura 6.2. Modelos de hábitat adecuado para los grupos de cuatro núcleos. Ver otras referencias en Figura 6.1. a) *Amphisbaena darwini*; b) *Bothrops alternatus*; c) *Salvator merianae*; d) *Amphisbaena kingii*; e) *Liolaemus tandiliensis*; f) *Oxyrhopus rhombifer*.

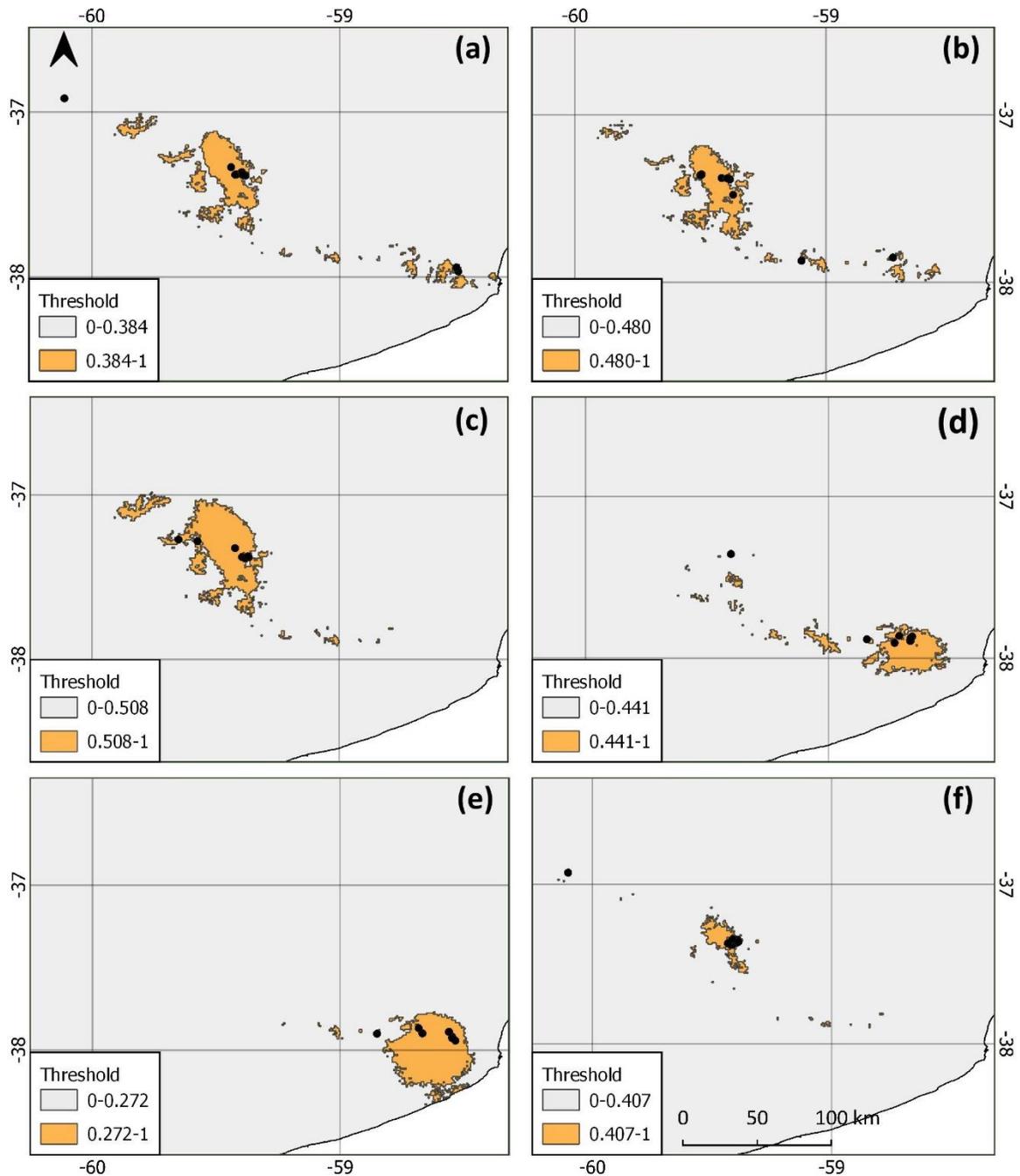


Figura 6.3. Modelos de hábitat adecuado para los grupos de cuatro, dos y un núcleos o parches. Ver otras referencias en Figura 6.1. a) *Phalotris spegazzinii*; b) *Philodryas agassizii*; c) *Tachymenis ocellata*; d) *Homonota williamsii*; e) *Liolaemus absconditus*; f) *Teius oculatus*.

Tabla 6.2. Resultados de Maxent. La tabla muestra el umbral de percentil 10, número de sitios utilizados en modelado (N), registros de presencia (R), hábitat adecuado (HA) en km², AUC de entrenamiento (AUCe), AUC de prueba (AUCp), y porcentaje de contribución de las variables (gdd0, gdd5, PETSEA, PETWET, PET, BIO4, BIO16, BIO17, BIO18, BIO19).

Especies	umbral	N/R	HA	AUCe	AUCp	gdd0	gdd5	petsea	petwet	annualpet	bio4	bio16	bio17	bio18	bio19
<i>Amphisbaena darwinii</i>	0,38	22/66	5518,1	0,98	0,9689	50,6	5,5	8,5	1,5	0,3	0,5	20,2	8,0	4,3	0,7
<i>Amphisbaena kingii</i>	0,18	39/190	3366,47	0,9776	0,9721	75,6	2,8	0,6	1,6	0,4	0,3	10,6	7,5	0,6	0
<i>Bothrops alternatus</i>	0,22	60/71	6092,1	0,9714	0,9673	61,6	0,9	1,3	1,7	3,5	0,5	17,9	5,4	6,2	0,9
<i>Bothrops ammodytoides</i>	0,19	15/16	21864,9	0,9338	0,8752	77,5	14,7	0,6	3,6	0,2	0,0	2,7	0,6	0,1	0
<i>Epictia munoai</i>	0,31	31/139	2428,68	0,9879	0,982	62,9	1,2	1,1	0,5	0,1	0,0	29,4	1,7	2,9	0
<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i>	0,19	33/41	8668,88	0,9649	0,9575	36,7	2,1	1,3	1,8	2,6	10,3	22,8	12,2	9,3	0,8
<i>Homonota williamsii</i>	0,44	8/9	1097,33	0,9948	0,9561	45,5	12,7	1,5	6,3	3,6	9,2	0,1	9,2	10,6	1,2
<i>Liolaemus absconditus</i>	0,27	7/15	1715,98	0,9934	0,9301	30,2	12,1	0,3	5	0,4	33,8	0,9	0,4	15,8	1,1
<i>Liolaemus tandiliensis</i>	0,11	26/57	4277,84	0,9771	0,974	75,2	3,7	0,3	1,2	0,3	1,9	13,2	3,6	0,3	0,2
<i>Lygophis anomalus</i>	0,38	11/12	19644,8	0,8969	0,7991	62,5	10	3,8	1,7	1,6	0,1	19,7	0,6	0	0
<i>Ophiodes vertebralis</i>	0,52	13/15	2509,08	0,9834	0,9647	43,1	9,4	0,2	0,1	0	4,2	36,2	5,1	0,7	1,1
<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	0,25	21/36	6023,1	0,9682	0,9557	73,4	5,5	0,4	0,2	1	0,6	10,8	7,9	0,1	0
<i>Paraphimophis rusticus</i>	0,23	25/29	8714,72	0,9694	0,9503	37,3	4,1	1,3	0,2	1,6	8,8	28,4	10,7	7,3	0,2
<i>Phalotris spegazzinii</i>	0,38	11/19	1556	0,9823	0,9795	66,3	9,5	0,4	0	0	0,3	20,9	2,1	0,5	0
<i>Philodryas agassizii</i>	0,48	11/21	1325	0,9896	0,9641	72,5	7,1	2	0,2	0	0,3	12,8	2,6	1,5	0,7
<i>Philodryas patagoniensis</i>	0,13	30/74	2195,19	0,9913	0,9847	61,5	1,9	2	0,5	0	1,3	26,1	3,4	1,8	1,5
<i>Salvator merianae</i>	0,25	43/58	3704,19	0,981	0,977	60	1,2	0,3	0,6	1,2	2,6	23,9	5,2	4	0,9
<i>Teius oculatus</i>	0,41	12/21	371,98	0,9981	0,9961	58,5	5,1	0	1,5	0	0	30,4	1,3	2,5	0,7
<i>Tachymenis ocellata</i>	0,51	7/7	1961,23	0,9883	0,9848	53	6,5	0	2,4	0	1	32,8	2,1	2,1	0,1
<i>Xenodon dorbignyi</i>	0,16	25/27	15256,8	0,9608	0,9516	37,3	3,8	0	0,7	0	10,8	24,1	11,2	12,1	0

Áreas prioritarias de conservación

Los resultados del análisis con Zonation mostraron áreas de tamaño similar para ambos algoritmos, ABF y CAZ (4.526 y 4.525 km², respectivamente, Fig. 6.4). En ambos casos, las áreas de conservación resultantes coincidieron mayormente con los relictos de pastizal serrano. El resultado del algoritmo ABF mostró cuatro áreas principales en las sierras de Tandilia: un núcleo en el norte rodeando la reserva Boca de la Sierra (Partido de Azul); un gran núcleo en el centro, en el partido de Tandil; un núcleo más pequeño en el partido de Lobería; y un área principal en el sur, rodeando la reserva Natural Paititi en el partido de General Pueyrredón. Además, hay parches pequeños, como en el partido de Olavarría en el extremo norte de Tandilia, y hacia el noroeste de la reserva Boca de la Sierra. Los resultados del algoritmo CAZ tuvieron diferencias con el de ABF en el número de parches pequeños (especialmente en el norte y este de las sierras de Tandilia). El solapamiento de ambas soluciones (ABF y CAZ) resultó en un área de 4.341 km² que es bien representativo de las especies de reptiles endémicos y amenazados de Tandilia. Las tres Áreas Naturales Protegidas (i.e., Reserva Natural Boca de la Sierra, Reserva Natural Privada Paititi, y Reserva Natural Sierra del Tigre) estuvieron dentro de la solución consenso, cubriendo solamente el 0,2 % del área propuesta (i.e., 8,8 km²).

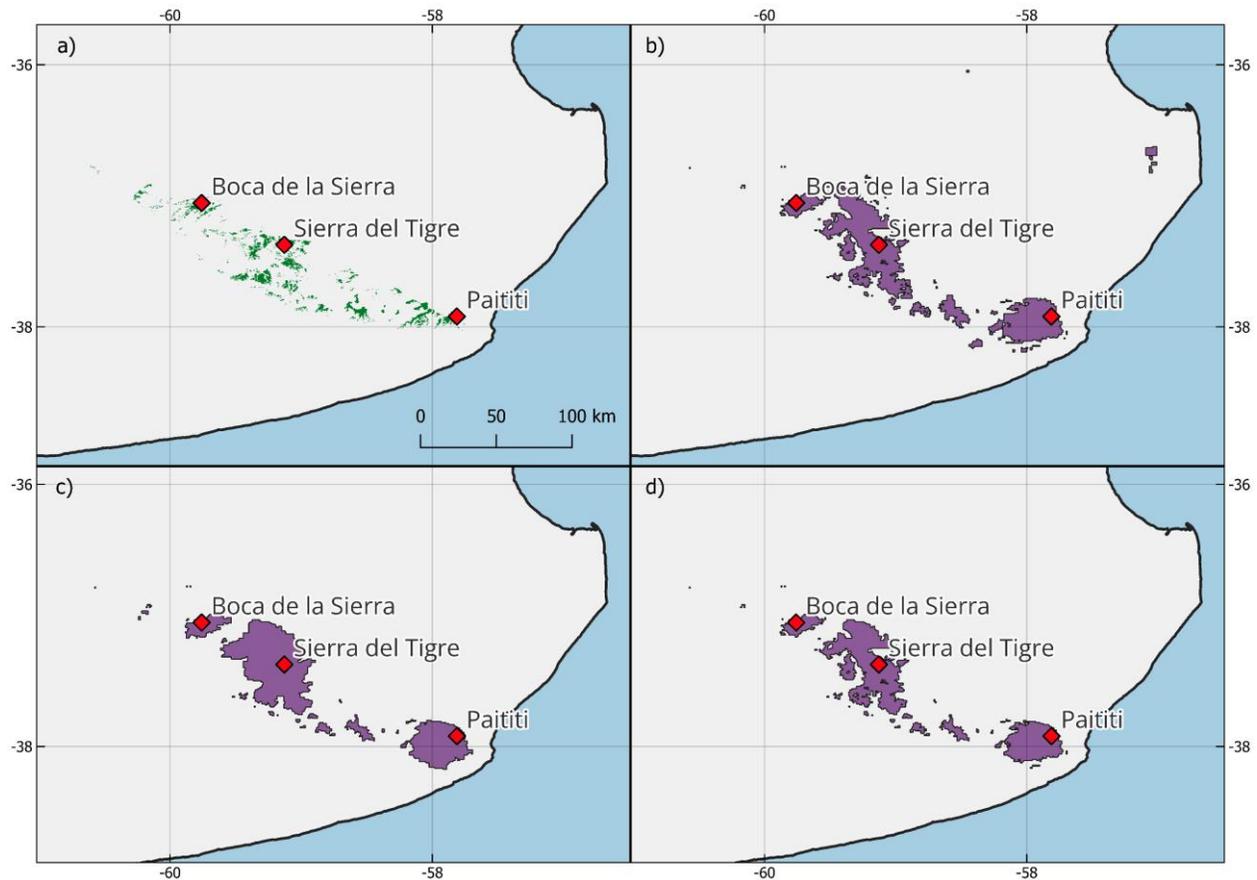


Figura 6.4. Áreas prioritarias de conservación propuestas. a) Relictos de pastizal del Sistema de Tandilia (Trofino Falasco et al., 2023); b) Zonificación de Área Núcleo; c) Función de Beneficio Aditivo; d) propuesta consenso. Diamantes rojos: Áreas Naturales Protegidas.

DISCUSIÓN

Este capítulo presenta hábitats adecuados modelados para las especies de reptiles del Sistema de Tandilia en ecorregión Pampeana. Las variables más informativas para los MDE fueron los grados-día de crecimiento por debajo de 0 °C, la precipitación del trimestre más húmedo, los grados-día de crecimiento por debajo de 5 °C y la precipitación del trimestre más seco. Los grados-día de crecimiento predicen la fenología y la tasa de crecimiento de las plantas (McMaster & Wilhelm, 1997), lo que afecta los límites de distribución de las especies (Morin et al., 2007). Las especies de reptiles mostraron patrones de distribución variables, desde áreas extensas y continuas hasta distribuciones en parches. La mayoría de los parches ocupados coincidieron con los remanentes de pastizales de Tandilia, y es posible identificar un grupo de parches en áreas centrales.

Estos resultados concuerdan con estudios previos que indican que la variable climática grados-día de crecimiento desempeña un papel fundamental en la modelización de la distribución geográfica de varias especies de vertebrados terrestres y plantas (e.g., Araújo et al., 2011; Newbold, 2018; Wilsey et al., 2019). Otras variables climáticas, como la precipitación del trimestre más húmedo y más seco, tienen una contribución relativamente menor en los MDE de los estudios sobre reptiles de las sierras de Ventania. Las sierras de Ventania son similares en cuanto al ensamble de serpientes y el tipo de hábitat con las sierras de Tandilia (Di Pietro et al., 2020a). La altitud y la evapotranspiración potencial anual fueron las variables más críticas para realizar los MDE del ensamble de serpientes en Ventania (Di Pietro et al., 2018). El patrón de distribución continua sugiere que al menos cinco especies: *Bothrops ammodytoides*, *Erythrolamprus poecilogyrus*, *Lygophis anomalus*, *Paraphimophis rusticus* y *Xenodon dorbignyi*, habitan un área contigua que incluye pastizales serranos y alrededores. La mayoría de estos resultados coincidieron con el hábitat reportado previamente (Ceí, 1993; Cabrera, 2015; Di Pietro et al., 2018, 2020b). Los resultados mostraron que *Bothrops ammodytoides* estaría habitando en pastizales bajos, alrededor de las sierras de Tandilia, un tipo de hábitat menos frecuente para esta especie, que generalmente se reporta como habitante de lugares áridos como terrenos rocosos en las sierras, orillas de ríos y salares, no así de pastizales (Ceí, 1993; Scrocchi et al., 2006; Carrasco et al., 2010; Cabrera, 2015). Futuros estudios podrían confirmar la presencia de *Bothrops ammodytoides* en los pastizales circundantes de Tandilia.

La mayoría de los parches modelados coincidieron con los remanentes de pastizales de Tandilia. Sin embargo, las especies se diferenciaron en el número, la forma y el tamaño de las áreas modeladas. Por ejemplo, tres especies con una distribución extensa en la región, *Epictia munoai*, *Ophiodes vertebralis* y *Philodryas patagoniensis*, mostraron cinco áreas núcleo, mientras que otras especies ampliamente distribuidas, como *Amphisbaena darwini*, *Bothrops alternatus* y *Salvator merianae*, mostraron cuatro áreas núcleo de hábitat adecuado a lo largo del sistema. Estas especies tienen presencia confirmada en el norte, a pesar del alto impacto de las actividades humanas, probablemente porque son especies más generalistas en términos de hábitat y pueden persistir en entornos con cierto grado de urbanización (Gallardo 1977; Ceí 1993).

En concordancia con trabajos previos, los hábitats adecuados de dos especies de lagartijas endémicas, *Homonota williamsii* y *Liolaemus absconditus*, se limitaron a afloramientos rocosos en el centro-sur del Sistema de Tandilia (Ávila et al., 2012; Vega et al., 2018). Los afloramientos rocosos en pastizales serranos están asociados con un hábitat adecuado para otras lagartijas, como *Liolaemus tandiliensis* y *Teius oculatus*, como se ha visto en los capítulos de ocupación y microhábitat. Nuestras áreas modeladas sugieren que *Liolaemus tandiliensis* está presente en la zona norte del Sistema de Tandilia

(Partido de Olavarría); sin embargo, su presencia aún debe confirmarse con material de referencia. La falta de registros de *Liolaemus tandiliensis* en el norte de las sierras de Tandilia podría ser consecuencia de la intensa degradación y fragmentación de los pastizales serranos experimentada en esta región (principalmente asociada a actividades de cantera).

Phalotris spegazzinii, *Philodryas agassizii* y *Tachymenis ocellata* presentaron uno de los hábitats adecuados más pequeños y fragmentados, limitados a los pastizales de serranos en el Sistema de Tandilia. Estos resultados coincidieron con trabajos previos que mencionan mayormente a estas especies en áreas abiertas y en ambientes con poco disturbio antrópico (Marques y Hartmann, 2005; Giraudo et al., 2012; Cabrera, 2015). *Phalotris spegazzinii*, en la Argentina, se encuentra solamente en la provincia de Buenos Aires (Scrocchi et al., 2022). Por lo tanto, si las actividades de cantera y agricultura intensiva continúan fragmentando las sierras de Tandilia, una parte significativa de su distribución en Argentina podría perderse. Curiosamente, nuestras áreas modeladas sugieren que *Philodryas agassizii* y *Tachymenis ocellata* estarían presentes en la zona norte del Sistema de Tandilia (Reserva Natural Boca de la Sierra). Estas dos especies están amenazadas según la categorización nacional debido a la fragmentación de su hábitat (Giraudo et al., 2012). Por lo tanto, es necesario llevar a cabo más estudios para confirmar su presencia en esta área modelada. Nuestros resultados sugieren que todos los lagartos tienen una distribución dispersa que coincide con los pastizales serranos de Tandilia. Por otro lado, hay una alta proporción de serpientes que tienen una distribución dispersa, pero algunas de ellas tienen una distribución continua tanto en los pastizales de altura como en la llanura circundante.

Se evaluó la primera propuesta de área de conservación para los reptiles de Tandilia. Este análisis identificó 4.341 km² en el norte, centro y sur de las sierras de Tandilia como los mejores sitios para conservar a los reptiles y sus hábitats. Las ANP actuales de Tandilia se incluyeron completamente en la propuesta de conservación. Sin embargo, representaron solo el 0,2% del área total propuesta, lo que sugiere que son insuficientes para proteger la biodiversidad de reptiles de Tandilia. Se observó una situación similar en otros pastizales serranos de la región Pampeana, como en las sierras de Ventania, donde solo el 2,2% del área propuesta para la conservación está bajo protección efectiva (Di Pietro et al., 2018). Para alcanzar el objetivo propuesto de conservar el 5% de las áreas prioritarias para la conservación, parece poco probable un aumento de 4.332,2 km² de tierras designadas para la conservación por el sistema de Áreas Naturales Protegidas. Esto se debe a que las sierras de Tandilia están inmersas en una matriz agrícola de tierras privadas, donde su uso depende de los tomadores de decisiones y productores (De Rito et al., 2020). En este escenario, es esencial considerar que las especies pueden ser protegidas más allá de las reservas naturales (Vignoli et al., 2009), y se pueden llevar a cabo acciones de manejo

alternativas, como la educación sobre la vida silvestre, la recuperación de especies y la restauración del hábitat (Kacoliris et al., 2016; 2019). Del mismo modo, la implementación de sistemas de pastoreo sostenibles podría contribuir a la conservación de los pastizales nativos (Vaccaro et al., 2020), preservando así la biodiversidad de reptiles de las sierras de Tandilia.

SIETE

CONCLUSIONES

Las sierras de Tandilia contienen una composición de 27 especies de reptiles nativos. Estas islas orográficas contienen más de la mitad (56%) de las especies reportadas para la ecorregión Pampeana. De 27 especies, al menos 22 tienen presencia confirmada, dado que fueron hallados en más de una ocasión y localidad. Estas especies presentan distintos patrones de distribución. Algunas especies como *Bothrops alternatus*, *Erythrolamprus poecilogyrus*, *Philodryas patagoniensis* y *Salvator merianae* tienen una distribución amplia. Otras especies tienen distribución restringida a uno o dos sectores serranos. Tal es el caso de especies como *Contomastix celata* y *Liolaemus absconditus* que viven en un solo sector serrano. Las especies más emparentadas, como congéneres o de la misma tribu usualmente viven en sintopía. En estos casos pueden vivir a diferentes altitudes (como las especies de los géneros *Amphisbaena* y *Liolaemus* o las especies de la familia Teiidae) o compartir altitudes. De este ensamble de reptiles, 3 especies se encuentran con alguna categoría de amenaza a nivel nacional: *Liolaemus tandiliensis*, *Philodryas agassizii* y *Tachymenis ocellata*.

Los patrones de diversidad revelan que hay sitios con mayor diversidad en todo el sistema serrano, principalmente la Estancia Las Mercedes, en la localidad de Tandil, en el centro del sistema serrano. Este sitio incluye el mayor número de especies de serpientes, incluyendo aquellas que se encuentran amenazadas. Estos sitios de mayor diversidad en general están asociados a mayor conectividad, área de los relictos y presencia de pastizal nativo. Hay sitios con áreas mayores a la Estancia Las Mercedes, aunque con menor diversidad, como es el caso de las reservas Boca de la Sierra y Paititi, que se asocian a menor conectividad, mayor efecto borde y mayor presencia de árboles (especies exóticas). Sin embargo, contienen especies que no se encuentran en otros sitios del sistema serrano como *Amphisbaena angustifrons*, *Contomastix celata* y *Liolaemus absconditus*. Además, presentaron mayor abundancia de *Liolaemus tandiliensis*. La presencia de estas lagartijas parece que se debe a la mayor heterogeneidad del terreno, debido a la presencia de mayor cantidad de roquedales. Se acepta la hipótesis que las características espaciales de los relictos, tales como área, conectividad, relación área-perímetro (efecto borde) explican la distribución y mayor diversidad de reptiles.

Las anfibenas y serpientes se hallaron principalmente en pastizales, mientras que las lagartijas utilizan los pastizales y los roquedales. La hipótesis de partición de microhábitat se acepta parcialmente, debido a que las lagartijas y lagartos, particionan su microhábitat, mientras que las anfibenas y serpientes

(excepto *Bothrops alternatus*) presentan alto solapamiento de microhábitat (bajo rocas). Esto indica que en estos grupos particionan otras dimensiones del nicho, como la dieta o tiempo de actividad.

Los modelos de ocupación proponen a las áreas de cultivo y los caminos como las covariables que tienen efecto negativo en la ocupación de los reptiles de Tandilia. Por otro lado, los relictos con mayor área, mayor cobertura de pastizal nativo, roquedales y más distantes a caminos explicarían la ocupación de reptiles. Las forestaciones, sin embargo, no han presentado un efecto negativo significativo sobre la ocupación de los reptiles de Tandilia. Este es un punto para estudiar en mayor profundidad en futuras investigaciones que deriven de esta tesis, teniendo en cuenta una mayor cantidad de especies exóticas invasoras. Considerando esto, se acepta la hipótesis que los disturbios antrópicos (al menos en parte) disminuyen la ocupación, diversidad y abundancia de los reptiles nativos en el sistema serrano de Tandilia.

Los modelos de distribución potencial coinciden mayormente con la distribución geográfica y además añaden sitios de interés para corroborar la presencia de determinadas especies de reptiles. El análisis de áreas prioritarias de conservación identificó 4.341 Km² como los mejores sitios para conservar a los reptiles de Tandilia. Esta extensión se divide en tres áreas núcleo que constituyen las localidades de Benito Juárez-Tandil (centro), Azul (norte) y Balcarce-Sierra de los Padres (sur). Las Áreas Naturales Protegidas actuales de Tandilia se incluyeron por completo en la propuesta de conservación, aunque representaron solo el 0,2% del área total propuesta, lo que confirma la hipótesis planteada en esta tesis: las áreas protegidas existentes son insuficientes para proteger la biodiversidad de reptiles de Tandilia ya que está muy por debajo del 10% recomendado (Burkart 1999; Bertonatti y Corcuera, 2000) y por debajo del 5% propuesto con el análisis de Zonation.

Finalmente, en el momento de planificar acciones orientadas a la conservación de los reptiles de Tandilia, es importante considerar los relictos de pastizal de mayor área, pero también aquellos que presenten mayor conectividad, menor efecto borde, así como una menor fragmentación por caminos y tierras de cultivo. Además, la heterogeneidad de hábitats y microhábitats también es relevante ya que posibilitan la ocupación de mayor diversidad de reptiles. Dicho esto, se debe recurrir a algún tipo de recurso de protección legal para sitios muy diversos como la Estancia Las Mercedes. Asimismo, deben tenerse en consideración también los sectores norte y sur del sistema serrano, debido a que contienen especies endémicas o amenazadas que no se encuentran en otros sectores de estas sierras. Como se discutió anteriormente es necesario aumentar la superficie de Áreas Naturales Protegidas. Si esto no es posible, otras alternativas deben ser consideradas como, por ejemplo, la ganadería sustentable, la restauración de hábitat y la creación de corredores biológicos que aumenten la conectividad entre relictos de pastizal.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Abdala CS, Acosta JL, Acosta JC, Álvarez BB, Arias F, Ávila LJ, Blanco GM, Bonino M, Boretto JM, Brancatelli G, Breitman MF, Cabrera MR, Cairo S, Corbalán V, Hernando A, Iburgüengoytía NR, Kacoliris FP, Laspiur A, Montero R, Morando M, Pelegrin N, Fulvio Pérez CH, Quinteros AS, Semhan RV, Tedesco ME, Vega L, Zalba SM (2012) Categorización del estado de conservación de las lagartijas y anfisbenas de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 26(1): 215–247.
- Acosta, J. C., Ávila, L. J., & Martori, R. (1991). Ecología trófica de *Teius oculatus* (Sauria: Teiidae) en el sur de la Provincia de Córdoba (Argentina): composición, variación anual y estacional de la dieta. *Cuadernos de Herpetología*, 6.
- Araújo, M. B., & Williams, P. H. (2000). Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation*, 96, 331–345. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00074-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00074-4)
- Araújo, M. B., Alagador, D., Cabeza, M., Nogués-Bravo, D., & Thuiller, W. (2011). Climate change threatens European conservation areas. *Ecology letters*, 14(5), 484–492. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01610.x>
- Aranguren, M. F., Velasco, M. A., Trofino-Falasco, C., Pizzarello, M. G., Vera, D. G., & Berkunsky, I. (2023). Mammals of the Tandilia Mountain system, current species inhabiting Pampean highland grasslands. *Neotropical Biology and Conservation*, 18(1), 13-29.
- Arzamendia V, Giraudo AR (2002) Lista y distribución de los ofidios (Reptilia: Serpentes) de Santa Fe, Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 16(1): 15–32.
- Arzamendia, V., & Giraudo, A. R. (2004). Usando patrones de biodiversidad para la evaluación y diseño de áreas protegidas: Las serpientes de la provincia de Santa Fe (Argentina) como ejemplo. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77, 335–348. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2004000200011>
- Ávila, L. J., Pérez, C. H. F., Minoli, I., & Morando, M. (2012). A new species of *Homonota* (Reptilia: Squamata: Gekkota: Phyllodactylidae) from the Ventania mountain range, Southeastern Pampas, Buenos Aires Province, Argentina. *Zootaxa*, 3431(1), 19–36. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3431.1.2>
- Baeza, S., Vélez-Martin, E., De Aballeyra, D., Bancho, S., Gallego, F., Schirmbeck, J., ... & Hasenack, H. (2022). Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomás Pampa initiative. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 28, 100834.
- Barrio, A. 1961. Distribución del género *Bothrops* Wagler (Ophidia, Crotalidae) en la Provincia de Buenos Aires. *Physis* 22(63): 2 1 1-2 15.

- Beaupre, S.J., and D.J. Duvall. 1998. Variation in oxygen consumption of the Western Diamondback Rattlesnake (*Crotalus atrox*): Implications for sexual size dimorphism. *J. Comp. Physiol. B Biochem. Syst. Environ. Physiol.* 168:497–506
- Bertonatti, C., & Corcuera, J. (2000). Situación ambiental argentina 2000 (p. 440). Fundación Vida Silvestre Argentina.
- Bhattacharjee Y (2005) Citizen scientists supplement work of Cornell researchers. *Science* 308(5727): 1402–1403. <https://doi.org/10.1126/science.308.5727.1402>
- Bilenca D, Miñarro F (2004) Identificación de áreas valiosas de pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, 323 pp.
- Blanco, D. E., Lanctot, R. B., Isacch, J. P., & Gill, V. A. (2004). Pastizales templados del sur de América del Sur como hábitat de aves playeras migratorias. *Ornitología Neotropical*, 15, 159-167.
- Blevins, E., & With, K. A. (2011). Landscape context matters: local habitat and landscape effects on the abundance and patch occupancy of collared lizards in managed grasslands. *Landscape Ecology*, 26, 837-850.
- Bonney R, Cooper CB, Dickinson J, Kelling S, Phillips T, Rosenberg KV, Shirk J (2009) Citizen science: A developing tool for expanding science knowledge and scientific literacy. *Bioscience* 59(11): 977–984. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.11.9>
- Brillouin L. 1965. Science and information theory. Academic Press, New York, USA.
- Brito, J. C., Santos, X., Pleguezuelos, J. M., & Sillero, N. (2008). Inferring evolutionary scenarios with geostatistics and geographical information systems for the viperid snakes *Vipera latastei* and *Vipera monticola*. *Biological Journal of the Linnean Society*, 95(4), 790–806. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2008.01071.x>
- Brown AD, Pacheco S (2006) Propuesta de actualización del mapa ecorregional de la Argentina. In: Brown AD, Martínez Ortiz U, Acerbi M, Corcuera JF (Eds) La Situación Ambiental Argentina. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, 28–31.
- Brown GW, Bennett AF, Potts JM (2008) Regional faunal decline-reptile occurrence in fragmented rural landscapes of south-eastern. *Australian Wildlife Research* 35(1): 8–18. <https://doi.org/10.1071/WR07010>
- Burkart, R.; Del Valle Ruiz, L.; Daniele, C.; Natenzon, C.; Ardura, F. & Balabusic, A. 1994. El Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas de la Argentina. Buenos Aires, Administración de Parques Nacionales.

- Burkart R, Bárbaro NO, Sánchez RO, Gómez DA (1999) Ecorregiones de la Argentina. Administración de Parques Nacionales y Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires, 42 pp.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information-theoretic Approach. Springer-Verlag.
- Cabrera AL (1971) Fitogeografía de la República Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 14(1–2): 1–50.
- Cabrera, 2015. Reptiles del Centro de Argentina. Córdoba: Universidad Nacional de Córdoba.
- Cabrera MR, Carreira S, Di Pietro DO, Rivera PC (2019) A new species of *Contomastix* (Squamata, Teiidae) supported by total evidence, with remarks on diagnostic characters defining the genus. The Herpetological Journal 29(1): 23–36. <https://doi.org/10.33256/hj29.1.2336>
- Cajade R, Etchepare EG, Falcione C, Barrasso DA, Alvarez BB (2013) A new species of *Homonota* (Reptilia: Squamata: Gekkota: Phyllodactylidae) endemic to the hills of Paraje Tres Cerros, Corrientes Province, Argentina. Zootaxa 3709(2): 162–176. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3709.2.4>
- Campbell, S. R., Mackessy, S. P., & Clarke, J. A. (2008). Microhabitat use by brown treesnakes (*Boiga irregularis*): effects of moonlight and prey. *Journal of Herpetology*, 42(2), 246-250.
- Cappellari, L. H., Lema, T. D., Prates Jr, P., & Rocha, C. F. D. D. (2007). Diet of *Teius oculatus* (Sauria, Teiidae) in southern Brazil (Dom Feliciano, Rio Grande do Sul). *Iheringia. Série Zoologia*, 97, 31-35.
- Caruso, S. A. (2015). Análisis del proceso de creación de los Parques Nacionales en Argentina. *Geograficando*, 11(1).
- Carrasco, P., Scrocchi, G., & Leynaud, G. (2010). Redescription of the southernmost snake species, *Bothrops ammodytoides* (Serpentes: Viperidae: Crotalinae). *Amphibia-Reptilia*, 31(3), 323–338. <https://doi.org/10.1163/156853810791769491>
- Castaño-Urbe C. (2007). Diagnóstico y situación actual de las áreas protegidas en América Latina y el Caribe. Bariloche: Informe Regional.
- Castillo, D. F., Birochio, D. E., Lucherini, M., Casanave, E. B. (2011, August). Diet of adults and cubs of *Lycalopex gymnocercus* in Pampas grassland: a validation of the Optimal Foraging Theory?. In *Annales Zoologici Fennici* (Vol. 48, No. 4, pp. 251-256). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Castelli, L., Castellón, A. P., & Recio, M. E. (2001). *Conservación de la naturaleza en tierras de propiedad privada*. Fundación Ambiente y Recursos Naturales.
- Cei JM (1993) Reptiles del Noroeste, Nordeste y Este de la Argentina: Herpetofauna de las Selvas Subtropicales, Puna y Pampas. Museo Regionale di Scienze Naturali, Torino, 949 pp.

- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology*, 18(1), 117-143.
- Cohn, J.P. 2008. Citizen science: can volunteers do real research? *BioScience* 58:192–197.
- Cooper CB, Dickinson J, Phillips T, Bonney R (2007) Citizen science as a tool for conservation in residential ecosystems. *Ecology and Society* 12(2): e11. <https://doi.org/10.5751/ES-02197-120211>
- Corbalán, V., Tognelli, M. F., Scolaro, J. A., & Roig-Juñent, S. A. (2011). Lizards as conservation targets in Argentinean Patagonia. *Journal for Nature Conservation*, 19(1), 60–67. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2010.05.004>
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*, 387(6630), 253-260.
- Cozzani, N., & Zalba, S. M. (2009). Vegetation structure and selection of reproductive habitats by Pampas grassland birds. *Ecología Austral*, 19(01), 035-044.
- Crisci, J. V., Freire, S., Sancho, G., & Katinas, L. (2001). Historical biogeography of the Asteraceae from Tandilia and Ventania mountain ranges (Buenos Aires, Argentina). *Caldasia*, 23, 21–41
- Crump, M. L. and Jr. N. J. Scott. 1994. Standard Tecniques for Inventory and monitoring. Visual Encounter Surveys, p. 84-92. In W. R. Heyer, M. A. Donnelly, M. W. Mc Diarmid, L. C. Hayek, and M. S. Foster [eds.], *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians*. Shmitsonian Institution Press, Washington and London.
- Dalla Salda L (1999) Cratón del Río de la Plata, Basamento granítico-metamórfico de Tandilia y Martín García. In: Caminos R (Ed.) *Geología Regional Argentina. Anales del Instituto de Geología y Recursos Minerales, Subsecretaría de Minería Buenos Aires, Buenos Aires* 29(4): 97–106.
- Dalla Salda L, Spalletti L, Poire D, De Barrio R, Echeveste H, Benialgo A (2006) Tandilia/ Tandilla. Instituto Superior de Correlación Geológica. Serie Correlación Geológica 21(1): 17–46.
- De la Sota ER (1967) Composición, origen y vinculaciones de la flora pteridológica de las sierras de Buenos Aires (Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 11(2–3): 105–128.
- De María, Manuel R., et al. "Pampas deer conservation with respect to habitat loss and protected area considerations in San Luis, Argentina." *Biological Conservation* 115.1 (2004): 121-130.
- De Rito, M. V., Fernández Honaine, M., & Herrera, L. P. (2020). Aplicación de un índice de naturalidad para las sierras del sistema de Tandilla. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 22(1), 75–90.

- Deutsch, C., Bilenca, D., & Agostini, G. (2017). In search of the horned frog (*Ceratophrys ornata*) in Argentina: complementing field surveys with citizen science. *Herpetological Conservation and Biology*, 12(3), 664-672.
- Dias, E.J.R. & Rocha, C.F.D. (2004). Thermal ecology, activity patterns and microhabitat use by two sympatric whiptail lizards (*Cnemidophorus abaetensis* and *Cnemidophorus ocellifer*) from northeastern Brazil. *Journal of Herpetology* 38, 586–588.
- Di Pietro DO (2016) Historia natural y ecología de los ofidios (Reptilia: Serpentes) de las sierras australes de la provincia de Buenos Aires, Argentina. PhD dissertation, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, 150 pp. <https://doi.org/10.35537/10915/52662>
- Di Pietro DO, Nenda SJ, Williams JD (2010) New records of *Psomophis obtusus* (Cope, 1863) (Serpentes: Dipsadidae) in Argentina and Uruguay. *Cuadernos de Herpetología* 24(2): 125–127.
- Di Pietro DO, Christie ML, Williams JD (2013) Nuevos registros de *Philodryas agassizii* (Serpentes: Dipsadidae: Xenodontinae) en la Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 27: 59–62.
- Di Pietro DO, Cabrera MR, Williams JD, Kacoliris FP, Cajade R, Alcalde L (2018) Distributional patterns and conservation planning for a snake assemblage from temperate South America. *Journal for Nature Conservation* 45: 79–89. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.08.004>
- Di Pietro DO, Cabrera MR, Williams JD, Alcalde L, Cajade R, Kacoliris FP (2020a) Comparative composition of the snake assemblage from Sierras de Ventania mountain range, east-central Argentina. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 55(1): 44–50. <https://doi.org/10.1080/01650521.2019.1676620>
- Di Pietro DO, Williams JD, Cabrera MR, Alcalde L, Cajade R, Kacoliris FP (2020b) Resource partitioning in a snake assemblage from east-central Argentina. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 92(2): e22. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020180766>
- Di Pietro, D. O., Berkunsky, I., Vera, D. G., Velasco, M. A., Tettamanti, G., Cabrera, M. R., ... & Kacoliris, F. P. (2023). Conservation priority areas for narrow-range reptiles of the Pampas grassland, east-central Argentina. *South American Journal of Herpetology*, 28(1), 64-77.
- Dodd, C. K., Jr (1993). Strategies for snake conservation. In R. A. Seigel, & J. T. Collins (Eds.), *Snakes: Ecology and behavior* (pp. 363–394). New York: McGraw-Hill.
- Dodd, C. K. (Ed.). (2016). *Reptile ecology and conservation: A handbook of techniques*. Oxford University Press.
- Dormann, C. F. (2007). Promising the future? Global change projections of species distributions. *Basic and Applied Ecology*, 8, 387–397. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2006.11.001>

- Driscoll DA (2004) Extinction and outbreaks accompany fragmentation of a reptile community. *Ecological Applications* 14(1): 220–240. <https://doi.org/10.1890/02-5248>
- Duan, R. Y., Kong, X. Q., Huang, M. Y., Fan, W. Y., & Wang, Z. G. (2014). The predictive performance and stability of six species distribution models. *PLoS one*, 9(11), e112764.
- Dunham, A. E., Grant, B. W., & Overall, K. L. (1989). Interfaces between biophysical and physiological ecology and the population ecology of terrestrial vertebrate ectotherms. *Physiological Zoology*, 62(2), 335-355.
- Early R, Bradley BA, Dukes JS, Lawler JJ, Olden JD, Blumenthal DM, Gonzalez P, Grosholz ED, Ibañez I, Miller LP, Sorte CJB, Tatem AJ (2016) Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications* 7(1): 1–9. <https://doi.org/10.1038/ncomms12485>
- Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species Distribution Models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 677–697. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., et al. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129–151. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity & Distributions*, 17, 43–57. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>
- Etchepare EG, Ingaramo MR (2008) *Pseudablabes agassizii* (Jan, 1863)(Serpentes: Colubridae). Primer registro para la provincia de Corrientes (República Argentina). *Cuadernos de Herpetología* 22(1): 51.
- Etchepare E, Giraudo AR, Arzamendia V (2012a) *Philodryas agassizii* Jan, 1863. Culebra verde listada. In: Giraudo AR, Arzamendia V, Bellini GP, Bessa CA, Calamante CC, Cardozo G, Chiaraviglio M, Costanzo MB, Etchepare EG, Di Cola V, Di Pietro DO, Kretzschmar S, Palomas S, Nenda SJ, Rivera PC, Rodriguez ME, Scrocchi GJ, Williams JD (Eds) Categorización del estado de conservación de las Serpientes de la República Argentina. *Cuadernos de herpetología* 26(1): e360.
- Etchepare E, Bellini GP, Giraudo AR, Arzamendia V, Calamante C, Williams J (2012b) *Tomodon ocellatus* Duméril, Bibron & Duméril, 1854. Falsa yararará caracolera pampeana. In: Giraudo AR, Arzamendia V, Bellini GP, Bessa CA, Calamante CC, Cardozo G, Chiaraviglio M, Costanzo MB, Etchepare EG, Di Cola V, Di Pietro DO, Kretzschmar S, Palomas S, Nenda SJ, Rivera PC, Rodriguez ME, Scrocchi GJ,

- Williams JD (Eds) Categorización del estado de conservación de las Serpientes de la República Argentina. Cuadernos de herpetología 26(1): e366.
- Ferdinands, K., K. Beggs, and P.J. Whitehead. 2005. Biodiversity and invasive grass species: Multiple-use or monoculture? *Wildlife Research* 32:447–457.
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Figueroa, R. A., & González-Acuña, D. (2006). Prey of the Harris's Hawk (*Parabuteo unicinctus*) in a suburban area of southern Chile. *Journal of Raptor Research*, 40(2), 164-168.
- Fisher, R. A., Corbet, A. S., & Williams, C. B. (1943). The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *The Journal of Animal Ecology*, 42-58.
- Fischer J, Lindenmayer DB, Cowling A (2004) The challenge of managing multiple species at multiple scales: Reptiles in an Australian grazing landscape. *Journal of Applied Ecology* 41(1): 32–44. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2004.00869.x>
- Fischer J, Lindenmayer DB, Barry S, Flowers E (2005) Lizard distribution patterns in the Tumut fragmentation “Natural Experiment” in south-eastern Australia. *Biological Conservation* 123(3): 301–315. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.11.018>
- Fiske, I., & Chandler, R. (2011). unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43(10), 1–23. <https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>
- Forman, R.; Sperling, D.; Bissonette, J.; Clevenger, A.P.; Cutshall, C.D; Dale, V.H.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C.R; Heanue, K.; Jones, J.A; Swanson, F.J; Turrentine, T. & Winter, T.C. 2002. *Road Ecology: Science and Solutions*. Washington, DC: Island Press. 504 pp.
- Friedman, M., Cepeda, R. E., Cortelezzi, A., Simoy, M. V., Marinelli, C. B., Kacolis, F. P., ... & Berkunsky, I. (2016). Searching for an elusive anuran: a detection model based on weather forecasting for the tandilean red-belly toad. *Herpetological Conservation and Biology*, 11, 476-485.
- Gallardo JM (1966) Las especies argentinas del género *Ophiodes* Wagler. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 9: 123–144.
- Gallardo JM (1967) Observaciones sobre *Amphisbaena darwini heterozonata* Burmeister en los alrededores de Buenos Aires, Argentina. *Ciencia e Investigacion* 23(9): 406–411.
- Gallardo JM (1977) *Reptiles de los Alrededores de Buenos Aires*. Editorial Universitaria de Buenos Aires, Buenos Aires, 213 pp.

- Garshelis, D. L. 2008. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance., p. 111-164. In L. Boitani, and T. K. Fuller [eds.], *Research techniques in animal ecology. Controversies and consequences*. Columbia University Press, New York, USA.
- Giraudó, A. R. (2001). *Diversidad de serpientes de la selva paranaense y del chaco húmedo: Taxonomía, biogeografía y conservación*. Buenos Aires: LOLA.
- Giraudó AR, Scrocchi GJ (2002) Argentinian snakes: an annotated checklist. *Smithsonian herpetological information service* 132: 1–70. <https://doi.org/10.5479/si.23317515.132.1>
- Gibbons JW, Scott DE, Ryan TJ, Buhlmann KA, Tuberville TD, Metts BS, Greene JL, Mills T, Leiden Y, Poppy S, Winne CT (2000) The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *Bioscience* 50(8): 653–666. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0653:TGDOR D\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0653:TGDOR D]2.0.CO;2)
- Giraudó AR, Arzamendia V, Bellini GP, Bessa CA, Calamante CC, Cardozo G, Chiaraviglio M, Costanzo MB, Etchepare EG, Di Cola V, Di Pietro DO, Kretzschmar S, Palomas S, Nenda SJ, Rivera PC, Rodríguez ME, Scrocchi GJ, Williams JD (2012) Categorización del estado de conservación de las Serpientes de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 26(1): 303–326.
- Glass, A., & Eichholz, M. W. (2022). Snakes on the plains: The impacts of habitat structure on snake communities in Illinois grasslands. *Wildlife Society Bulletin*, 46(5), e1366.
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, 993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Haddad, N. M., L. A. Brudvig, J. Clobert, K. F. Davies, A. Gonzalez, R. D. Holt, T. E. Lovejoy, J. O. Sexton, M. P. Austin, C. D. Collins, W. M. Cook, E. I. Damschen, R. M. Ewers, B. L. Foster, C. N. Jenkins, A. J. King, W. F. Laurance, D. J. Levey, C. R. Margules, B. A. Melbourne, A. O. Nicholls, J. L. Orrock, D. X. Song, and J. R. Townshend. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1:e1500052.
- Hall, L. S., P. R. Krausman, and M. L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25: 173–182.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. User manual. Version, 3, 14.
- Hatano FH, Vrcibradic D, Galdino CAB, Cunha-Barros M, Rocha CFD, Van Sluys M (2001) Thermal ecology and activity patterns of the lizard community of the restinga of Jurubatiba, Macaé, RJ. *Revista Brasileira de Biologia* 61(2): 287–294. <https://doi.org/10.1590/S0034-71082001000200011>
- HEATWOLE, H. 1977. Habitat selection in reptiles. Pages 137-155 in *Biology of the Reptilia*, Vol. 7: Ecology and Behavior (C. Gans and D.W. Tinkle, eds). Academic Press, New York, New York.

- Herrera LP, Montti L, Sabatino M, De Rito M (2019) El paisaje serrano de Tandilia: Un tesoro geológico, ecológico y cultural. *Ciencia Hoy* 28(163): 44–50.
- Herrera, L., Von Below, J., Auer, A., Montti, L., Jaimes, F., Ramírez, C., ... & Barral, M. P. (2022). Academic network for nature conservation in Tandilia System, Buenos Aires, Argentina. *Journal for Nature Conservation*, 67, 126170.
- Hibbitts, T. J., Painter, C. W., & Holycross, A. T. (2009). Ecology of a population of the narrow-headed garter snake (*Thamnophis rufipunctatus*) in New Mexico: catastrophic decline of a river specialist. *The Southwestern Naturalist*, 54(4), 461-467.
- Hill, M. O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54: 427-432.
- Holmberg EL (1884) Viajes a las Sierras de Tandil y de la Tinta. *Actas de la Academia de Ciencias de Córdoba* 5(2): 93–96. <https://www.biodiversitylibrary.org/page/2547392>
- Holt, R.D. (1987). Population dynamics and evolutionary processes: the manifold roles of habitat selection. *Evolutionary Ecology* 1, 331–347.
- Huey, R.B. (1991). Physiological consequences of habitat selection. *American Naturalist* 137, 91–115.
- Hutchinson G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbour symposium on quantitative biology*: 415-427.
- Isacch JP, Bó MS, Vega L, Favero M, Baladrón A, Pretelli M, Stellatelli OA, Cardoni DA, Copello S, Block C, Cavalli M, Comparatore VM, Mariano-Jelicich R, Biondi LM, García GO, Seco Pon JP (2017) Diversidad de Tetrápodos en un mosaico de ambientes del sudeste de la ecorregión Pampeana como herramienta para planificar en conservación. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie* 18(2): 211–233. <https://doi.org/10.22179/REVMACN.18.463>
- Jiménez, J. E. y Jaksić, F. M. (1989). Behavioral ecology of grey eagle-buzzards, *Geranoaetus melanoleucus*, in central Chile. *The Condor*, 91(4), 913-921.
- Kacolis F (2016) *Liolaemus tandiliensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T56154005A56154030. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T56154005A56154030.en> [Accessed on 01 September 2020]
- Kacolis, F., Horlent, N., & Williams, J. (2006). Herpetofauna, Coastal Dunes, Buenos Aires Province, Argentina. *Check list*, 2(3), 15-21.
- Kacolis, F. P., Eleonora Celsi, C., & Laura Monserrat, A. (2009). Microhabitat use by the sand dune lizard *Liolaemus multimaculatus* in a pampean coastal area in Argentina. *The Herpetological Journal*, 19(2), 61-67.

- Kacolis FP, Berkunsky I, Velasco MA, Cortelezzi A (2013) Pastizales Serranos del Sistema de Tandilia. Neotropical Grasslands Conservancy, Tandil, 32 pp.
- Kacolis, F. P., Velasco, M. A., Berkunsky, I., Celsi, C. E., Williams, J. D., Di-Pietro, D., et al. (2016). How to prioritize allocating conservation efforts: An alternative method tested with imperilled herpetofauna. *Animal Conservation*, 19(1), 46–52. <https://doi.org/10.1111/acv.12215>
- Kacolis, F. P., Velasco, M. A., Kass, C., Kass, N., Simoy, V., Grilli, P. G., ... y Berkunsky, I. (2019). A management strategy for the long-term conservation of the Endangered sand-dune lizard *Liolaemus multimaclatus* in the Pampean coastal dunes of Argentina. *Oryx*, 53(3), 561-569.
- Kass, C. A. (2018). Estudio sobre aspectos de la ecología del ensamble de lagartijas psamófilas del Parque Nacional Talampaya, provincia de La Rioja. Universidad Nacional de La Plata.
- Kendall, W. L. (2001). Using models to facilitate complex decisions. In “Modeling in Natural Resource Management.” (T. M. Shenk and A. B. Franklin, eds.), pp. 147–170. Island Press, Washington, D.C.
- Krebs, C. J. (1972). “Ecology.” Harper and Row, New York.
- Krebs, C. J. 1989. Ecological methodology. Harper Collins Publ. 654 pp.
- Krebs C (2008) The Ecological World View. CSIRO Publishing, Colinwood, 574 pp. <https://doi.org/10.1071/9780643098398>
- Kruuk, H. (1986). Interactions between Felidae and their prey species: a review. *Cats of the world: biology, conservation, and management*, 353-374.
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). 1998. Numerical ecology. Second English edition. Elsevier, Amsterdam.
- Levins R. 1968. Evolution in Changing Environments: Some Theoretical Explorations. Princeton University Press, Princeton, USA.
- Lewandowski, A.S., Noss, R.F. & Parsons, D.R. (2010). The effectiveness of surrogate taxa for the representation of biodiversity. *Conserv. Biol.* 24, 1367–1377.
- Lin, J. P. (2009). The functional linkage index: a metric for measuring connectivity among habitat patches using least-cost distances. *Journal of Conservation Planning*, 5, 28-37.
- Lizarralde M (2016) Especies exóticas invasoras (EEI) en Argentina: Categorización de mamíferos invasores y alternativas de manejo. *Mastozoología Neotropical* 23(2): 267–277.
- Lobos, G., Méndez, C., & Alzamora, A. (2013). Utilización de marcas electrónicas" PIT tags" en *Liolaemus* descripción de una técnica de implante para especies de pequeña y mediana talla. *Gayana (Concepción)*, 77(1), 26-34.
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *Island biogeography*.

- MacArthur, R. H. 1972. *Geographical Ecology: Patterns in the Distribution of Species*. New York: Harper and Row. 269 pp.
- Macartney, J. M., Gregory, P. T., & Larsen, K. W. (1988). A tabular survey of data on movements and home ranges of snakes. *Journal of Herpetology*, 61-73.
- MacKenzie, D. I., & Royle, J. A. (2005). Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of applied Ecology*, 42(6), 1105-1114.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.A., and Hines, J.E. (2006) *Occupancy Modeling and Estimation*. Elsevier, San Diego, CA.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.
- Magurran, A. E. 2003. *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell Publishers.
- Manzanilla J. y J. E. Péfaur. 2000. Consideraciones sobre métodos y técnicas de campo para el estudio de anfibios y reptiles. *Rev. Ecol. Lat. Am.* 7 (1-2): 17-30.
- Marques, O., & Hartmann, P. (2005). Diet and habitat use of two sympatric species of *Philodryas* (Colubridae), in south Brazil. *Amphibia-Reptilia*, 26(1), 25–31. <https://doi.org/10.1163/1568538053693251>
- Marques OA, Sawaya RJ, Stender-Oliveira F, Franca FG (2006) Ecology of the colubrid snake *Pseudablabes agassizii* in south-eastern South America. *The Herpetological Journal* 16(1): 37–45.
- Márquez MI, Kristensen MJ, Lavernia JM, Linares S (2019) Evaluation of factors that affect the spatial distribution of alien shrubs to monitor their invasion in a Pampa protected landscape in Tandil, Argentina. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade* 6(13): 427–444. <https://doi.org/10.21438/rbgas.061312>
- Martínez-Aguirre, T., Dopazo, J. E., Cortelezzi, A., Arellano, M. L., Falasco, C. T., Simoy, M. V., et al. (2021). Two new species of the genus *Melanophryniscus* (Amphibia: Anura: Bufonidae) from Pampa grasslands of Argentina. *Russian Journal of Herpetology*, 28(2), 108–116.
- Martins M y Oliveira ME. 1998. Natural history of snakes in forests of the Manaus region, central Amazonia, Brazil. *Herpetol Nat Hist* 6(2): 78-150.
- McMaster, G. S., & Wilhelm, W. W. (1997). Growing degree-days: One equation, two interpretations. *Agricultural and forest meteorology*, 87(4), 291–300. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(97\)00027-0](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(97)00027-0)
- McNab, B. K. (1963). Bioenergetics and the determination of home range size. *The American Naturalist*, 97(894), 133-140.

- Medina-Rangel GF, Cárdenas-Árevalo G (2015) Relaciones espaciales y alimenticias del ensamblaje de reptiles del complejo cenagoso de Zapatosa, departamento del Cesar (Colombia). *Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)* 55(10): 143–165. <https://doi.org/10.1590/0031-1049.2015.55.10>
- Miranda, M., Couturier, G., y Williams, J. (1982). *Guía de los Ofidios Bonaerenses*. Asociación Cooperadora Jardín Zoológico de La Plata. La Plata.
- Moilanen, A. (2007). Landscape zonation, benefit functions, and target-based planning: Unifying reserve selection strategies. *Biological Conservation*, 134, 571–579. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.09.008>
- Moilanen, A., Pouzols, F. M., Meller, L., Veitch, V., Arponen, A., Leppänen, J., et al. (2014). Spatial conservation planning methods and software zonation. *User manual. Version, 4*. <https://doi.org/10.3996/062016-JFWM-044.S8>
- Montero R (1996) Lista de las localidades de los Amphisbaenidae de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 10(1–2): 25–45.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T–Manuales y Tesis SEA. Zaragoza. Volumen 1: 84 pp.
- Morin, X., Augspurger, C., & Chuine, I. (2007). Process-based modelling of species distributions: What limits temperate tree species' range boundaries? *Ecology*, 88(9), 2280–2291. <https://doi.org/10.1890/06-1591.1>
- Morris, D.W. (1988). Habitat-dependent population regulation and community structure. *Evolutionary Ecology* 2, 253–269.
- Mullin, S. J., y Seigel, R. A. (Eds.). (2009). *Snakes: Ecology and Conservation*. New York: Cornell University Press.
- Mushinsky, H. R., & McCoy, E. D. (2016). Measuring microhabitats used by non-avian reptiles. *Reptile Ecology and Conservation. A Handbook of Techniques*, 254-271.
- Nágera JJ (1915) Batracios y reptiles de la Sierra Baya. *Physis (Rio de Janeiro, Brazil)* 2(9): 471–474.
- Nanni AS, Piquer-Rodríguez M, Rodríguez D, Nuñez-Regueiro M, Periago ME, Aguiar S, Ballari SA, Blundo C, Derlindati E, Di Blanco Y, Eljall A, Grau RH, Herrera L, Huertas Herrera A, Izquierdo AE, Lescano J, Macchi L, Mazzini F, Milkovic M, Montti L, Paviolo A, Pereyra M, Quintana RD, Quiroga V, Renison D, Santos Beade MS, Schaaf A, Gasparri NI (2020) Presiones sobre la conservación asociadas al uso de la tierra en las ecorregiones terrestres de la Argentina. *Ecología Austral* 30(2): 304–320. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.2.0.1056>

- Newbold, T. (2018). Future effects of climate and land-use change on terrestrial vertebrate community diversity under different scenarios. *Proceedings of the Royal Society B*, 285(1881), 1–9. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.0792>
- Nori, J., Carrasco, P. A., & Leynaud, G. C. (2014). Venomous snakes and climate change: Ophidism as a dynamic problem. *Climatic Change*, 122(1), 67–80.
- Noss, R.F. 1993. Wildlife corridors. D. S. Smith and P. C. Hellmund (eds). *Ecology of greenways*. Minneapolis. University of Minnesota Press: 43-98.
- Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Solymos P, Stevens M, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista H, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill M, Lahti L, McGlenn D, Ouellette M, Ribeiro Cunha E, Smith T, Stier A, Ter Braak C, Weedon J (2024). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-5, <https://github.com/vegandevs/vegan>.
- Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M., & Peterson, A. T. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: A test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34, 102–117. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x>
- Peters JR, Orejas-Miranda B (1970) *Catalogue of the neotropical Squamata: Part I. Snakes*. Smithsonian Institution Press, Washington, 347 pp. <https://www.biodiversitylibrary.org/page/32432015>
- Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., & Araújo, M. B. 2011. *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton: Princeton University Press.
- Phillips, S. J., & Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161–175. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Pianka E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 4: 53-74.
- Pianka ER (1986) *Ecology and Natural History of Desert Lizards*. Princeton University Press, New Jersey, 222 pp. <https://doi.org/10.1515/9781400886142>
- Pielou E. C. 1969. *An introduction to mathematical ecology*. Wiley, New York, USA.
- Pike, D. 2016. Conservation Management. En Dodd Jr. (Ed) *Reptile Ecology and Conservation: a handbökk of techniques*. Techniques in Ecology and Conservation Series, Oxford, United Kingdom. Pps. 419-433.

- Pineiro, J. M., Cajade, R., Hernando, A. B., Courtis, A., Ingaramo, M. R., & Marangoni, F. (2021). The isolated rocky outcrops of northeastern Argentina and their role on the herpetofauna conservation. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 93, e20190932.
- Prado WS, Waller T, Albareda DA, Cabrera MR, Etchepare EG, Giraudo AR, Carman VG, Prosdocimi L, Richard E (2012) Categorización del estado de conservación de las tortugas de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología* 26(1): 375–387.
- QGIS.org, 2024. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <http://www.qgis.org>.
- Rabuffetti, F., & Rebores, J. C. (1999). Transformación del hábitat y cambios en la riqueza de aves en el pastizal pampeano. Libro de resúmenes XIX Reunión Argentina de Ecología, SM de Tucumán.
- Raxworthy CJ, Pearson RG, Rabibisoa N, Rakotondrazafy AM, Ramanamanjato JB, Raselimanana AP, Wu S, Nussbaums RA y Stone DA. 2008. Extinction vulnerability of tropical montane endemism from warming and upslope displacement: a preliminary appraisal for the highest massif in Madagascar. *Global Change Biology* 14(8):1703–1720.
- R Core Team (2024). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. <https://www.R-project.org/>.
- Read JL. 1998. Are geckos useful bioindicators of air pollution? *Oecologia* 114:180–187.
- Reading C. J. Luiselli L. M. Akani G. C. Bonnet X. Amori G. Ballouard J. M. Filippi E. Naulleau G. Pearson D. y Rugiero L. 2010. Are snake populations in widespread decline? *Biology letters* doi:10.1098/rsbl.2010.0373
- Redford K. H. y Eisenberg J. F. 1992. — *Mammals of the Neotropics: The Southern Cone*. University of Chicago Press, Chicago.
- Reinert H. K. 1993. Habitat selection in snakes. Pp. 201-240. En: Seigel R. A. y Collins J. T. (eds.). *Snakes: Ecology and Behavior*. MacGraw-Hill, New York, USA.
- Richardson DM (1998) Forestry trees as invasive aliens. *Conservation Biology* 12(1): 18–26
- Riley, S. J., & Dood, A. R. (1984). Summer movements, home range, habitat use, and behavior of mule deer fawns. *The Journal of Wildlife Management*, 1302-1310.
- Riley, S. J., DeGloria, S. D., & Elliot, R. (1999). Index that quantifies topographic heterogeneity. *intermountain Journal of sciences*, 5(1-4), 23-27.
- Ringuelet R, Aramburu RH (1957) Enumeración sistemática de los vertebrados de la provincia de Buenos Aires. *Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires* 119: 1–94.
- Rocha, C.F.D. (1991). Composição do habitat e uso do espaço por *Liolaemus lutzae* (Sauria: Iguanidae) em uma área de restinga. *Revista Brasileira de Biologia* 51, 839–845.

- Roll, U., Feldman, A., Novosolov, M., Allison, A., Bauer, A. M., Bernard, R., et al. (2017). The global distribution of tetrapods reveals a need for targeted reptile conservation. *Nature Ecology and Evolution*, 1, 1677–1682. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0332-2>
- Rojas, R. A. F., y Stappung, E. S. C. (2004). Summer diet comparison between the American Kestrel (*Falco sparverius*) and Aplomado Falcon (*Falco femoralis*) in an agricultural area of Araucanía, southern Chile. *Hornero*, 19(2), 53-60.
- Rose, B. 1982. Lizard home range: methodology and functions. *Journal of Herpetology*, 16:253-269.
- Ruby DE (1986) Selection of home range site by females of the lizard *Sceloporus jarrovi*. *J Herpetol* 20:466–469
- Sala, O. E., Oesterheld, M., León, R. J. C., y Soriano, A. N. D. A. (1986). Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina. *Vegetatio*, 67, 27-32.
- Sala, O. E., y Paruelo, J. M. (1997). Ecosystem services in grasslands. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*, 237-251.
- Sánchez RM, Semeñiuk MB, Cassano MJ, Alcalde L, Leynaud GC, Moreno L (2019) Review of chelid and emydid turtle distributions in southern South America with emphasis on extralimital populations and new records for Argentina. *The Herpetological Journal* 29(4): 219–229. <https://doi.org/10.33256/hj29.4.219229>
- Sarre S (1995) Size and structure of populations of *Oedura reticulata* (Reptilia: Gekkonidae) in woodland remnants: implications for the future regional distribution of a currently common species. *Australian Journal of Ecology* 20(2): 288–298. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00541.x>
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*, 5(1), 18-32.
- Schoener TW. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185(4145): 27-39.
- Scott, J.M.; Csuti, B. & Jacobi, J.D. 1987. Species richness. A geographic approach to protecting future biological diversity. *Bioscience* 37: 782–8.
- Scott Jr NJ, Giraudo AR, Scrocchi G, Aquino AL, Cacciali P, Motte M (2006) The genera *Boiruna* and *Clelia* (Serpentes: Pseudoboini) in Paraguay and Argentina. *Papéis Avulsos de Zoologia* 46(9): 77–105. <https://doi.org/10.1590/S0031-10492006000900001>
- Scrocchi, G. Kretzschmar, S. 1996. Guía de métodos de captura y preparación de anfibios y reptiles.

- Scrocchi, G. J., Giraudó, A. R., & Nenda, S. J. (2022). Taxonomic notes on the *Phalotris bilineatus* group (Serpentes: Dipsadidae: Elapomorhini), with the description of a new species from northwestern Argentina. *Cuadernos de Herpetología*, 36(1), 47–63.
- Scrocchi, G. J., Moreta, J. C., & Kretzchmar, S. (2006). *Serpientes del Noroeste Argentino*. Tucumán: Fundación Miguel Lillo.
- Secor, S.M., and J. Diamond. 1998. A vertebrate model of extreme physiological regulation. *Nature* 395:659 – 662.
- Shannon C. E. y Weaver W. 1949. *The mathematical theory of communications*. University Illinois Press, Urbana, Illinois, U.S.A., 144 pp.
- Shine R. y Bonnet X. 2000. Snakes: A new “model organism” in ecological research? *Trends Ecol. Evol.* 15: 221-222.
- Simberloff, D. (1986). Design of nature reserves. In *Wildlife conservation evaluation* (pp. 315-337). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Smith, G. R., & Ballinger, R. E. (2001). The ecological consequences of habitat and microhabitat use in lizards: a review. *Contemporary Herpetology*, 1-28.
- Smith, R. J., Bennun, L., Brooks, T. M., Butchart, S. H., Cuttelod, A., Di Marco, M., et al. (2019). Synergies between the key biodiversity area and systematic conservation planning approaches. *Conservation Letters*, 12(1), e12625.
- Snodgrass, J.W.; Komorowski, M.J. & Bryan, L., Jr. 2000. Relationships among isolated wetland size, hydroperiod, and amphibian species richness: implications for wetland regulation. *Conservation Biology* 14: 414–19.
- Teruggi ME, Kilmurray JO (1980) Sierras Septentrionales de la provincia de Buenos Aires. *Geología Regional Argentina* 2: 919–956.
- Teta P, Lutz A, Tettamanti G. 2024. *Mamíferos de Buenos Aires*. Ediciones LBN, Balcarce, 176 pp.
- Tiranti SI, Ávila LJ (1997) Reptiles of La Pampa province, Argentina: An annotated checklist. *Bulletin of Maryland Herpetological Society* 33(3): 97–117.
- Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7-19.
- Title, P. O., & Bemmels, J. B. (2018). ENVIREM: An expanded set of bioclimatic and topographic variables increases flexibility and improves performance of ecological niche modeling. *Ecography.*, 41, 291–307. <https://doi.org/10.1111/ecog.02880>

- Thomas, D. L., and E. J. Taylor. 1990. Study designs and tests for comparing resource use and availability. *Journal of Wildlife Management* 54: 322–330.
- Todd, B. D., Willson, J. D., & Gibbons, J. W. (2010). The global status of reptiles and causes of their decline. *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*, 47, 67.
- Trofino Falasco, C., Simoy, M. V., Aranguren, M. F., Pizzarello, M. G., Cortelezzi, A., Vera, D. G., ... & Berkunsky, I. (2023). How effective is camera trapping in monitoring grassland species in the southern Pampas ecoregion?
- Tscharntke, T., Klein, A., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity—ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8, 857–874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Uetz P, Freed P, Hošek J [Eds] (2024) The Reptile Database. <http://www.reptile-database.org> [Accessed on: February 22, 2024]
- UICN 2024. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2023-1. <<https://www.iucnredlist.org>>
- Urbina-Cardona, J. N., M. Olivares-Pérez, and V. H. Reynoso. 2006. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across the pasture-edge-interior gradient in tropical rainforest fragments in the region of Los Tuxtlas, Veracruz. *Biological Conservation* 132:61–75.
- Urbina-Cardona, J. N., Londoño-Murcia, M. C., & García-Ávila, D. G. (2008). Dinámica espacio-temporal en la diversidad de serpientes en cuatro hábitats con diferente grado de alteración antropogénica en el Parque Nacional Natural Isla Gorgona, Pacífico colombiano. *Caldasia*, 30(2), 479-493.
- Usher, M. B., Brown, A. C., & Bedford, S. E. (1992). Plant species richness in farm woodlands. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 65(1), 1-13.
- Vaccaro, A. S., Dodyk, L., Lapido, R., Miguel, A. D., & Grilli, P. (2020). ¿Cómo contribuye la alianza del pastizal a la conservación de las aves en la pampa deprimida? *El hornero*, 35(2), 95–110.
- Valicenti R, Farina E, Scaramuzzino R, D'Alfonso C (2010) Ordenación de la vegetación en el paisaje Boca de la Sierras (Azul, Sistema de Tandilia). *RASADep* 1: 111–122.
- Varela, O., Cormenzana-Méndez, A., Krapovickas, L., Bucher, E. H. (2008). Seasonal diet of the pampas fox (*Lycalopex gymnocercus*) in the Chaco dry woodland, northwestern Argentina. *Journal of Mammalogy*, 89(4), 1012-1019.
- Vega LE (2012) *Liolaemus tandiliensis* Vega, Bellagamba & Lobo, 2008. In: Abdala CS, Acosta JL, Acosta JC, Álvarez BB, Arias F, Ávila LJ, Blanco GM, Bonino M, Boretto JM, Brancatelli G, Breitman MF, Cabrera MR, Cairo S, Corbalán V, Hernando A, Ibagüengoytia NR, Kacolis FP, Laspiur A, Montero R, Morando M, Pelegrin N, Fulvio Pérez CH, Quinteros AS, Semhan RV, Tedesco ME, Vega L, Zalba SM (Eds) Categorización del estado de conservación de las lagartijas y anfisbenas de la República Argentina. *Cuadernos de herpetología* 26(1): e272.

- Vega LE, Bellagamba PJ (1990) Lista comentada de la herpetofauna de las sierras de Balcarce y Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. Cuadernos de Herpetología 5(2): 10–14.
- Vega LE, Bellagamba PJ, Lobo F (2008) A new endemic species of *Liolaemus* (Iguania: Liolaemidae) from the mountain range of Tandilia, Buenos Aires Province, Argentina. Herpetologica 64(1): 81–91. <https://doi.org/10.1655/06-062.1>
- Vega LE, Quinteros AS, Stellatelli OA, Bellagamba PJ, Block C, Madrid EA (2018) A new species of the *Liolaemus alticolor-bibronii* group (Iguania: Liolaemidae) from East-central Argentina. Zootaxa 4379(4): 539–555. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4379.4.6>
- Velasco, M. A., Lutz, M. A., Berkunsky, I., Kacoliris, F. P., & López Santoro, M. S. (2013). Mammals of protected area "La Poligonal" and neighborhood areas in Tandilia hills, Buenos Aires, Argentina.
- Velasco, M. A. (2018). Dinámica poblacional y conservación de la Ranita del Valcheta, *Pleurodema somuncurensis* (Ceí, 1969), Patagonia, Argentina.
- Vera DG, Berkunsky I, Tettamanti G, Eirin M, Kacoliris FP, Di Pietro DO (2020) Filling gaps in the southern range of the endangered snake *Philodryas agassizii*: New localities in Tandilia highland grassland, Argentina. Neotropical Biology and Conservation 15(3): 351–357. <https://doi.org/10.3897/neotropical.15.e51815>
- Vignoli, L., Mocaer, I., Luiselli, L., & Bologna, M. A. (2009). Can a large metropolis sustain complex herpetofauna communities? An analysis of the suitability of green space fragments in Rome. Animal Conservation, 12(5), 456–466. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00273.x>
- Vitt LJ, Caldwell JP (2014) Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles. Academic press, San Diego, 757 pp. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386919-7.00002-2>
- Vitt LJ & Zani PA. 1996. Organization of a taxonomically diverse lizard assemblage in Amazonian Ecuador. Can J Zool 74: 1313-1335.
- Waldschmidt, S. And C.R. Tracy. 1983. Interactions between a lizard and its thermal environment: implications for sprint performance and space utilization in the lizard *Uta stansburiana*. Ecology 64: 476- 484.
- Webb, J. K., & Shine, R. (1997). A field study of spatial ecology and movements of a threatened snake species, *Hoplocephalus bungaroides*. *Biological conservation*, 82(2), 203-217.
- Wilcox, B. A., 1980. Insular ecology and conservation. En: Conservation Biology: an Evolutionary-Ecological Perspective (eds. Soulé, M. E. & Wilcox, B. A.). Sunderland, MA, Sinauer Associates: 95-117.
- Wildlife Conservation Society (2005). Last of the Wild Project, Version 2, (LWP-2): Global Human Influence Index (HII) Dataset (IGHP). NASA Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC).10.7927/H4BP00QC.

- Williams JD (1991) Anfibios y reptiles. Situación Ambiental de la provincia de Buenos Aires. A. Recursos y rasgos naturales en la evaluación ambiental. Comisión de Investigaciones Científicas, La Plata 1(4): 1–21.
- Williams JD, Kacolis FP (2011) Squamata, Scincidae, *Mabuya dorsivittata* (Cope, 1862): Distribution extension in Buenos Aires province, Argentina. Check List 7(3): e388. <https://doi.org/10.15560/7.3.388>
- Williams JD, Vera DG, Di Pietro DO (2021) Lista comentada de las serpientes de la Argentina, con referencias a su sistemática, distribución geográfica, dieta, reproducción, potencial peligrosidad y etimologías. Revista del Museo de La Plata 6(1): 26–124. <https://doi.org/10.24215/25456377e142>
- Williams, J.D., Di Pietro, D.O. & Vera, D.G. 2022. Anfibios y reptiles de las sierras de Ventania. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Williams, J. D., & Vera, D. G. (2023). Serpientes de la Argentina. Ediciones LBN, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.
- Williamson, M. (1975). The design of nature preserves. *Nature* (London), 256, 519.
- Wilsey, C., Taylor, L., Bateman, B., Jensen, C., Michel, N., Panjabi, A., et al. (2019). Climate policy action needed to reduce vulnerability of conservation-reliant grassland birds in North America. *Conservation Science and Practice*, 1(4), e21.
- Wilson, M. C., X. Y. Chen, R. T. Corlett, R. K. Didham, P. Ding, R. D. Holt, M. Holyoak, G. Hu, A. C. Hughes, L. Jiang, W. F. Laurance, J. Liu, S. L. Pimm, S. K. Robinson, S. E. Russo, X. Si, D. S. Wilcove, J. Wu, and M. Yu. 2016. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology* 31:219-227.
- Whitaker AH (1996) Impact of agricultural development on grand skink (*Oligosoma grande*) (Reptilia: Scincidae) populations at Macraes Flat, Otago, New Zealand, *Sci Conserv* 33
- Whitaker, P. B., & Shine, R. (2003). A radiotelemetric study of movements and shelter-site selection by free-ranging brownsnakes (*Pseudonaja textilis*, Elapidae). *Herpetological Monographs*, 17(1), 130-144.
- Whittaker, R. H., Levin, S. A., & Root, R. B. (1973). Niche, habitat, and ecotope. *The American Naturalist*, 107(955), 321-338.
- Zunino, M. & C. Palestini. 1991. El concepto de especie y la biogeografía. *Anales de Biología* 17: 85-88.

APÉNDICE I

ESPECÍMENES EXAMINADOS

Familia Amphisbaenidae

Amphisbaena angustifrons. • 1 espécimen; General Pueyrredón, Sierra de los Padres, Reserva Natural Privada Paititi; 37.91098°S, 57.833258°O; 22 sept 2022; David Vera; MLP-R.6838 • 1 espécimen; Azul, Pablo Acosta, Reserva Natural Boca de la Sierra; 37.054055°S, 59.732745°O; 27 oct 2022; David Vera; MLP-R.6849.

Amphisbaena darwini. • 1 espécimen; Olavarría, Sierra de la China, 25 km al noroeste de Olavarría; 19 nov 1969; Gallardo, Maury y Canevari; MACN He 37147 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; sep 1959; Andrade; MACN He 11355 • 2 especímenes; Tandil, Tandil; 7-9 ago 1965; Emilio Maury; MACNH He 25142-3 • 2 especímenes; Tandil, Tandil; 27-29 nov 1964; Emilio Maury; MACN He 24834-5 • 1 espécimen; Olavarría, Sierras Bayas; ago 1965; Carl Gans; MACN He 4495 • 3 especímenes; Tandil, Tandil; 7-9 ago 1965; Malleville-Maury; MACN He 21689-91

Amphisbaena kingii. • 1 espécimen; Tandil, Cerro Independencia; 37°20.3883'S, 59°8.2033'W; Oct 1950; MLP-S.1474 • 3 especímenes; Tandil, Calera Carba; 37°20.6133'S, 59°6.1417'W; 10 Oct. 1964; Comisión MLP; MLP-S.1088, MLP-S.1089 y MLP-S.1090 • 1 espécimen; Tandil, Estancia Las Mercedes; 37°22.63'S, 59°5.21'W, 250 m.s.n.m.; 9 Nov. 2019; David Vera, Florencia Dosil Hiriart, Germán Tettamanti; MLP-R.6752 • 1 espécimen; Balcarce, Balcarce, La Barrosa; 22 mayo 1975; Carlos Cesari; MACN He 30658 • 2 especímenes; Tandil, Tandil; 7-9 agosto 1965; Emilio Maury; MACN He 25144-45 • 2 especímenes; Tandil, Tandil; 2 septiembre 1958; Andrade; MACN He 11771-72 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; 24-29 nov 1964; Emilio Maury; MACN He 24836 • 3 especímenes, Tandil, Tandil; 18-22 mayo 1967; Emilio Maury; MACN He 25268-70 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; 7-9 agosto 1965; Malleville-Maury; MACN He 21688; 21692-93.

Familia Liolaemidae

Liolaemus sp. • 1 espécimen; Balcarce, La Barrosa; 22 mayo 1973; Carlos Cesari; MACN He 30659.

Liolaemus tandiliensis. • 1 espécimen; Tandil; 37°24.1'S, 59°5.7'W, 250 m.s.n.m.; 18 Sep. 2019; David Vera, Germán Tettamanti, Habib Delfino Ahumada; MLP-R.6759 • 1 espécimen; Tandil, Tandil, Las Ánimas; 1 abr 1972; Carlos Cesari y Martín Aguilera; MACN He 30103 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; 2 abr 1966; J. M. Gallardo; MACN He 23509 • 2 especímenes; Tandil, Tandil, Piedra la Movediza; 1 oct 1962; Norberto Muller; MACN He 14940-41 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; MACN He 63 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; jul 1950; Ricardo Orfilo; MACN He 10899.

Familia Tropiduridae

Stenocercus pectinatus. • 1 espécimen; Olavarría, Sierras Bayas; Nágera; MACN He 2444 • 4 especímenes; Olavarría, Sierras Bayas; Nágera; MACN He 2445.

Familia Phyllodactylidae

Homonota williamsii. • 1 espécimen; Balcarce, Laguna La Brava; 37°51.93'S, 57°58.96'W, 88 m.s.n.m.; 3 Feb. 2003; Diego Baldo, Daiana Ferraro; MLP-S.2164 • 1 espécimen; Balcarce, Sierra Brava; ene 1960; Atila Gostongy; MACN He 3770.

Familia Gymnophthalmidae

Cercosaura schreibersii. • 1 espécimen; Azul, Estancia La Armonía; 37°1.7917'S, 59°51.82'W; 7 oct. 1957; Becerra, Bonino; MLP-S.1085.

Familia Scincidae

Aspronema dorsivittatum. • 1 espécimen; Azul, Libertad 226; 36°46.8333'S, 59°50.6183'W; enero 2010; Omar Conde; MLP-R.5366 • 1 espécimen; Azul; 36°46.6133'S, 59°52.2383'W; MLP-R.5860.

Familia Diploglossidae

Ophiodes vertebralis. • 1 espécimen; Olavarría, Arroyo Tapalqué; 36°52.715'S, 60°18.675'W; 15 oct. 2011; Elián Guerrero; MLP-R.5770. • 1 espécimen; Tandil; 37°19.2483'S, 59°7.68'W; enero 2020; Judit Dopazo; MLP-R.6776 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; 7-9 agosto 1965; Emilio Maury; MACN He 25146 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; septiembre 1956; Andrade; MACN He 11356 • 1 espécimen; Tandil, Tandil, RP 30, La Namuncurá; dic 2003; MACN He 38603 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; 27-29 nov 1967; Emilio Maury; MACN He 24837 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; 2 ene 1962; Norberto Muller; MACN He 17992.

Familia Teiidae

Contomastix celata. • 3 especímenes; Olavarría, Sierra de la China, 25 km al noroeste de Olavarría; 19 nov 1969; Gallardo y Maury; MACN He 28275-76, 25278.

Familia Leptotyphlopidae

Epictia munoai. • 1 espécimen; Tandil; 37°19.3583'S, 59°7.9633'W; 11 ago. 1982; José Speroni; MLP-JW.0531 • 2 especímenes; Azul, Pablo Acosta, Los Teros; 37°8.2217'S, 59°44.1883'W, 286 m.s.n.m.; 14 Sep. 2019; David Vera, Habib Delfino Ahumada; MLP-R.6753 y MLP-R.6754. • 1 espécimen; Tandil; 37°23.2217'S, 59°4.29'W, 219 m.s.n.m.; 18 septiembre 2019; David Vera, Germán Tettamanti, Habib Delfino Ahumada; MLP-R.6755. • 2 especímenes; Olavarría, Sierras Bayas, Cerro Largo; 36°54.9833'S, 60°10.06'W, 303 m.s.n.m.; 16 Feb. 2020; David Vera; MLP-R.6756-57 • 1 espécimen; Olavarría, Sierras Bayas, Cerro Largo; 36°54.9817'S, 60°10.06'W, 299 m.s.n.m.; 16 Feb. 2020; David Vera; MLP-R.6758 • 2 especímenes; Tandil, Tandil; R. Orfilo; MACN He 28025-26 • 1 espécimen; Balcarce, Sierra la Brava; 17 agosto 1965; MACN He 21478 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; 5 septiembre 1958; Andrade; MACN He 36776 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; dic 1943; H. Bachmann; MACN He 3495.

Familia Dipsadidae

Erythrolamprus poecilogyrus. • 1 espécimen; Azul, Ruta Provincial 266; 37°6.0747'S, 59°32.8132'W, 207 m.s.n.m.; 14 noviembre 2019; Igor Berkunsky; MLP-R.6767 • 2 especímenes; Olavarría; 36°53.785'S, 60°18.85'W; Lautaro Moreira; MLP-R.5319-20.

Lygophis anomalus. • 1 espécimen; Azul; 36°49.8317'S, 59°51.8667'W, 145 m.s.n.m.; 26 noviembre 2019; Luciano Vacarezza; MLP-R.6769 • 1 espécimen; Balcarce; 37°51.165'S, 58°16.1'W; MLP-JW.1338 • 1 espécimen; Azul; 36°46.9217'S, 59°51.6817'W; Meo L. Luis; MLP-JW.0855 • 1 espécimen; Balcarce; 37°51.165'S, 58°16.1'W; MLP-JW.1357 • 1 espécimen; Azul; abr 1963; Emilio Maury; MACN He 22164 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; MACN He 3780.

Oxyrhopus rhombifer. • 1 espécimen; Balcarce; 37°51.165'S, 58°16.1'W; 12 mayo. 1996; Bomberos; MLP-JW.1626 • 1 espécimen; Sierra de los Padres, General Pueyrredón; 37°56.4133'S, 57°47.7667'W; 3 nov. 2014; CEPAVE; MLP-R.6270.

Paraphimophis rusticus. • 1 espécimen; Tandil; 37°19.3583'S, 59°7.9633'W; 1994: MLPJW. 1846 • 1 espécimen; Olavarría, Sierras Bayas; MACN He 277.

Phalotris spegazzinii. • 1 espécimen; Tandil, Reserva Natural Sierra del Tigre; 37°22.7617'S, 59°8.025'W, 339 m.s.n.m.; 16 septiembre 2019; David Vera, Germán Tettamanti, Habib Delfino Ahumada; MLP-R.6760 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; MACN He 11092 • 1 espécimen; Balcarce, Sierra la Barrosa; 20 de jul 1974; MACN He 30820 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; 27-29 nov 1967; Emilio Maury; MACN He 24838 • 3 especímenes; Tandil, Tandil; septiembre 1958; Andrade; MACN He 11357-58-59 • 3 especímenes; Tandil, Tandil; 4 septiembre 1958; Andrade; MACN He 12194-95-96.

Philodryas agassizii. • 1 espécimen; Tandil, Estancia Las Mercedes; 37°22.645'S, 59°5.355'W, 252 m.s.n.m.; 9 noviembre 2019; David Vera, Florencia Dosil Hiriart, Germán Tettamanti; MLP-R.6761 • 1 espécimen; Lobería, Estancia El Bonete; 37°52.2633'S, 58°38.8017'W, 218 m.s.n.m.; 21 diciembre 2019; David Vera, Manuel Eirin, Scarlett Méndez Herrera; MLP-R.6762.

Philodryas patagoniensis. • 3 especímenes; Tandil; 37°19.3583'S, 59°7.9633'W; 11 oct. 1961; Comisión MLP; MLP-JW.091, MLP-JW.092-93 • 1 espécimen; Tandil; 37°19.3583'S, 59°7.9633'W; MLP-JW.0753 • 1 espécimen; Tandil; 37°20.315'S, 59°5.61'W; MLP-R.5632 • 1 espécimen; Tandil; 37°21.3883'S, 59°8.05'W; MLPR. 5633 • 1 espécimen; Tandil, Estancia Las Mercedes; 37°22.32'S, 59°7.62'W, 225 m.s.n.m.; 19 noviembre 2019; David Vera, Manuel Eirin; MLP-R.6763 • 1 espécimen; Lobería, Estancia El Bonete; 37°52.1717'S, 58°38.8083'W, 215 m.s.n.m.; 21 diciembre 2019; David Vera, Manuel Eirin, Scarlett Méndez Herrera; MLP-R.6764 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; 21 jun 1968; Emilio Maury; MACN He 25951 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; septiembre 1956; Andomé; MACN He 38695.

Psomophis obtusus. Argentina • 1 espécimen; Tandil, Villa del Lago; 37°20.9517'S, 59°7.57'W; 6 nov. 2003; Víctor Sansberro; MLP-JW.1799.

Tachymenis ocellata. • 1 espécimen; Tandil, Cerro Pelado; 37°19.355'S, 59°7.9617'W, 192 m.s.n.m.; 24 marzo 1959; Bischoff de Alzuet, Vidal; MLP-JW.1505 • 1 espécimen; Tandil, Estancia Las Mercedes; 37°22.62'S, 59°5.4233'W, 258 m.s.n.m.; 24 enero 2020; David Vera, Gonzalo Reuter, Pilar Plantamura; MLP-R.6765.

Xenodon dorbignyi. • 1 espécimen; Olavarría, Loma Negra, Villa Fortabat; 36°58.895'S, 60°16.6517'W; Sep. 1943; Novatti; MLP-JW.0026 • 1 espécimen; Balcarce, Laguna La Brava; 37°51.93'S, 57°58.96'W, 88 m.s.n.m.; Diego Baldo, Mónica Barg, Daiana Ferraro; MLP-JW.1680. • 1 espécimen; Azul, Azul; 36°49.8317'S, 59°51.8667'W; diciembre. 2019; Luciano Vacarezza; MLP-R.6777 • 1 espécimen; Tandil, Tandil; MACN He 44532.

Familia Viperidae

Bothrops alternatus. • 1 espécimen; Balcarce, Sierra del Volcán; 37°50.65'S, 58°5.0783'W; 18 oct. 1885; MLP-JW.1506. • 1 espécimen; General Pueyrredón, Ruta Provincial 226, Km 17; 37°54.8983'S, 57°44.6117'W; 28 Mar. 1968; Chiodi; MLP-JW.0869 • 1 espécimen; Tandil; 37°19.3583'S, 59°7.9633'W; 6 diciembre 1997; Igor Berkunsky; MLP-JW.1925 • 2 especímenes; Balcarce, Sierra Larga; MACN He 25013-14 • 1 espécimen; Balcarce, Laguna la Brava; Carmen de la Serna; MACN He 2171 • 1 espécimen; Balcarce, Laguna la Brava; 9 nov 1941; A. Castellanos; MACN He 7742 • 1 espécimen; Balcarce, Sierra la Vigilancia; 26 abr 1950; J. M. Gallardo; MACN He 10863 • 1 espécimen; Napaleofú, Estancia el Bonete; 5 dic 1956; Francisco Demierre; MACN He 39212 • 1 espécimen; Napaleofú, Estancia el Bonete; 5 dic 1955; Francisco Demierre; MACN He 43084 • 1 espécimen; Balcarce, Laguna la Brava; ene 1957; Carmen de la Serna de Esteban; MACN He 2700 • 2 especímenes; Balcarce, Estancia la Vigilancia; 22 ene 1958; Antonio Gonzalez; MACN He 43076-77.

Bothrops ammodytoides. • 1 espécimen; Necochea, San Manuel; 38°33.2033'S, 58°44.99'W; 11 Feb. 1978; Carlos Grisolia; MLP-JW.0790 • 1 espécimen; Balcarce; 37°51.165'S, 58°16.1'W; 6 diciembre. 1997; Bomberos; MLP-JW.1642 • 1 espécimen; Balcarce; 37°51.165'S, 58°16.1'W; 18 Mar. 2002; Daniel De Fazy; MLP-JW.1640 • 1 espécimen; Olavarría; 36°53.785'S, 60°18.85'W; 24 oct. 2002; Zoológico;

MLPJW. 1639 • 1 espécimen; Azul, Pablo Acosta; 37°6.515'S, 59°51.37'W; 3 nov. 2019; Clara Trofino Falasco, Gimena Pizzarello, Igor Berkunsky; MLP-R.6766 • 1 espécimen; Balcarce, Balcarce; MACN He 3198 • 1 espécimen; Lobería, Estancia La Horqueta; MACN He 2136 • 1 espécimen; Balcarce, Balcarce; MACN He 44290 • 1 espécimen; Balcarce, Laguna la Brava; MACN He 44237.

APÉNDICE II

USO DE MICROHÁBITAT Y MODELOS DE OCUPACIÓN

APÉNDICE II.1. Uso de microhábitat de los reptiles que habitan los relictos de pastizal de las sierras de Tandilia.

Especie	Pastizal Arbustivo	Pastizal descubierto	Pastizal denso	Bajo roca	Roca suelta	Sobre roca	Total	N° microhábitats
<i>Amphisbaena darwinii</i>	0	0	0	46	0	0	46	1
<i>Amphisbaena kingii</i>	0	0	0	175	2	0	177	2
<i>Bothrops alternatus</i>	1	0	6	4	0	2	13	4
<i>Epictia munoai</i>	0	0	0	139	1	0	140	2
<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i>	0	1	2	12	1	1	17	5
<i>Liolaemus tandiliensis</i>	1	0	0	2	2	79	84	4
<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	0	0	0	26	0	0	26	1
<i>Paraphimophis rusticus</i>	0	0	1	9	0	0	10	2
<i>Phalotris spegazzinii</i>	0	0	0	18	0	0	18	1
<i>Philodryas agassizii</i>	0	0	2	15	0	1	18	3
<i>Philodryas patagoniensis</i>	1	1	8	39	1	3	53	6
<i>Salvator merianae</i>	3	1	10	0	0	9	23	4
<i>Teius oculatus</i>	9	0	2	1	0	5	17	4

Apéndice II.2. Modelos de ocupación y coeficientes de las covariables que afectan la ocupación de los reptiles de Tandilia. En la primera columna se muestran los distintos tipos de modelos. CC: cobertura de cultivo; CP: cobertura de pastizal nativo; AR: área del relicto más cercano; DR: distancia al relicto más cercano; DC: distancia a caminos; CR: cobertura de roca; CA: cobertura de arboleda; n: número de parámetros en cada modelo. Los modelos se encuentran rankeados en base a los valores de AIC. Δ AIC: la diferencia entre un modelo determinado y el mejor rankeado. Entre paréntesis se indica el error estándar. ~1: modelo constante.

<i>Amphisbaena darwinii</i>	ρ (Int)	Ψ (Int)	Ψ (AR)	Ψ (DC)	Ψ (CR)	n	AIC	Δ AIC
Área relicto+Dist.caminos	-2,12	-2.63	-1,41	-1,52		4	265,11	0
Área relicto+Cob.Roca+Dist.caminos	-2,14	-2.47	-0,99	-1,41	-0,63	5	265,73	0,62
Cob.Roca+Dist.caminos	-2,21	-2.17		-1,72	-0,92	4	266,07	0,95
Dist.caminos	-2,20	-2.20		-2,08		3	267,72	2,60
Cob.Roca	-2,22	-1.92	-1,33		-0,78	3	268,88	3,77
Área relicto	-2,19	-2.06	-1,86			3	268,99	3,88
Cob.Roca	-2,30	-1.41			-1,22	3	273,31	8,20
~1	-2,29	-1.19				2	278,22	13,10

<i>Amphisbaena kingii</i>	ρ (Int)	Ψ (Int)	Ψ (CC)	Ψ (DR)	Ψ (CR)	n	AIC	Δ AIC
Cultivo+Cob.Roca+Dist.Relicto	-1,93	0,60	-2,26	-3,09	6,08	5	544,01	0
Cultivo+Cob.Roca	-1,89	0,34	-2,51		4,26	4	545,70	1,70
Cultivo+ Dist.Relicto	-1,74	-2,86	-3,07	-4,01		4	549,92	5,92
Cob.Roca	-1,89	2,00			5,99	3	554,67	10,66
Cultivo	-1,75	-1,67	-3,51			3	555,44	11,43
Dist.Relicto	-1,75	-2,28		-6,27		3	559,62	15,62
~ 1	-1,77	-0,26				2	583,54	39,53

<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i>	ρ (Int)	Ψ (Int)	Ψ (AR)	n	AIC	Δ AIC
Área relicto	-2,96	-1,70	0,88	3	112,42	0
~ 1	-3,01	-1,58		2	114,60	2,18

<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	$\rho(\text{Int})$	$\Psi(\text{Int})$	$\Psi(\text{CP})$	$\Psi(\text{DC})$	n	AIC	ΔAIC
Cob.Pastizal+Dist.Camino	-2,25	-2,67	1,74	0,87	4	162,74	0
Cob.Pastizal	-2,27	-2,47	1,52		3	167,98	5,24
Dist.Camino	-2,28	-1,90		0,79	3	170,17	7,44
~ 1	-2,31	-1,78			2	175,18	12,44

<i>Philodryas agassizii</i>	$\rho(\text{Int})$	$\Psi(\text{Int})$	$\Psi(\text{DC})$	n	AIC	ΔAIC
Dist.Camino	-2,75	-1,49	0,96	3	153,21	10,14
~ 1	-3,06	-1,00		2	159,96	16,89

<i>Philodryas patagoniensis</i>	$\rho(\text{Int})$	$\Psi(\text{Int})$	$\Psi(\text{CC})$	n	AIC	ΔAIC
Cultivo	-2,14	-10,66	-17,52	3	300,45	0,48
~1	-2,15	-1,24		2	313,42	13,45

<i>Teius oculatus</i>	$\rho(\text{Int})$	$\Psi(\text{Int})$	$\Psi(\text{AR})$	$\Psi(\text{CR})$	n	AIC	ΔAIC
Cob.Roca	-3,13	-4,39		17,29	3	107,01	0
Área relicto	-3,80	6,82	23,28		3	121,41	14,39
~1	-4,48	2,84			2	137,10	30,09

<i>Salvator merianae</i>	$\rho(\text{Int})$	$\Psi(\text{Int})$	$\Psi(\text{CR})$	n	AIC	ΔAIC
Cob.Roca	-2,66	-1,38	0,61	3	173,07	0
~1	-2,65	-1,27		2	175,32	2,25

<i>Liolaemus tandiliensis</i>	$\rho(\text{Int})$	$\Psi(\text{Int})$	$\Psi(\text{CC})$	$\Psi(\text{CP})$	$\Psi(\text{AR})$	$\Psi(\text{DR})$	$\Psi(\text{CR})$	n	AIC	ΔAIC
Cob.Roca+Área relicto	-1,58	-2,85			0,68		1,46	4	194,84	0
Cob.Roca+Dist.Relicto+Área relicto	-1,55	-4,39			0,74	-4,36	1,29	5	194,96	0,13
Cob.Roca	-1,62	-2,65					1,49	3	195,87	1,03
Cultivo+Cob.Roca+Dist.Relicto	-1,62	-6,33	1,33			-10,87	1,52	5	195,96	1,12
Cob.Roca+Dist.Relicto	-1,59	-4,14				-4,23	1,33	4	196,11	1,27

Cob.Roca+Cob.Pastizal+Área relicto+Dist.Relicto	-1,57	-5,21		-0,70	0,64	-7,14	0,93	6	196,17	1,33
Cultivo+Cob.Roca+Cob.Pastizal+Área relicto+Dist.Relicto	-1,62	-8,51	2,03	0,07	0,89	-16,39	1,59	7	196,33	1,49
Cob.Roca+Cob.Pastizal+Dist.Relicto	-1,61	-5,48		-0,94		-8,39	0,87	5	196,42	1,58
Cob.Roca+Cob.Pastizal+Área relicto	-1,58	-2,86		0,06	0,69		1,48	5	196,83	1,99
Cultivo+Cob.Roca+Área relicto	-1,58	-2,84	0,04		0,68		1,47	5	196,83	2,00
Cob.Pastizal+Dist.Relicto+Área relicto	-1,64	-9,22		-1,94	0,74	-18,84		5	197,03	2,19
Cob.Pastizal+Dist.Relicto	-1,62	-9,69		-1,96		-20,20		4	197,63	2,79
Cultivo+Cob.Roca+Cob.Pastizal+Dist.Relicto	-1,62	-6,54	0,91	-0,53		-11,48	1,20	6	197,68	2,84
Cob.Roca+Cob.Pastizal	-1,62	-2,64		-0,10			1,46	4	197,83	2,99
Cultivo+Cob.Roca	-1,62	-2,64	0,08				1,52	4	197,85	3,01
Cultivo+Cob.Roca+Cob.Pastizal+Área relicto	-1,58	-2,86	0,26	0,27	0,71		1,63	6	198,76	3,92
Cultivo+Cob.Pastizal+Área relicto+Dist.Relicto	-1,65	-9,83	0,18	-1,94	0,78	-20,56		6	198,99	4,15
Cultivo+Cob.Pastizal+Dist.Relicto+Área relicto	-1,65	-9,83	0,18	-1,94	0,78	-20,56		6	198,99	4,15
Cultivo+Cob.Pastizal+Dist.Relicto	-1,62	-8,64	-0,32	-1,97		-17,26		5	199,47	4,63
Cultivo+Cob.Roca+Cob.Pastizal	-1,62	-2,64	-0,04	-0,13			1,44	5	199,82	4,99
Cultivo+ nat.grass + near.remn.area	-1,66	-2,58	-1,65	-1,66	0,60			5	206,20	11,36
Cultivo+Cob.Pastizal	-1,69	-2,48	-1,68	-1,76				4	206,43	11,59
Cob.Pastizal+Área relicto	-2,19	-1,46		-1,28	2,48			4	216,97	22,13
Dist.Relicto+Área relicto	-1,95	-6,68			1,52	-14,03		4	219,30	24,46
Cultivo+Dist.Relicto+Área relicto	-2,09	-10,68	1,51		2,36	-26,33		5	219,90	25,07
Cob.Pastizal	-1,87	-1,84		-1,01				3	223,10	28,27
Dist.Relicto	-1,64	-6,14				-11,81		3	223,99	29,16
Cultivo+Dist.Relicto	-1,63	-5,86	-0,12			-10,97		4	225,96	31,13
Cultivo+Área relicto	-1,76	-2,02	-1,10		0,84			4	226,82	31,98
Área relicto	-2,41	-0,65			2,56			3	227,37	32,54
Cultivo	-1,64	-2,02	-0,94					3	230,57	35,73
~1	-1,69	-1,71						2	233,78	38,94

<i>Epictia munoai</i>	$\rho(\text{Int})$	$\Psi(\text{Int})$	$\Psi(\text{CC})$	$\Psi(\text{CP})$	$\Psi(\text{AR})$	$\Psi(\text{DR})$	$\Psi(\text{CA})$	n	AIC	ΔAIC
Cob.Pastizal+Dist.Relicto+Área relicto	-1,57	-15,74		-0,75	-4,06	-36,19		5	447.25	0
Cob.Árboles+Cob.Pastizal+Área relicto+Dist.Relicto	-1,54	-14,78		-0,66	-3,74	-33,45	-0,63	6	448.58	1,33

Ecología espacial y conservación de los reptiles de Tandilia - D.G. Vera

Dist.Relicto+Área relicto	-1,54	-11,66			-3,01	-26,12	4	448.66	1,41	
Cultivo+Cob.Pastizal+Dist.Relicto+Área relicto	-1,58	-19,04	0,55	-0,74	-4,06	-45,11	6	449.16	1,91	
Cultivo+Cob.Pastizal+Área relicto+Dist.Relicto	-1,58	-19,04	0,55	-0,74	-4,06	-45,11	6	449.16	1,91	
Cob.Árboles+Dist.Relicto+Área relicto	-1,52	-11,50			-2,93	-25,41	-0,58	5	449.57	2,32
Cultivo+Dist.Relicto+Área relicto	-1,55	-14,81	0,68		-2,97	-34,84		5	450.38	3,13
Cultivo+Cob.Árboles+Cob.Pastizal+Área relicto+ Dist.Relicto	-1,55	-16,15	0,23	-0,66	-3,73	-37,19	-0,62	7	450.56	3,32
Cultivo+Cob.Árboles+Cob.Pastizal+Área relicto	-1,54	-2,44	-1,77	-0,53	-3,03		-0,85	6	471.78	24,53
Cultivo+Cob.Árboles+Área relicto	-1,52	-2,16	-1,30		-2,39		-0,76	5	471.84	24,59
Cultivo+Área relicto	-1,53	-2,05	-1,25		-2,43			4	472.89	25,64
Cultivo+Cob.Pastizal+Área relicto	-1,55	-2,26	-1,64	-0,42	-2,98			5	473.62	26,37
Cob.Árboles+ Dist.Relicto	-1,59	-6,82				-15,70	-0,73	4	477.90	30,66
Cultivo+Cob.Árboles+Dist.Relicto	-1,60	-10,03	0,96			-24,83	-0,69	5	478.43	31,18
Cob.Árboles+Cob.Pastizal+Dist.Relicto	-1,58	-6,47		0,30		-14,59	-0,69	5	478.76	31,51
Cultivo+Cob.Árboles+Cob.Pastizal+Dist.Relicto	-1,59	-10,52	1,17	0,37		-25,99	-0,63	6	478.80	31,55
Cultivo+Cob.Pastizal+Dist.Relicto	-1,60	-10,77	1,33	0,44		-26,98		5	478.91	31,66
Dist.Relicto	-1,59	-6,90				-16,14		3	479.26	32,01
Cultivo+Dist.Relicto	-1,61	-11,35	1,22			-28,69		4	479.27	32,02
Cob.Pastizal+ near.remn.dist	-1,58	-6,33		0,37		-14,39		4	479.44	32,19
Cob.Pastizal+Área relicto	-1,52	-1,55		0,50	-1,54			4	483.34	36,09
Cob.Árboles + nat.grass +Área relicto	-1,52	-1,61		0,47	-1,49		-0,53	5	483.84	36,59
Cob.Árboles+Área relicto	-1,58	-1,52			-1,69		-0,56	4	485.28	38,03
Área relicto	-1,58	-1,46			-1,75			3	485.31	38,06
Cultivo+ Cob.Árboles	-1,59	-1,18	-0,84				-0,84	4	494.61	47,36
Cultivo+Cob.Árboles+Cob.Pastizal	-1,58	-1,20	-0,62	0,35			-0,79	5	495.01	47,76
Cob.Árboles+Cob.Pastizal	-1,58	-1,10		0,63			-0,67	4	495.85	48,60
Cob.Pastizal	-1,57	-1,02		0,68				3	496.66	49,41
Cultivo+Cob.Pastizal	-1,58	-1,09	-0,47	0,48				4	497.04	49,79
Cultivo	-1,59	-1,06	-0,76					3	498.28	51,03
Cob.Árboles	-1,60	-0,96					-0,70	3	501.30	54,06
~1	-1,60	-0,88						2	503.49	56,25